

UNIVERSIDADE DE RIBEIRÃO PRETO - UNAERP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

FERNANDO AFONSO MARRENGULA

**AVALIAÇÃO DA FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE NO TRATAMENTO DE
EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO PARA REÚSO NÃO
POTÁVEL**

Ribeirão Preto- SP

2016

FERNANDO AFONSO MARRENGULA

AVALIAÇÃO A TECNOLOGIA DA FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE NO
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO PARA
REÚSO NÃO POTÁVEL

Dissertação apresentada à Universidade de Ribeirão Preto
como requisito para a obtenção do título de mestre em
Tecnologia ambiental.

Orientadora: Prof. Dra. Cristina Filomêna Pereira Rosa Paschoalato

Ribeirão Preto-SP

2016

Ficha catalográfica preparada pelo Centro de Processamento Técnico
da Biblioteca Central da UNAERP

- Universidade de Ribeirão Preto -

Marrengula, Fernando Afonso, 1984-

M358a Avaliação da filtração direta descendente no tratamento de
efluente de estação de tratamento de esgoto para reúso não potável /

Fernando Afonso Marrengula. - - Ribeirão Preto, 2016.

93 f.: il. color.

Orientador: Prof^a. Dr^a. Cristina Filomêna P. R. Paschoalato.

Fernando Afonso Marrengula

**“Tecnologia de filtração direta descendente no tratamento de efluente de
estação de tratamento de esgoto para reuso não potável”.**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre pelo programa de Mestrado Profissionalizante em Tecnologia Ambiental do Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias da Universidade de Ribeirão Preto.

Orientadora: Profa. Dra. Cristina Filomena Pereira Rosa Paschoalato

Área de concentração: Tecnologia Ambiental

Data de defesa: 08 de junho de 2016

Resultado: Aprovado

BANCA EXAMINADORA

Cristina F.P.R. Paschoalato

Profa. Dra. Cristina Filomena Pereira Rosa Paschoalato
Universidade de Ribeirão Preto - UNAERP
Presidente

Paulo Eduardo Nogueira Voltan
Prof. Dr. Paulo Eduardo Nogueira Voltan
Universidade de São Paulo – USP

Reinaldo Pisani Junior
Prof. Dr. Reinaldo Pisani Junior
Universidade de Ribeirão Preto - UNAERP

Ribeirão Preto
2016

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, *Afonso Fabião* e *Florinda José*, que sempre me incentivam a trabalhar e lutar por uma vida mais digna e são um grande exemplo de inspiração em minha vida.

Muito Obrigado

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a *Deus*, por me iluminar, proporcionar momentos de realização pessoal, novos conhecimentos e novas amizades.

À *Profa. Dra. Cristina F. P. R. Paschoalato*, pela grande orientação, interesse assíduo, otimismo empreendedor e com quem aprendi muito sobre ciência, serei eternamente grato.

Aos Professores do Mestrado: *Profa. Dra. Ângela Di Bernardo Dantas, Prof. Dr. Luciano F. de Novaes, Prof. Dr. Lucas S. Lehfeld, Profa. Dra. Maristela S. Martinez, Prof. Dr. Murilo D. M. Innocentin e Prof. Dr. Reinaldo Pisani Junior*, pelas competentes instruções curriculares e ensinamentos.

Aos estagiários de iniciação científica do curso de Engenharia Química da UNAERP: *Mateus A. R. Guimarães, Renan Rocha, Mariana Silva, Fernanda Maria e Junia*, pessoas incomparáveis, o meu eterno agradecimento pelo apoio técnico presteza, espírito solidário e valiosa contribuição.

Aos Professores Doutores *Maristela S. Martinez e Reinaldo Pisani Junior*, pela valiosa crítica e sugestões no Exame de qualificação.

À Direção da UNAERP, que criou condições para fosse possível a continuação de meus estudos e aperfeiçoamento pessoal e profissional.

As Secretarias da Pós- Graduação da UNAERP: *Joana Neia Vieira, Marcela Euzébio Berti e Patrícia A. M. Riul*, pela atenção, simpatia e cortesia.

Aos meus pais, irmãos, amigos e familiares que contribuíram direta ou indiretamente para que eu concluísse esta importante fase da minha vida. À minha interna gratidão à minha mãe por sempre me incentivar e não me deixar desistir ao longo de minha caminhada.

Aos meus colegas de Turma: *Bruno Moreira da Silva, Isadora, Marcelo, Matheus, Marcos, Marcelo e Gislaine*.

Que Deus possa retribuir cada um de vocês tudo que eu não sou capaz.

Muito obrigado!

RESUMO

A escassez de água é um problema real de âmbito mundial, o reúso reduz a demanda sobre os mananciais de água. Pode-se poupar grandes volumes de água potável através da substituição por uma água de reúso com qualidade inferior. Neste contexto, foi proposto a aplicação da tecnologia de filtração direta descendente (FDD) em areia, como tratamento complementar, aplicado em um efluente da estação de tratamento de esgoto sanitário (ETE), com vista à obtenção de água de reúso direto. Para tal, foi realizado um monitoramento (12 meses) do efluente da ETE Caiçara de Ribeirão Preto-SP para avaliar a qualidade, foi investigado o Potencial de Formação de Trialometano (PF THM) no efluente da ETE, foram realizados ensaios de tratabilidade em Jarrest por FDD para os coagulantes: sulfato de alumínio; policloreto de alumínio; cloreto férrico e Tanfloc SL, seguido de oxidação com cloro e avaliado a formação de THM. O resultado do monitoramento do efluente da ETE apresentou qualidade adequada com vistas ao lançamento em corpos d'água e para aplicação da FDD, o PF THM foi de $143 \mu\text{g/L}^{-1}$ indicando que a simples cloração do efluente destinado ao reúso é inadequado devido aos riscos de formação de subprodutos indesejáveis, tais como clorofórmio e cloro hidrato. Dentre os coagulantes estudados, todos apresentaram resultados adequados, com as dosagens otimizadas em 15 mg L^{-1} para sulfato de alumínio e Tanfloc; 16 mg L^{-1} para PAC e 25 mg L^{-1} para cloreto férrico, a tecnologia de FDD seguida de oxidação com cloro forneceu água de reúso com Cor aparente entre 1,0 e 18 uH; Turbidez $<1,4 \text{ uT}$; pH de aproximadamente 8,0; Cloro residual livre de 1 mg L^{-1} ; DBO de $<6,5$, sólidos suspensos totais $< 2 \text{ mg L}^{-1}$; *E.Coli* $50 \text{ UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$; COT $<5,4 \text{ mg L}^{-1}$ C e THM $<4,0 \mu\text{g L}^{-1}$ tais resultados atendem as recomendações de qualidade estabelecidas pela USEPA (2004) e da NBR 13969 (ABNT, 1997). Pode-se concluir que, a qualidade da água obtida pela aplicação da tecnologia de FDD seguido de oxidação com cloro atende demanda de reúso urbano irrestrito, tais como irrigação, lavagem de pisos, jardins e espaços públicos, o município pode fazer o armazenamento para combate de incêndio. A proposta adicionalmente reduz o teor de COT e da formação de THM. Recomenda-se a continuidade da pesquisa em escala piloto para obtenção de dados operacionais e para a investigação da formação de cloro hidrato.

Palavras Chaves: água de reúso; estação de tratamento de esgoto; filtração direta descendente; trialometanos.

ABSTRACT

Water scarcity is a real problem worldwide; reuse reduces the demand on the springs of water. You can save large amounts of drinking water by substituting reuse water with inferior quality. In this context, it was proposed the application of direct descendant filtering technology (DDF), as a complementary treatment applied in an effluent from the waste water treatment plant (WTP) intending to obtain direct water reuse. It was conducted a monitoring (12 months) of the effluent from the WTP Caiçara Ribeirão Preto to assess the quality and it was also investigated the potential of trihalomethane formation (PF THM) in the effluent of the WTP. Treatability tests were performed in Jartest by DDF for coagulants: aluminum sulfate; Aluminium polychloride; ferric chloride and Tanfloc SL, followed by oxidation with chlorine and it was reported the formation of THM. The result of the WTP effluent monitoring showed adequate quality with a view to release in water bodies and application of DDF, PF THM was $143 \mu\text{g L}^{-1}$ indicating that a simple chlorination of wastewater intended for reuse is inappropriate due to the risks of formation of undesirable by-products such as chloroform and chlorine hydrate. Amongst tested coagulants, all showed adequate results with optimized dosages of 15 mg L^{-1} to aluminum sulfate, Tanfloc; 16 mg L^{-1} to PAC and 25 mg L^{-1} to ferric chloride, DDF technology followed by oxidation with chlorine provided reuse water with apparent color between 1.0 and 18 uH; Turbidity $<1.4 \text{ uT}$; pH approximately 8.0; free residual chlorine of 1 mg L^{-1} ; $<6.5 \text{ BOD}$, suspended solids $<2 \text{ mg L}^{-1}$; *E. Coli* 50 UFC 100mL^{-1} ; Total Organic Carbon $< 5.4 \text{ mg L}^{-1}$ and THM $<4.0 \text{ mg L}^{-1}$, such results meet the quality recommendations set by the USEPA (2004) and NBR 13969 (ABNT, 1997). It can be concluded that the quality of water obtained by applying the DDF technology followed by oxidation with chlorine meets demand unrestricted urban reuse, such as irrigation, floor washing, gardens and public spaces, the municipality can make storage to combat fire. The proposal further reduces the TOC content and the formation of THM. It is recommended to continue research on a pilot scale to obtain operational data and research of chlorine hydrate formation.

Keywords: direct descendant filtering; trihalomethanes; water reuse; wastewater treatment station.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Demanda consuntiva total no Brasil, (a) Retirada e (b) Consumo.....	15
Figura 2 Vista dos reatores areados tipo carrossel da ETE Caiçara de Ribeirão Preto.	18
Figura 3 Filtros de Areia.....	35
Figura 4 Curva típica de distribuição granulométrica de materiais filtrantes.....	42
Figura 5 Efluente do sedimentador da ETE Caiçara de Ribeirão Preto.	51
Figura 6 Fluxograma com resumo das etapas desenvolvidas na pesquisa.	52
Figura 7 Cromatograma de uma mistura de padrões do ponto 3 (75µg/L) e padrão interno.	56
Figura 8 Tipos de areia classificada	58
Figura 9 mistura de areia usada nos ensaios.....	58
Figura 10 Equipamento de Jarrest com sistema de filtro de areia.	60
Figura 11 Processo existente da ETE Caiçara para tratamento obtenção de água de reúso não potável.	62
Figura 12 Processo proposto para a ETE Caiçara na obtenção de água de reúso não potável.	62
Figura 13 Ponto de aplicação de cloro no efluente da ETE Caiçara.	65
Figura 14 Reservatório de água de Reúso após adição de cloro da ETE Caiçara.	65
Figura 15 - Cromatograma da amostra coletada em 1 de outubro de 2015.....	66
Figura 16 Resultados dos ensaios preliminares para determinação da dosagem de cloro e recomendação entre a 3,5 a 5,0 mg/L Cl ₂	67
Figura 17 Frascos utilizados na reação com DPD e quantificação de cloro residual livre (CRL) após 7 dias.	67
Figura 18 Ensaio de 7 dias para PF THM em triplicata.	67
Figura 19 Cromatograma da quantificação CG-DCE de THM após 7 dias.	68
Figura 20 Cromatograma de confirmação e identificação do Cloro Hidrato no método 551.1	69
Figura 21 Resultados de cor aparente remanescente dos ensaios FDD para o coagulante Sulfato de Alumínio em função do pH de coagulação.....	70

Figura 22 – Resultados de turbidez remanescente dos ensaios de FDD para o coagulante sulfato de alumínio em função do pH de coagulação.....	70
Figura 23 Resultados de cor aparente remanescente dos ensaios de FDD para o coagulante PAC, em função do pH de coagulação.....	71
Figura 24 Resultados da turbidez remanescente dos ensaios FDD para o coagulante PAC em função do pH de coagulação.....	71
Figura 25 Resultados da cor aparente remanescente dos ensaios de FDD para o coagulante Cloreto Férrico em função do pH de coagulação.	72
Figura 26 Resultados da turbidez remanescente dos ensaios de FDD para o coagulante Cloreto Férrico em função do pH de coagulação.	72
Figura 27 Resultados de cor aparente remanescente dos ensaios de FDD para o coagulante TanFloc SL em função do pH de coagulação.....	73
Figura 28 Resultados de turbidez remanescente dos ensaios de FDD para o coagulante TanFloc SL em função do pH de coagulação.	73
Figura 29 Resultados do ensaio de demanda de cloro da água tratada com sulfato de alumínio..	75
Figura 30 resultado do ensaio de demanda de cloro da água tratada com PAC.....	75
Figura 31 Resultado do ensaio de demanda de cloro da água tratada com Cloreto Férrico.....	76
Figura 32 Resultado do ensaio de demanda de cloro da água tratada água tratada com Tanfloc.	76
Figura 33 Resultados de ensaio após FDD e desinfecção.	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Qualidade de água de reúso e tipos de tratamento sugeridos para cada categoria de reúso direto, segundo USEPA (2004).	27
Tabela 2 - Classificação, qualidade e utilização de água de reúso NBR 13969 (ABNT, 1997)...	30
Tabela 3 - Parâmetros de qualidade da água bruta, de projeto e operação recomendados para o emprego das tecnologias de filtração direta.	34
Tabela 4 - Características dos meios filtrantes empregados em filtração direta descendente.	40
Tabela 5 - Composição da areia com tipo, tamanho dos grãos e utilização recomenda.	41
Tabela 6 Parâmetros, unidade, metodologias e referências da APHA (2012), equipamentos, limite de detecção de métodos (LDM) e VMP segundo CONAMA 430 Seção III (2011) e Decreto SP nº 8.468 (1976).	53
Tabela 7 Resumo da curva de calibração para Trialometanos em µg/L.....	55
Tabela 8 Resultados de validação para trialometanos em µg/L.	55
Tabela 9 Especificações dos produtos químicos e funções no ensaio.....	59
Tabela 10 Resultados expressos em valores médios (n=25) e desvio padrão (DP) do monitoramento do efluente da ETE Caiçara e os valores de referência.	63
Tabela 11 Resultados de trialometanos água de reúso da ETE efluente tratado por processo biológico aeróbio seguido de desinfecção com cloro, a formação de subprodutos.....	65
Tabela 12 Resultados de PF THM após 7 dias, média (n=3), Desvio Padrão (DP) e parâmetros de controle pH e cloro residual livre (CRL) após 7 dias.	68
Tabela 13 - Resultados de dosagem, pH, cor aparente e turbidez remanescente para os diferentes coagulantes estudados.....	74
Tabela 14 Resultados após FDD e desinfecção.....	77

LISTAS DE ABREVEATURAS, SIGLAS E SIMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AHA	Ácidos haloacéticos
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
BDCIM	Bromodictlorometano
BF	Bromofórmio
CF	Clorofórmio
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CRL	Cloro residual livre
DAEE	Departamento de Água e Energia Elétrica
DAERP	Departamento de Água e Esgoto de Ribeirão Preto
DBCIM	Dibromoclorometano
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DPD	N,N-Dietil-P-Phenilenodiamina
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FDA	Filtração Direta Ascendente
FDAAG	Filtração Direta Ascendente em Areia Grossa
FDAP	Filtração Direta Ascendente em Pedregulhos
FDD	Filtração Direta Descendente
LDM	Limite Detecção do Método
MTBE	Metil-Terc Butílico Éter
NBR	Norma Brasileira Reguladora
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
OMS	Organização Mundial da Saúde
PAC	Cloreto de Polialumínio

PAC	Policloreto de Alumínio
PF	Potencial de Formação
pH	Potencial Hidrogeniônico
SA	Sulfato de Alumínio
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SST	Sólidos suspensos totais
THM	Trihalometanos
uH	Unidade Hazen de cor
UNAERP	Universidade de Ribeirão Preto
USEPA	United States Environment Protection Agency
uT	Unidade de Turbidez
VMP	Valor Máximo Permissível
WHO	World Health Organization

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	13
2.1 OBJETIVOS GERAIS	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3 REVISÃO DA LITERATURA	14
3.1 DEMANDA DE ÁGUA NO BRASIL.....	14
3.2 DISPONIBILIDADE HÍDRICA NO MUNICÍPIO DE RIBEIRÃO PRETO	15
3.3 SISTEMAS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE RIBEIRÃO PRETO-SP	17
3.4 ASPECTOS HISTÓRICOS SOBRE REÚSO ÁGUA	18
3.4.1 Reúso de água no mundo.....	19
3.4.2 Reúso de água no Brasil	22
3.4.3 Conceitos sobre reúso de água.....	24
3.4.4 Legislação sobre reúso pelo mundo.....	26
3.4.5 Legislação sobre reúso no Brasil	28
3.5 Tratamento de águas residuárias.....	31
3.5.1 Tecnologias de tratamentos para reúso.....	32
3.5.2 Filtração direta.....	32
3.5.3 Filtração direta descendente	35
3.5.4 Coagulação química	37
3.5.5 Meio filtrante	40
3.5.6 Taxa de filtração	41
3.6 DESINFECÇÃO E O PROCESSO DE FORMAÇÃO DE SUBPRODUTOS	43
3.6.1 POTENCIAL DE FORMAÇÃO DE SUBPRODUTOS HALOGENADOS	44
3.7 PARÂMETROS DE CONTROLE USADOS COMO INDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA DE REÚSO	45
3.7.1 Turbidez.....	46
3.7.2 Cor aparente.....	46
3.7.3 Potencial hidrogeniônico pH	47
3.7.4 Alcalinidade.....	47
3.7.5 Demanda química de oxigênio e demanda bioquímica de oxigênio	48
3.7.6 <i>Escherichia Coli</i>	49
3.7.7 Sólidos totais suspensos e dissolvidos.....	49
3.8 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A LITERATURA	50

4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	51
4.1 MONITORAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	52
4.2 DETERMINAÇÃO DE SUBPRODUTOS	54
4.3 POTENCIAL DE FORMAÇÃO DE SUBPRODUTOS	56
4.4 ENSAIOS DE TRATABILIDADE POR FILTRAÇÃO DIRETA	57
4.5 CARACTERÍSTICAS DOS COAGULANTES QUÍMICOS E REAGENTES.....	58
4.6 ENSAIOS DE OTIMIZAÇÃO DA COAGULAÇÃO PARA DIFERENTES COAGULANTES.....	59
4.7 DESINFECÇÃO.....	61
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	63
5.1 RESULTADOS DO MONITORAMENTO.....	63
5.2 MONITORAMENTOS DA ÁGUA DE REÚSO DA ETE	64
5.3 RESULTADOS DO POTENCIAL DE FORMAÇÃO DE TRIALOMETANOS	66
5.4 Resultados de Ensaio de Tratabilidade por Filtração Direta Descendente	69
5.4.1 Resultados com Sulfato de Alumínio	69
5.4.2 Resultados com Cloreto de Poli alumínio (PAC).....	71
5.4.3 Resultados com Cloreto Férrico	72
5.4.4 Resultados com TanFloc- SL	73
5.4.5 Comentários Finais Sobre os Ensaio de FDD.....	74
5.5 Resultados dos ensaios de FDD com oxidação	74
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	79
REFERÊNCIAS	81

1 INTRODUÇÃO

Em razão da crescente limitação de água e sua inevitável escassez futura, faz-se necessário estudo sobre a aplicação de alternativas tecnológicas para o tratamento de água para atender demanda de consumo racional e sustentável, afim de que seja preservada a disponibilidade de água para as presentes e futuras gerações, pois a água, é um bem essencial a sobrevivência.

Tal situação é agravada pela distribuição desigual dos recursos hídricos, atualmente existem 26 países que abrigam milhões de pessoas e que se enquadram na categoria de áreas com escassez de água. Segundo Mancuso e Santos (2003), pelo menos 8% da reserva mundial de água doce estão no Brasil, sendo que 8% encontram-se na Região Amazônia e somente 20% encontram se distribuídos nas regiões onde vivem 95% da população brasileira.

Diante desta situação, o reúso de água deve ser considerado como parte do uso racional ou eficiente da água, o qual compreende também o controle de perdas e desperdícios, e a minimização da produção de efluentes e do consumo de água. Os esgotos tratados têm um papel fundamental no planejamento e na gestão sustentável dos recursos hídricos como um substituto para o uso de águas destinadas a fins agrícolas, industriais, urbanos e ambientais. Ao liberar as fontes de água de boa qualidade para abastecimento público e outros usos prioritários, o reúso de esgotos contribui para a conservação dos recursos. O reúso reduz a demanda sobre os mananciais de água devido à substituição da água potável por uma água de qualidade inferior. Essa prática, atualmente muito discutida, posta em evidência e já utilizada em alguns países é baseada no conceito de substituição de mananciais. Tal substituição é possível em função da qualidade requerida para um uso específico (CETESB, 2015). Podem-se poupar grandes volumes de água potável através do reúso com a utilização de água de qualidade inferior (geralmente efluentes pós-tratados) para atendimento das finalidades que podem prescindir desse recurso dentro dos padrões de potabilidade.

Atualmente, a tecnologia e os fundamentos ambientais, permitem fazer o uso e o reúso dos recursos hídricos disponíveis localmente, mediante programas adequados de gestão. A implementação da prática de reúso da água já configura uma realidade adotada em alguns países, inclusive pelo Brasil. O reúso de água reduz a demanda sobre os mananciais devido à

substituição da água potável por uma água de reúso com qualidade inferior, para fins menos nobres.

Porém, em algumas estações de tratamento de esgotos (ETE), é comum o procedimento de desinfecção com cloro em uma parcela do efluente e denominar este efluente como água de reúso da ETE, ignorado completamente à indesejável formação de subprodutos da desinfecção, principalmente os trialometanos, substâncias reconhecidamente cancerígenas, que se formam quando se submete água com presença de matéria orgânica em contato com cloro.

Este procedimento pode ser observado na ETE Caiçara de Ribeirão Preto, onde uma parcela do efluente da ETE é desinfectado por adição de hipoclorito de sódio, armazenado e posteriormente utilizado apenas para reúso industrial como a diluição de polímero lavagem de decantador e piso e irrigação de área verde da ETE.

Tal fato motivou a realização deste trabalho que se propõe a avaliar o desempenho da tecnologia de filtração rápida descendente seguida de desinfecção com cloro do efluente da ETE de Ribeirão Preto Caiçara, visando à obtenção de água com qualidade ao reúso não potável, observando o benefício do emprego da tecnologia frente à formação de trialometanos. Além de possibilitar a ETE uma nova oportunidade de negócio com a comercialização de água de reúso.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVOS GERAIS

O objetivo do presente trabalho foi estudar a aplicação da tecnologia de filtração direta descendente como tratamento complementar em efluente da estação de tratamento de esgoto sanitário com vista à obtenção de água para reúso direto com qualidade não potável segundo requisitos da USEPA (2004) e NBR 13969 (ABNT, 1997).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para alcançar o objetivo pretendido, foram propostos os seguintes objetivos específicos:

- Investigar a qualidade do efluente da ETE bruto e de reúso quanto a características físicas, químicas e bacteriológicas;
- Avaliar o potencial de formação dos trihalometanos no efluente da ETE Caiçara;
- Avaliar a tratabilidade por filtração rápida descendente do efluente da ETE Caiçara com diferentes coagulantes em escala de bancada;
- Realizar ensaios de Filtração direta descendente seguida da desinfecção com cloro e investigar o Potencial de Formação de trihalometanos.
- Avaliar a qualidade da água de reúso resultante.

3 REVISÃO DA LITERATURA

Neste capítulo são apresentados os itens pertinentes à revisão literária dos principais tópicos no desenvolvimento do trabalho, relacionados a cada processo utilizado e o conjunto dos mesmos, foram os seguintes: as demandas referentes à captação e consumo do país, os aspectos legais e as diversas possibilidades do reúso de água; os critérios e procedimentos para o reúso de águas residuárias e algumas experiências realizadas e as diferentes tecnologias empregadas. Tais fundamentos foram primordiais para o desenvolvimento do estudo.

3.1 DEMANDA DE ÁGUA NO BRASIL

Segundo dados do Ministério das Cidades (2012), o Brasil produz anualmente 12,5 bilhões de metros cúbicos de água e só fatura 6,7 bilhões de metros cúbicos, ou seja, 4,9 bilhões de metros cúbicos de água é desperdiçada entre a estação até ao consumidor final por motivos diversos, do total que chega ao consumidor final 80% (6,08 bilhões de m³) transforma-se em esgoto doméstico ou efluente industrial, sendo a maior parte lançada nos corpos hídricos.

De acordo com o Relatório de Conjuntura de Recursos Hídricos, elaborado pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2012), com relação aos usos consuntivos, no qual parte da água captada é consumida no processo produtivo, não retornando ao curso de água. Os resultados das estimativas de demanda dos recursos hídricos no Brasil em 2010, considerando os usos consuntivos, a maior vazão de retirada foi para fins de irrigação, 54% do total, seguido do uso para fins de abastecimento humano urbano, cuja vazão de retirada representou 22%. Em relação à vazão de consumo, que representa 51% da vazão de retirada, 72% corresponderam à demanda de irrigação, seguida de dessedentação animal (11%), abastecimento urbano (9%), abastecimento industrial (7%) e abastecimento rural (1%) (ANA, 2012).

Por meio desses dados é possível perceber que, proporcionalmente, os maiores desperdícios, ocorrem no ambiente urbano (abastecimento urbano e uso industrial), onde os índices chegam a 80%. Já no ambiente rural, apesar do maior volume consumido, a perda de água é de 49% no abastecimento rural, 32% no uso da água para irrigação e 7% na dessedentação de animais. Na média mundial, cerca de 70% dos recursos hídricos disponíveis atualmente são destinados à irrigação, contra apenas 20% para a indústria e menos de 10% para

abastecimento da população (higiene e consumo direto). Nos países desenvolvidos, o porcentual de uso da água para irrigação é ainda maior, chegando próximo dos 80%. Na Figura 1 está apresentada a demanda consuntiva total do Brasil.

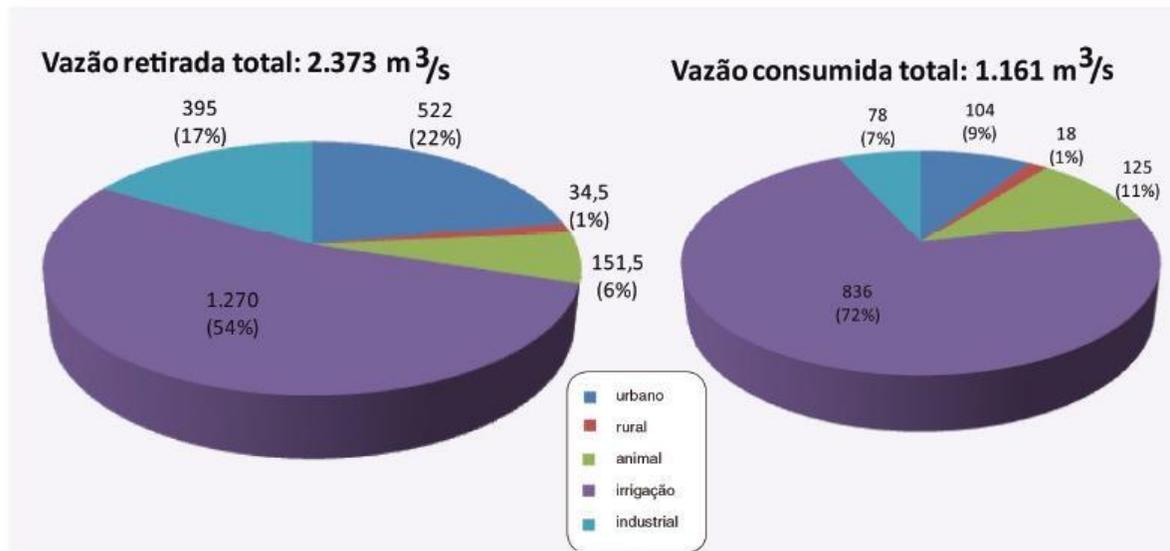


Figura 1 Demanda consuntiva total no Brasil, (a) Retirada e (b) Consumo.

Fonte: ANA (2012).

3.2 DISPONIBILIDADE HÍDRICA NO MUNICÍPIO DE RIBEIRÃO PRETO

O município de Ribeirão Preto localiza-se no nordeste do Estado de São Paulo, a 310 km de sua capital e a 500 km da capital do Estado de Minas Gerais. Possui área territorial de 650,955 km² e população estimada de 649.556 habitantes em 2013 (IBGE, 2014). O município de Ribeirão Preto faz parte do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Pardo (CBHPARDO), e sua área nessa bacia é de 509,78 km², correspondendo a 5,67% do total da bacia. Ribeirão Preto é um dos municípios abastecidos pelo Aquífero Guarani. O Aquífero possui, aproximadamente, 1.100.000 km² que se estende por sete estados brasileiros, Argentina, Uruguai e Paraguai e tem grande importância econômica, possuindo zonas de intensa atividade urbana, industrial e agrícola. As suas zonas de recarga, atribuídas às áreas aflorantes do Aquífero, correspondem a 10% da área total. Dentre sua grande extensão, a cidade de Ribeirão é a única de porte médio a

ter todo seu consumo suprido pelo Aquífero Guarani, no qual se observam sinais de super exploração em algumas regiões, algumas chegam a serem críticas (CBH PARDO, 2009).

De acordo com o CBH Pardo (2009), 100% do abastecimento da cidade são exclusivos do manancial subterrâneo devido à grande captação em poços. Para retirada da água de profundidades de mais de 200 metros, são perfurados poços tubulares profundos e sua extração é realizada com bombas submersíveis. São 103 poços artesanais outorgados que produzem 14.050 m³ de água por hora e abastecem aproximadamente 650 mil habitantes de Ribeirão Preto (IBGE, 2010), sem contar poços particulares legais e clandestinos.

No município de Ribeirão Preto, o sistema público é administrado pela autarquia municipal Departamento de Água e Esgotos de Ribeirão Preto (DAERP), criada em 1969.

Para fins de controle da qualidade da água, o conjunto de poços de captação foi dividido em 19 sistemas, que se encontram cadastrados no Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA). Encontram-se cadastrados 102 poços ativos, que respondem pelo fornecimento de 449 m³/s de água potável. (DAERP, 2014a). Para atender a demanda por água potável da área urbana do município, operam complementarmente ao sistema público de abastecimento de água 218 poços tubulares profundos, que funcionam como soluções alternativas de abastecimento de empresas públicas e privadas, tais como escolas, hotéis, hospitais, indústrias de medicamentos, indústrias de alimentos, clubes recreativos e condomínios residenciais.

No Estado de São Paulo, foram constituídos 20 Comitês de Bacias Hidrográficas consideradas como Unidades de Gestão dos Recursos Hídricos (UGRHI). A Bacia Hidrográfica do Rio Pardo representa a UGRHI-4.

O rio Pardo, com bacia total de 34.500 km², possui trecho no município, delimitando-o ao norte. A porção sul do município está localizada na bacia hidrográfica do mais importante afluente do rio Pardo, o rio Moji-Guaçu, que ocupa uma bacia com 17.800 km² de área total (DAEE, 2014).

Segundo dados do Projeto Aquífero Guarani (2008), Ribeirão Preto tem uma taxa de consumo equivalente a 146 m³/hab.ano, resultando em uma demanda anual por água na cidade de aproximadamente 88 milhões de metros cúbicos, incluindo residências, comércio, uso público e indústrias, sendo que a projeção da taxa explorada futuramente possa ser superior a 219 m³/hab.ano.

3.3 SISTEMAS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE RIBEIRÃO PRETO-SP

O município de Ribeirão Preto possui cerca de 13000 indústrias, as residências da população recebem água tratada, sendo 97% delas ligadas à rede coletora de esgoto. A região tem maior índice de desenvolvimento econômico e social de São Paulo, produz 70% do suco de laranja e exportada 20% do açúcar produzido pelo Brasil (CODERP, 2011).

O sistema de esgotos, em Ribeirão Preto, iniciou-se com a Estação de Tratamento de Esgoto de Caiçara, em 2000. A ETE de Caiçara é responsável pelo tratamento de esgoto doméstico proveniente dos bairros situados na bacia do córrego Palmeiras (bairros da zona leste). O esgoto coletado nos bairros é encaminhado até a caixa de chegada da ETE Caiçara, através de um interceptor chamado coletor tronco (AMBIENT, 2011). O processo de tratamento da ETE é biológico de lodo ativado prolongado de dois módulos do tipo Carrossel, com capacidade máxima é de 25000 m³/h e o volume diário de esgoto tratado atual são de 18.000 m³. Atualmente são atendidos 60.000 habitantes, a quantidade mensal de lodo produzido é de 260 toneladas e a idade de lodo produzido é de 18 dias e o tempo de detenção hidráulica é de aproximadamente 24 horas. O Município tem atendimento de cerca de 98,5% de esgoto da sua rede coletora, e segundo dados anunciados no relatório anual do Sistema Nacional de Informações sobre *ranking* do Saneamento (SNIS, 2015), das 100 maiores cidades do Brasil, o município ocupado a 9ª melhor posição.



Figura 2 Vista dos reatores areados tipo carrossel da ETE Caiçara de Ribeirão Preto.

Segundo Von Sperling (2009), no sistema de tratamento de esgoto por lodo ativado convencional, o processo parte do princípio que se tem de evitar a fuga descontrolada de bactérias ativas produzidas no sistema e que, portanto, deve-se circulá-las de modo a se manter a maior concentração possível de microrganismos ativos no reator. O sistema de lodos ativados opera com tempo de detenção hidráulico (TDH) de 4 a 12 horas. Esses microrganismos estão na forma flocos e podem ser removidos por sedimentação em sedimentador secundário (ou flotador por ar dissolvido). Uma parte do lodo é circulada ao reator aeróbico e parte é descartada para tratamento e destino final.

3.4 ASPECTOS HISTÓRICOS SOBRE REÚSO ÁGUA

O reúso de água é praticado há muitos anos, a primeira evidência de utilização de esgotos foi na agricultura durante o período da civilização de Minoram na Grécia (ASANO e LEVINE, 1996¹ *apud* MANCUSO, 2001).

Outra evidência importante da preocupação com a qualidade da água para usos mais nobres remontam a Roma antiga (97 a.C.) quando os operadores dos aquedutos romanos

¹ ASANO e LEVINE. Wastewater reclamation, recycling and reuse: past present, and future. Water science and Technology, 1996.

classificavam as águas transpostas em função de sua qualidade e abundância, atribuindo usos diferenciados para cada uma delas (SILVA et al, 2003).

Já em meados do século XIX, com a evolução dos grandes conglomerados urbanos e de sistemas de esgotamento sanitário que conduziam os esgotos para disposição em corpos de água, é que foram constatadas as primeiras evidências do reúso de águas para fins potáveis – no caso não planejado, ou seja, as comunidades que se instalavam à jusante destes centros urbanos consumiam águas que já teriam sido utilizadas. Este fato, associado à escassez de tecnologias para o tratamento de água e esgotos resultou nas catastróficas epidemias dos anos 1840 e 1850, como febre asiática e febre tifoide (ASANO e LEVINE, 1998¹ *apud* MANCUSO, 2001).

Na Europa, as duas últimas décadas testemunharam crescente escassez nos recursos hídricos, tanto em termos de qualidade da água, quanto em escassez e deterioração, o que levou muitos municípios a olhar para uma utilização mais eficiente dos recursos hídricos, incluindo uma ampla aceitação de práticas de reúso. Cerca da metade dos países europeus sofrem escassez de recursos hídricos, que é definido por um índice percentual, com valores inferiores a 10%, este índice é considerado baixo. Para valores na faixa de 10-20% indica que a disponibilidade hídrica torna-se uma restrição ao desenvolvimento e que significativos investimentos são necessários para proporcionar um abastecimento adequado. Já para um estresse hídrico acima 20% é necessário que sejam realizados esforços para equilibrar a oferta e a procura de água e que sejam desenvolvidas ações para resolver conflitos entre usuários e consumidores (BIXIO et al, 2006).

O conjunto das atividades humanas, cada vez mais diversificado, associado ao crescimento demográfico, vem exigindo mais atenção às necessidades de uso de água para as mais diversas finalidades (HESPANHOL, 2003). Assim, é possível avaliar a possibilidade de reduções de custos nos tratamentos de água de abastecimento e redução na captação de água de rios através do aproveitamento ou reaproveitamento de água e efluentes e, desta forma, definir o uso em função da qualidade físico-química que dada amostra de água apresenta. Assim, surge o conceito de reúso de água que pode apresentar diferentes formas e conceitos.

3.4.1 Reúso de água no mundo

Jiménez e Asano (2008) estimaram que aproximadamente 50 milhões de m³/dia de águas residuais são reutilizadas no mundo. Os autores também relatam que 21 milhões de m³/dia de esgotos municipais tratados são reutilizados em 43 países.

É difícil determinar quais são os principais países que fazem reúso de água através do reaproveitamento das efluentes tratados, por três razões (JIMÉNEZ e ASANO, 2008; LIBHABER, 2012):

- A reutilização é medida de forma diferente nos países (volume total reutilizado, reutilização per capita, por exemplo);
- Os valores totais do país pode ocultar a importância da reutilização a nível local;
- Não há dados exatos sobre os percentuais de distribuição de água entre as possíveis formas de reúso.

Alguns países estão à frente quando se fala em reúso, um exemplo que se destaca é Israel que reaproveita 80% de esgoto, sendo que 90% desse reúso de esgoto é destinado à irrigação agrícola. Nos Estados Unidos cerca de 50% de água de reúso é para a agricultura (LIBHABER, 2012). A reutilização de efluentes domésticos tratados na irrigação agrícola é predominante na maioria dos países.

Países como Israel, Austrália e Singapura, em função de suas diferenças em termos de clima, densidade populacional, disponibilidade de recursos hídricos e história, os levaram a diferentes resultados com relação ao reúso de água (*NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES*, 2012).

Não há regulamentação federal sobre reúso, nos Estados Unidos, que passa a ser responsabilidade dos estados. Os primeiros padrões para reúso foram adotados no estado da Califórnia em 1918 para uso em irrigação agrícola. Desde então, este vem revendo seus padrões, acrescentando outros tipos de reúso possíveis e os tratamentos necessários. Em função da experiência adquirida e das pesquisas realizadas, são agregados os conhecimentos das questões relativas às tecnologias de tratamento e de proteção à saúde pública (CROOK² 1998 *apud* RODRIGUES, 2000). À medida que a água de reúso passou a ser reconhecida como parte integrante dos recursos hídricos, outros estados, seguindo o exemplo da Califórnia (EUA), criaram suas próprias regulamentações.

²CROOK, James. Water reclamation and reuse criteria. Water quality management library – Volume 10/Wastewater reclamation and reuse. Pennsylvania, USA: Technomic Publication, 1998.

Leite (2003) relata o reúso em Tóquio, no Japão, a partir de 1951, quando uma fábrica de papel utilizou o efluente secundário de uma estação de tratamento de águas residuárias e passou a comercializar a mesma para outras indústrias da região. No final da década de 60, o Japão já possuía vários projetos urbanos de reúso e recuperação de águas residuárias.

Diversas cidades entre as quais Ooita, Aomori e Tóquio fazem uso de esgotos tratados ou de outras águas de baixa qualidade para fins urbanos não potáveis, economizando os escassos recursos hídricos localmente disponíveis. Como citado na cidade japonesa de Fukuoka, diversos setores operam com rede dual de sistema de água, uma das quais com esgotos domésticos tratados em nível terciário (lodos ativados, desinfecção com cloro em primeiro estágio, filtração, ozonização, desinfecção com cloro em segundo estágio) para uso em descargas de toaletes de edifícios residenciais. O efluente tratado também é utilizado para outros fins, incluindo irrigação de árvores urbanas, lavagem de gases e usos industriais (resfriamento e desodorização).

O reúso na Tunísia passou a ser necessário, além de prioritário na estratégia nacional para a gestão dos recursos hídricos, em função do crescimento da escassez e do aumento da poluição das águas (BAHRI, 1998).

Conforme Bahri (1998), o Ministério da Saúde Pública é responsável pela regulamentação da qualidade das águas para irrigação, assim como monitoramento e controle da poluição das águas. A água de reúso é principalmente utilizada para irrigação restrita. Os efluentes com tratamento secundário são aplicados em uma série de culturas, exceto em vegetais que são consumidos crus ou cozidos.

A África do Sul, assim como outros países que praticam o reúso, passou a considerar as águas provenientes desta prática como recurso adicional para suprir a necessidade de sua população. O princípio poluidor-pagador vem sendo mais bem aplicado, o que impulsionar a implementação do reúso (ODENDAAL³, et. al. 1998 *apud* RODRIGUES, 2005).

Considerando as condições geográficas, onde as maiores cidades estão localizadas longe do mar, a legislação de reúso de água prevê o reúso indireto de efluentes que devem retornar ao curso d'água de origem. O controle deve ser exercido no tratamento e na descarga dos efluentes. Significa que deve haver uma grande integração entre os aspectos de tratamento de efluentes e as políticas de proteção da qualidade das águas (RODRIGUES, 2005).

³ ODENDAAL, P.E.; GROBLER, G.L. Wastewater reuse in South Africa. In: ASANO, Takashi. Water quality management library – Volume 10/Wastewater reclamation and reuse. Pennsylvania, USA: Technomic Publication, 1998.

A França possui uma localização privilegiada em relação aos recursos hídricos, visto que não possui terras áridas. Diante desse fato, as indústrias, forçadas principalmente pelos aumentos dos custos decorrentes de sua poluição, têm feito grandes esforços na direção de reduzir os seus consumos, promovendo a reciclagem da água por elas utilizada. Em contraste, não há qualquer incentivo ao reúso agrícola, que apesar de já ter sido empregado no país, perdeu espaço para as preocupações com preservação de ambientes sensíveis à poluição. O reúso doméstico também não é considerado na França, em função de seus custos, e do risco de conexões cruzadas (RODRIGUES, 2005).

3.4.2 Reúso de água no Brasil

No Brasil, a utilização de água de reúso para fins não potáveis ainda é muito limitada. Alguns estados, no entanto, já estão aplicando técnicas de reúso e racionalização. O estado de São Paulo, por exemplo, tem hoje 130 mil indústrias e a estimativa é de que 40% delas já adotem algum tipo de medida de reutilização de água, mesmo que simples. Em 2005 a proporção era de apenas 1% (MOGAMI, 2011).

A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), pioneira em possuir um programa de água de reúso, é responsável pelo fornecimento de mais de 110 milhões de litros de água por mês, provenientes de estações de tratamento de esgoto (ETE), para reúso com fins não potáveis, como: lavagem de ruas e veículos; geração de energia; refrigeração de equipamentos; processos industriais e irrigação de áreas verdes. Este programa, iniciado em 1997, é considerado o maior do Brasil. A SABESP, em parceria com a empresa Foz do Brasil, desenvolveu o projeto Aquapolo, maior projeto de água de reúso para fins industriais do hemisfério sul. Este projeto visa fornecer água não potável, a partir do esgoto público da ETE ABC da SABESP, para o Polo Petroquímico no ABC paulista.

No Rio de Janeiro, a Petrobras e a Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro (CEDAE) firmaram um contrato para o fornecimento de água de reúso para o abastecimento do Complexo Petroquímico do Estado do Rio de Janeiro (COMPERJ). O projeto tem muita similaridade com o Aquapolo paulista e também envolve a Foz do Brasil na sociedade de propósito específica, formada com a CEDAE, para coordenar a obra e a operação da unidade de reúso.

O projeto, considerado o maior projeto de água de reúso do mundo, fornecerá água de reúso proveniente de esgoto tratado pela ETE Alegria, no Caju, onde será construída uma unidade de tratamento que produzirá água de reúso para uso industrial no COMPERJ. A água chegará ao complexo petroquímico por um duto submarino, cruzando a Baía de Guanabara. A água fornecida servirá para os processos de geração de vapor e resfriamento de caldeiras, entre outros processos. É prevista uma vazão de fornecimento de 500 litros de água tratada por segundo em 2013 e de 1.500 litros por segundo em 2017. O investimento é estimado em cerca de R\$ 1 bilhão.

O Comércio de Petróleo do Rio de Janeiro (COMPERJ), com unidades de refino e petroquímicas, está previsto para ser entregue, em sua primeira fase, em 2014, quando sua refinaria terá capacidade de processar até 165 mil barris de petróleo por dia. A segunda fase, prevista para 2018, atingirá a capacidade total de 330 mil barris de petróleo por dia (FURTADO, 2012).

A estação experimental Jesus Netto, da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) é um exemplo da reutilização do esgoto urbano. A estação de tratamento de esgoto ETE presta serviços para a indústria Coats Corrente, após a adesão da indústria à rede de reúso de água da SABESP passou a utilizar o esgoto tratado para: beneficiamento de fios, mercerização, alvejamento, tingimento, lavagem de fios, Filho (2013). Segundo Filho (2010), “a SABESP esta se mobilizando para fornecer em grande escala uma nova matéria prima para o mercado, a água de reúso, pouco conhecida, ou quando conhecida, discriminada pelo consumidor por falta de conhecimento”.

Outro exemplo de empreendimento foi descrito por Grull *et al.* (2013), é um projeto de descarga zero e reúso para irrigação em parque temático, tendo como objetivo atender até trinta mil visitantes por dia, tendo como princípio o tratamento e a distribuição para reúso do esgoto gerado nos sanitários, bares e restaurantes.

Stange e Teixeira (2010) chegaram a um possível reúso de água residuária pré-tratada após utilização em máquinas de hemodiálise. Os autores verificaram que as características do efluente tratado são compatíveis para a reutilização em serviços de lavanderia, caldeira e caixa d'água central do Conjunto Hospitalar de Sorocaba. Nesse mesmo sentido Grull *et al.* (2013) estudaram a reutilização da água em uma lavanderia que recebe roupas de hospitais na região metropolitana de SP. De acordo com o artigo publicado pela Bayer (2012), localizada no Parque

Industrial de Belford Roxo (RJ), que hoje utiliza a água para uso industrial proveniente do rio Sarapuí, considerado um dos rios mais poluídos do estado do Rio de Janeiro por receber esgoto *in natura* dos seus vizinhos, desenvolveu um projeto para captar e tratar a água do rio e reduzir a quantidade de água de abastecimento recebida pela CEDAE. A estação construída contempla uma câmara de floculação, decantação, filtração por carvão ativado, areia e uma unidade de osmose reversa para reduzir os cloretos da água e permitir seu uso, principalmente nas torres de resfriamento, a capacidade é de tratar 90 m³/hora. Desta maneira, a empresa deixou de consumir mensalmente 65 mil m³/mês, desde 2006. A água tratada é utilizada no processo industrial da Bayer e das empresas instaladas no parque e os efluentes, que passam por uma série de processos na Estação de Tratamento de Despejos Industriais, são descartados no rio, a montante da captação, com qualidade superior à inicial.

3.4.3 Conceitos sobre reúso de água

Reúso de água é o aproveitamento de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, para suprir as necessidades de outros usos benéficos, inclusive o original. Podendo ser direto ou indireto, assim como ser obtido por ações planejadas ou não planejadas (LAVRADOR FILHO, 1987). Outra boa definição para reúso seria, segundo Mierzwa e Hespanhol (2005) a utilização dos efluentes tratados ou o uso direto de efluentes em substituição à fonte de água normalmente explorada, contribuindo com a redução do volume de água captado no manancial e do efluente gerado pela indústria.

O reúso de água é a utilização de águas tratadas em diversas atividades. A *Environmental Protection Agency* (EPA) publicou normas que sugere as categorias de reúso: urbano; industrial; agrícola; ambiental e recreacional; recarga de aquíferos; aumento de suprimento de água potável por meio de reúso potável indireto e direto (USEPA, 2004).

Num cenário que se estende por décadas de escassez de água de qualidade em determinadas partes do planeta, onde a demanda já superou ou está próxima de superar a oferta, o reúso de águas é uma opção ecológica e socialmente correta, pois reduz o gasto de água potável, desviando esse insumo para uso humano e para operações industriais, nas quais é imprescindível o uso de água de melhor qualidade (ADROVER, 2012; PEDRAZA, 2010; DO MONTE, 2007; BIXIO, 2006; FATTA, 2005; ANGELAKIS *et al*, 1999). Aplicações de água de reúso em tarefas com menor restrição de qualidade, tais como irrigação, lavagem de ruas e

pátios, uso em sanitários e como água de torres de refrigeração devem ser incentivadas, assim como a conservação e a racionalização da água em operações agropecuárias e industriais. Neste último caso, Alvarez e colaboradores (2004) afirmam que operações relativamente simples podem ser aplicadas para a minimização e otimização do uso da água em processos de limpeza de reatores, tanques e *containers* para determinadas indústrias, podendo alcançar redução de 60 a 90% em economia de água.

Devido a sua importância na gestão de recursos hídricos, o reúso de água esta desatada no Capítulo 18, da Agenda 21, que aborda o reúso como forma de prevenção e controle da poluição de água e estimula o uso de efluentes tratados em agricultura aquicultura, industrial, etc.

As possibilidades de reúso dependem de características, condições e fatores locais econômicos, sociais e culturais. O uso do esgoto constitui importante elemento nas políticas e nas estratégias de gestão de recursos hídricos (HESPANHOL, 2006).

A Organização Mundial de Saúde (OMS) distingue três tipos de reúso (WHO, 2006):

- Reúso indireto, quando a água já usada, uma ou mais vezes para uso doméstico ou industrial, é descarregada nas águas superficiais ou subterrâneas e utilizada novamente de forma diluída, o que pode ser intencional quando decorrente de descargas planejadas a montante de um rio ou com recargas planejadas em aquíferos subterrâneos;
- Reúso direto, que é o uso planejado e deliberado de esgotos tratados para irrigação, uso industrial, recarga de aquíferos, obtenção água potável, etc. e
- Reúso interno, que é a reutilização de água nas instalações industriais, para economizar água e controlar a poluição.

No Brasil, a preocupação com o abastecimento de água, a conservação dos mananciais e tratamento de efluentes, assim como a criação de leis e normas sobre estes temas, teve um marco inicial com o Decreto nº 24.643 (1934), Código de Águas, definindo os vários tipos de água do território nacional, critérios de aproveitamento, requisitos para autorizações, abordando a contaminação de corpos hídricos, seguido pela Lei 6938 (1981) que trata da Política Nacional do Meio Ambiente e pela Resolução CONAMA nº 357 (2005), que classifica os corpos hídricos e seus usos.

Diversos eventos marcaram a evolução do reúso de águas, da implantação de sistema de água de esgoto, passando por grande marcos na história do esgotamento sanitário, até o uso das águas residuárias (ASANO e LEVINE 2001). Por exemplo, na clássica Atenas, empregar

efluente sanitário na irrigação era prática corrente, no oriente os dejetos humanos têm sido utilizados há milênios para o cultivo de peixes e plantas aquáticas (HESPANHOL, 2003). Deve-se considerar água de reúso como elemento importante ao planejamento e ao gerenciamento dos recursos hídricos. Há que fazer minucioso estudo sobre o processo de tratamento escolhido, objetivos a atingir, fator social, econômico e principalmente a saúde humana.

3.4.4 Legislação sobre Reúso pelo Mundo

Para atender ao processo de expansão e aceitação de práticas de reúso pelo mundo é preciso identificar os principais projetos e criação ou elaboração de legislação que se relacione diretamente às práticas de reúso. Nos Estados Unidos não há regulamentação federal sobre o reúso, que passa a ser responsabilidade dos Estados. Os primeiros padrões para o reúso foram adotados no Estado da Califórnia, em 1918, para o uso em irrigação agrícola.

Desde então, o Estado da Califórnia vem revendo seus padrões, acrescentando outros tipos de reúso possíveis e os tratamentos necessários. Em função da experiência adquirida e das pesquisas realizadas, foram agregados os conhecimentos das questões relativas às tecnologias de tratamento e de proteção à saúde pública. Em 2000, o Estado da Califórnia revisou o Water Recycling Criteria (CALIFORNIA OFFICE OF ADMINISTRATIVE LAW, 2007), apresentando os usos e possibilidade de aplicação em função do tratamento previsto para os diversos efluentes (METCALF e EDDY, 1991). A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - US Environmental Protection Agency (USEPA) publicaram em 2004 suas diretrizes a fim de propiciar um direcionamento adequado aos Estados que não possuíam regulamentação.

O desenvolvimento e a implementação de regulamentações tiveram um papel fundamental no avanço e no aperfeiçoamento da prática do reúso nos Estados Unidos e no mundo todo. Como por exemplo, de guias de referências mundiais estão o *Guidelines for water reuse* da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2004) e o *World Health Organization Guidelines for Water Reuse* (2006). A USEPA, além de dividir o reúso em categorias, sugere os requisitos de qualidade da água para cada tipo de aplicação, assim como tratamento requerido, conforme Tabela 1.

Tabela 1 - Qualidade de água de reúso e tipos de tratamento sugeridos para cada categoria de reúso direto, segundo USEPA (2004).

Categoria de Reúso	Tratamento	Qualidade da água de Reúso
Reúso Urbano Irrestrito	Secundário Filtração Desinfecção	DBO ₅ < 10 mg/L Coliformes Fecais: ausência/100mL Cl ₂ residual: 1 mg/L pH: 6 a 9
Reúso Urbano Restrito	Secundário Desinfecção	DBO ₅ ≤ 10mg/L SST ≤ 30 mg/L Coliformes Fecais ≤ 200 NMP/100 mL Cl ₂ residual mínimo: 1 mg/L pH: 6 a 9
Reúso Agrícola - culturas alimentação processadas comercialmente	Secundário Filtração Desinfecção	DBO ₅ ≤ 10 mg/L Coliformes Fecais: ausência NMP/100 mL Turbidez ≤ 2 uT Cl ₂ residual: 1 mg/L pH: 6 a 9
Reúso agricultura de alimentos não-alimentícias	Secundário e desinfecção	DBO ₅ ≤ 10 mg/L Coliformes Fecais: 200 NMP/100mL SST ≤ 30 mg/L Cl ₂ residual: 1 mg/L pH: 6 a 9
Reúso recreacional irrestrito	Secundário, Filtração Desinfecção	DBO ₅ < 30 mg/L SST < 30 mg/L Coliformes Fecais < 200NMP/100 mL Cl ₂ Residual mínimo: 1 mg/L
Reúso ambiental	Variável, geralmente secundária e desinfecção	Variável, mas não deve exceder: DBO ₅ < 30 mg/L SST < 30 mg/L Coliforme Fecais < 200 NMP/100 mL
Reúso em construção	Secundário Desinfecção	DBO ₅ < 30 mg/L SST < 30 mg/L Coliformes Fecais < 100 a 200 NMP/100mL Cl ₂ residual mínimo: 1 mg/L
Reúso Industrial	Secundário Desinfecção	Dependo do tipo de uso, mas geralmente: DBO ₅ < 30 mg/L SST < 30 mg/L Coliformes fecais < 200 a 1000 NMP/100mL Cl ₂ residual mínimo: 1 mg/L
Reúso em recarga de aquífero	Primário infiltração e percolação; secundário injeção	Variável, dependendo do local e dos usos da água
Reúso recreacional restrito	Secundário Desinfecção	DBO ₅ < 30 mg/L SST < 30 mg/L Coliformes Fecais < 100 a 200NMP/100mL Cl ₂ residual mínimo: 1 mg/L

A Organização Mundial da Saúde estabeleceu critérios básicos para a proteção dos grupos de riscos associados a esquema de reúso agrícola e recomendou, para efluentes líquidos, as diretrizes apresentadas na Tabela 2. As recomendações são baseadas na conclusão de que os principais riscos do reúso em países em desenvolvimentos estão associados às doenças provocadas por helmintos.

Nos Estados Unidos, além da recomendação apresentada pela USEPA, existem outras normas, mas essas na maioria em âmbito estadual, referindo se diretamente ao reúso de água. O caso do estado de Califórnia que foi o pioneiro ao desenvolver suas primeiras regulamentações em 1918, e hoje os critérios vigentes no estado, sob o “Titulo 22 do Código da Califórnia”, adaptados em 1978 para reúso de água residuárias, têm servido como base para padrões de reúso em outros estados e muitos países (TOSETTO, 2005).

3.4.5 Legislação sobre Reúso no Brasil

O fundamento legal para a cobrança pelo uso da água no Brasil remonta ao Código Civil de 1916 quando foi estabelecido que a utilização dos bens públicos de uso comum pode ser gratuita ou retribuída, conforme as leis da União, dos Estados e dos Municípios, cuja administração pertencerem. No mesmo sentido, o Código de Águas, Decreto Lei nº 24.642 (1934) estabeleceu que o uso comum das águas pudesse ser gratuito ou retribuído, de acordo com as leis e os regulamentos da circunscrição administrativa a que pertencerem.

Posteriormente, a Lei nº 6.938(1981), que estabeleceu a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, constituiu o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) e instituiu o Cadastro de Defesa Ambiental. Essa lei incluiu a possibilidade de imposição ao poluidor da obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados ao meio ambiente visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento socioeconômico sem degradação da qualidade ambiental e ao usuário a contribuição pela utilização de recursos ambientais com fins econômicos.

Finalmente, a Lei nº 9.433 (1997) definiu a cobrança como um dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos e a Lei nº 9.984 (2000), que instituiu a Agência Nacional de Águas – ANA, atribuiu a esta Agência a competência para implementar, em articulação com os Comitês de Bacia Hidrográfica, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos de domínio da União. Pode-se citar também o Projeto Lei nº 5.296 (2005) da Política Nacional de Saneamento Básico (PNS)

que institui diretrizes para os serviços públicos de esgotamento sanitário “o incentivo ao reúso da água, à reciclagem dos demais constituintes dos esgotos e à eficiência energética, condicionado ao atendimento dos requisitos de saúde pública e de proteção ambiental”.

O artigo 3º da Resolução CONAMA nº 430 (2011), referente ao lançamento dos efluentes de qualquer fonte poluidora, dizem que o efluente de qualquer fonte poluidora somente poderá ser lançado diretamente nos corpos receptores depois de devido tratamento e desde que obedeam às condições, padrões e exigências dispostos na Resolução, resguardadas outras exigências cabíveis.

A Resolução CONAMA nº 357 (2005) dispõe sobre as condições de lançamentos de efluente em corpo d'água na qual consta que o valor de pH deve estar entre 5 a 9 e a temperatura não exceder a 40° C. Quanto o material sedimentava, devem ser superiores a 1 m/L; os óleos de vegetais gorduras animais até 50 mg/L e o valor máximo do nitrogênio amoniacal de 20 mg/L.

Em relação ao reúso, a Resolução nº 54 (2005), do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), estabelece critérios para a sua prática que regulamenta e estimula a sua aplicação para fins não potáveis em todo território nacional, na qual são definidas cinco modalidades de reúso não potável:

- “I - reúso para fins urbanos: utilização de água de reúso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndio, dentro da área urbana;
- II - reúso para fins agrícolas e florestais: aplicação de água de reúso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas;
- III - reúso para fins ambientais: utilização de água de reúso para implantação de projetos de recuperação do meio ambiente;
- IV - reúso para fins industriais: utilização de água de reúso em processos, atividades e operações industriais;
- V - reúso na aquicultura: utilização de água de reúso para a criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos”.

Já no artigo 2º da mesma resolução do CNRH, têm-se os seguintes conceitos adotados pela política nacional de recursos hídricos:

- “I - água residuária: esgoto, água descartada, efluentes líquidos de edificações, indústrias, agroindústrias e agropecuária, tratados ou não;

II - reúso de água: utilização de água residuária;

III - água de reúso: água residuária, que se encontra dentro dos padrões exigidos para sua utilização nas modalidades pretendidas;

IV - reúso direto de água: uso planejado de água de reúso, conduzida ao local de utilização, sem lançamento ou diluição prévia em corpos hídricos superficiais ou subterrâneos;

V - produtor de água de reúso: pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, que produz água de reúso;

VI - distribuidor de água de reúso: pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, que distribui água de reúso;

VII - usuário de água de reúso: pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, que utiliza água de reúso”.

Atualmente, aborda-se muito o assunto sobre o reúso de água servida ou água resultante do processo de tratamento de esgotos. Ocorre que, para a reutilização dessas águas, deve-se tomar uma série de providências e cuidados, bem como, atender as instruções contidas na Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 13969(1997) apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Classificação, qualidade e utilização de água de reúso NBR 13969 (ABNT, 1997).

Classe	Qualidade da água de reúso	Utilização
I	Turbidez: < 5,0 uT Coli. Termotolerantes: < 200 NMP/ 100 mL SDT: <200 mg/L pH: 6 a 8 Cloro residual: 0,5 – 1,5 mg/L	Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com água, com possíveis aspirações de aerossóis, incluindo chafarizes.
II	Turbidez: <5,0 uT Coli. Termotolerantes: < 500 NMP/ 100 mL Cloro residual: > 0,5 mg/L	Lavagem de piso, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos.
III	Turbidez: < 10,0 uT Coli. Termotolerantes: < 500 NMP/100 mL	Reúso nas descargas de vasos sanitários.

3.5 TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Os esgotos domésticos possuem alta carga orgânica, os indicadores mais usados na verificação da qualidade desses efluentes são: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5 dias, 20°C), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Oxigênio Dissolvido (OD), Sólidos suspensos Totais (SST), potencial Hidrogeniônico (pH), bactérias do grupo coliformes e, em determinadas situações, há o monitoramento de alguns metais, cloretos, fluoretos, nutrientes, óleos de graxas, pesticidas, micropoluentes orgânicos, entre outros (SANTOS, 2002).

De acordo com Von Sperling (2009), habitualmente, os níveis de tratamento empregados em efluentes domésticos são classificados com:

- Tratamento Preliminar onde se destina a principalmente remoção de sólidos grosseiros e areia, no qual os mecanismos básicos são de ordem física como peneiramento e sedimentação, que ocorrerem no gradeamento e nos decantadores, respetivamente.
- Tratamento primário onde se destina à remoção de sólidos em suspensão, sedimentáveis e sólidos flutuantes que passaram pelas unidades de tratamento preliminares, os quais podem ser removidos parcialmente por mecanismos físicos, sedimentação e flotação, como ocorre nos tanques de decantação.
- Tratamento secundário em que se destina a remoção de matéria orgânica dissolvida ou em suspensão através de processo biológico unitário, na qual a remoção é efetuada por reações químicas, realizado por microrganismos. Neste processo destaca-se o de Lodo ativado, onde o princípio básico é efetuar a recirculação dos sólidos no fundo da unidade de sedimentação, por meio de bombeamento para a unidade de aeração, provocando aumento de concentração de bactérias, responsáveis pela degradação da matéria orgânica.
- Tratamento terciário destina-se a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário e de poluentes específicos (tóxicos, ou compostos biodegradáveis) por processo físico e químico. São considerados os processos de coagulação, floculação, decantação, filtração adsorção por carvão, calagem e osmose reversa.

O tratamento preliminar deve ocorrer em todos os sistemas de tratamento de efluentes sanitários em etapa primária, secundária, ou terciária. O tratamento secundário pode ou não vir imediatamente após o tratamento preliminar. O tratamento terciário é menos frequente em países

em desenvolvimento (VON SPERLING, 2009). Neste sentido, o reúso pode ser entendido como um tratamento a nível terciário.

3.5.1 Tecnologias de Tratamentos para Reúso

Os tipos de tratamento mais usuais e empregados quando se tem como objetivo o reúso são: adsorção em carvão ativado e filtro de areia; oxidação com ozônio, dióxido de cloro e peróxido de hidrogênio; floculação; separação por membranas (microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa); troca iônica; destilação e precipitação (MIERZWA & HESPANHOL, 2005; METCALF & EDDY, 2003; MANCUSO & SANTOS, 2003).

Segundo Di Bernardo et al. (2005), a seleção de uma tecnologia adequada ao tratamento de uma água deve ser escolhida em função da qualidade da água bruta, porém é necessária atenção ao fato do uso da pré-oxidação com cloro em águas que apresentam matéria orgânica dissolvida, ou cor real, podendo haver a formação indesejada de subprodutos orgânicos halogenados, tais como trihalometanos e ácidos haloacéticos, tóxicos ao ser humano.

Estes subprodutos, também podem ser formados após a etapa da desinfecção, quando a água a ser desinfetada contiver ainda matéria orgânica dissolvida. Desta forma, analogamente os processos de desinfecção de águas residuárias, quando se objetiva reúso, são amplamente empregados, destacando os cuidados com a formação indesejada de tais compostos.

O tratamento conhecido por processo físico químico, que utiliza a coagulação química para remoção de impurezas, é uma tecnologia amplamente empregada para tratamento de água destinada ao consumo humano e é comumente aplicado para reúso.

3.5.2 Filtração Direta

A filtração é o processo pelo qual as substâncias insolúveis são separadas de uma corrente líquida quando esta passa por um meio ou uma barreira permeável, que é denominada meio filtrante. No processo de filtração, devido ao acúmulo de material sólido sobre a superfície do meio filtrante, ocorre um aumento da resistência à passagem do fluido, o que resulta no aumento da perda de carga.

De acordo com Mancuso (2003), a filtração é um processo fundamental na produção de efluente de alta qualidade, combinando mecanismos físicos e químicos de remoção de sólidos,

sendo normalmente usados como uma etapa final imediatamente antes da desinfecção e da disposição final ou reúso.

O desempenho dos filtros está diretamente relacionado aos processos que os precedem, como é o caso da coagulação e a floculação, ou seja, que a eficiência da filtração depende, fundamentalmente, dos tamanhos e resistência dos flocos formados nas etapas anteriores.

A filtração direta é o sistema de tratamento que apresenta apenas as unidades de coagulação, floculação (eventualmente) e filtração, esta tecnologia torna-se atraente ao tratamento de efluente doméstico, devido à economia de reagentes e simplicidade na planta (estação mais compacta) e menor produção de lodo.

A desestabilização das partículas que ocorre por meio da coagulação, nem sempre é suficiente para viabilizar o tratamento do efluente por filtração direta, nestes casos a pré-floculação tem como objetivo aumentar a filtrabilidade dos flocos, principalmente a filtração direta descendente, sendo dispensável a filtração direta ascendente e na dupla filtração. A floculação serve para aumentar o tamanho do material em suspensão presente na água através de uma agitação lenta que permita o contato e a agregação de partículas previamente desestabilizadas por coagulação química, visando à formação de flocos com tamanho e massa específica que favoreçam sua remoção por sedimentação, flotação ou filtração direta (DI BERNARDO, 2003).

A pré-floculação tem por objetivo aumentar a duração das carreiras dos filtros descendente, este processo decorre seguinte princípio: para o mesmo volume de sólidos que chega a um filtro, a perda de carga desenvolvida será tanto menor quanto maior for o tamanho das partículas (BRANDÃO et al., 2006). Os fatores que influenciam a duração das carreiras de filtração em função da realização da pré-floculação é o tamanho e a distribuição das partículas presentes na água.

Segundo Di Bernardo (2003), a filtração ocorre em mecanismos distintos: transporte, aderência e desprendimento. Os mecanismos de transporte são responsáveis por conduzir as partículas em suspensão para as proximidades da superfície dos coletores (grãos de antracito, areia ou outro material granular), as quais podem permanecer aderidas por meio de forças superficiais, que resistem às forças cisalhamento resultantes das características do escoamento ao longo do meio filtrante, quando essas forças superam as forças de aderência, ocorre o desprendimento.

Caso a taxa de filtração permaneça constante, a velocidade de escoamento nos poros aumenta em decorrência das partículas retidas e causa o arrastamento das partículas para subcamadas inferiores (filtro descendente) do meio filtrante e surge na água filtrada, podendo ocasionar o fenômeno conhecido como transpasse.

A filtração direta pode ser empregada em três configurações: filtração direta ascendente, filtração direta descendente com ou sem pré-floculação e, ainda a dupla filtração. A seleção está diretamente relacionada às características da água a ser tratada. Na Tabela 3, são apresentados os valores limites de qualidade da água para projeto e operação, sendo: Filtração Direta Descendente (FDD), Filtração Direta Ascendente (FDA) e os Sistemas de Dupla Filtração (SDF) compostos por Filtração Direta Ascendente em Areia Grossa seguida da Filtração Rápida Descendente (FDAAG-FRD) e Filtração Direta Ascendente em Pedregulhos da Filtração Rápida Descendente (FDAP-FRD).

Tabela 3 - Parâmetros de qualidade da água bruta, de projeto e operação recomendados para o emprego das tecnologias de filtração direta.

Características da água bruta		Filtração Direta		Dupla Filtração	
		FDD	FDA	FDAAG-FRD	FDAP-FRD
Turbidez (uT)	90% do tempo ≤	10	10	50	100
	95% do tempo ≤	25	25	100	150
	100% do tempo ≤	100	100	150	200
Cor verdadeira (uH)	90% do tempo ≤	20	20	50	50
	95% do tempo ≤	25	25	75	75
	100% do tempo ≤	50	50	100	100
Sólidos Suspensos (mg/L)	95% do tempo ≤	25	25	100	150
	100% do tempo ≤	100	100	150	200
Coliformes Totais (NMP/100 mL)		100 ⁽¹⁾	1000 ⁽¹⁾	5000 ⁽¹⁾	5000 ⁽¹⁾
<i>E. Coli</i> (NMP/100mL)		500 ⁽¹⁾	500 ⁽¹⁾	1000 ⁽¹⁾	1000 ⁽¹⁾
Concentração de algas (UPA/mL)		500	500	1000	1000
Taxa de Filtração (m ³ / m ² .d)		200-600	160-240	120 a 240 200-600	80-180 180-600 ⁽²⁾
Nº descarga de fundo/carreira		-	≥ 2	≥4	≥4
Taxa de aplicação de água na interface durante a descarga		-	≥ 600	≥ 600	≥600

(1) Limites mais elevados podem ser dotados com o emprego da pré- desinfecção;

(2) As taxas de filtração mais elevadas são aplicáveis somente quando é utilizado meio filtrante da dupla camada. Fonte: Adaptação de DI BERNARDO (2003).

Segundo Mujeriego e Asano (1999), para evitar rápido aumento de carga e redução na duração das carreiras de filtração de efluente secundário é mais eficaz se a concentração de partículas de SST for inferior a 20 mg/L.

3.5.3 Filtração Direta Descendente

Segundo Kuroda (2002), a filtração direta descendente (FDD) surgiu principalmente da dificuldade no tratamento de água com turbidez e cor verdadeira relativamente baixa, em processo do tipo ciclo completo (convencional), em que a coagulação, mesmo que predominantemente seja realizada no mecanismo de varredura, resulta na formação de flocos com baixa velocidade de sedimentação e, portanto, de difícil remoção nos sedimentadores.

A filtração direta descendente mostra-se eficiente e mais econômica, comparada à tecnologia de tratamento por ciclo completo, devido ao menor consumo de produtos químicos, menor área e custo requeridos para implantação. Na filtração direta com o fluxo descendente, a camada filtrante pode ser construída por uma única camada de areia, pode ser dupla de antracito ou areia, e ainda tripla antracito-areia-granada. Esta representada na Figura 3 o filtro de areia para camada simples e dupla.

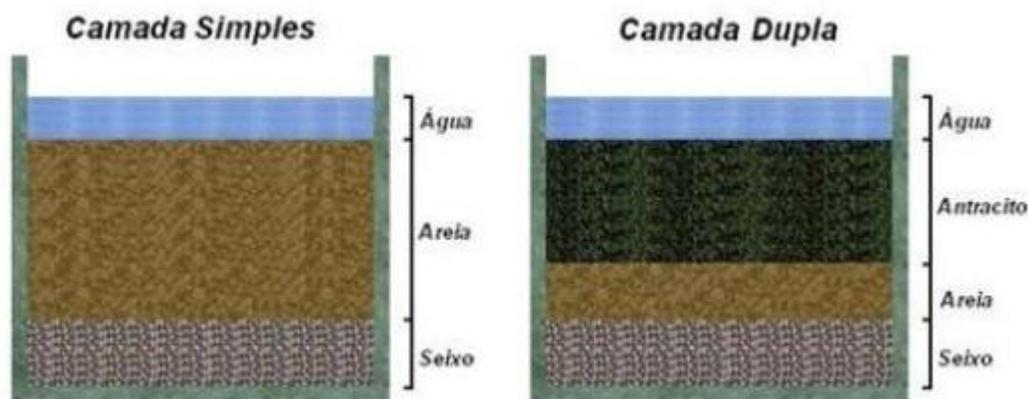


Figura 3 Filtros de Areia
Fonte: Libânio (PROSAB, 2005)

De acordo com Di Bernardo (2003), a FDD é definida como uma tecnologia de tratamento de água que prescinde da sedimentação ou flotação e pode ser realizada basicamente com ou sem pré-floculação.

A FDD pode vir precedida do processo de floculação sendo que, a necessidade ou não deste processo, será determinado pela qualidade da água bruta, principalmente do tamanho das partículas, das características do meio filtrante e da taxa de filtração. Comparado ao tratamento completo, a filtração direta descendente apresenta as seguintes vantagens (DI BERNARDO, 2003):

- Custo da construção de 30% a 50% menor;
- Redução dos custos de operação e manutenção, uma vez que se tem menor consumo de coagulante e de energia elétrica; são eliminados os equipamentos de remoção de lodo dos decantadores e, também, algumas vezes, os equipamentos de floculação;
- Facilidade no tratamento de água bruta com baixa turbidez.

Dentre as desvantagens, destacam-se:

- Necessidade de controle mais rigoroso da dosagem de produtos químicos aplicados, principalmente quando não se tem a pré-floculação;
- Dificuldades no tratamento de água bruta com turbidez ou com cor verdadeira alta;
- A mudança na qualidade da água bruta afeta rapidamente a carreira de filtração;
- Tempo de detenção total da água no sistema relativamente curto para oxidação de substâncias orgânicas presentes no afluente;

O tempo de detenção em todo o tratamento é bastante curto, necessitando de ação rápida nas mudanças de dosagens de produtos químicos durante a mudança da qualidade da água bruta.

O tratamento por filtração direta descendente visa remover da água os organismos patogênicos e as substâncias químicas orgânicas ou inorgânicas que podem ser prejudiciais à saúde humana. Mas, além da preocupação sanitária, exige-se que a água seja esteticamente agradável, sendo necessário reduzir sua cor, turbidez, odor e sabor para que atenda aos requisitos mínimos pelo padrão de potabilidade da Portaria nº 2914 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

A filtração rápida descendente deve ter ação de profundidade, na qual as impurezas são retidas ao longo do meio filtrante, e não com ação superficial, em que a retenção é significativa apenas no topo da camada filtrante, a distribuição das impurezas no interior do meio filtrante proporciona a obtenção de carreira de filtração com dupla filtração (DI BERNARDO, 2003).

Cunha (2008) afirma que a filtração dos esgotos é, com filtros rápidos, semelhante aos usados em sistema de tratamento de água potável, diferenciando apenas a granulometria do

material filtrante e a intensidade e frequência da lavagem. Nestes casos são usados normalmente areia de grãos relativamente grandes, carvão antracito, pedras pomes e granulados plásticos.

Zanetti *et al.* (2006), através de estudo realizado com filtração direta de efluente secundário em filtro descendente de dupla camada de areia, operando em taxa de filtração de $8,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, atingiu remoções de 54% de coliformes totais, 52% de coliformes fecais e 51,5% de *E. Coli*.

3.5.4 Coagulação Química

Em tratamento de água, a finalidade da coagulação e da floculação é agregar impurezas que se encontram em suspensão fina, em estado coloidal ou em solução, bactérias e protozoários em partículas maiores para que possam ser removidas por sedimentação ou filtração (AZEVEDO NETO, 1987).

Segundo ADIN & ASANO (1998), efluentes contêm maiores concentrações de espécies solúveis que afetam a coagulação de forma diferente do que em águas superficiais. Contudo, afirmam que os conceitos gerais de coagulação aplicados a tratamento de água para abastecimento podem ser usados para determinar as dosagens químicas necessárias para floculação e filtração eficientes no tratamento de efluentes. Os diagramas de coagulação desenvolvidos para água podem ser utilizados como ferramentas para prever as condições ótimas para desestabilização das partículas e eficaz filtração.

De acordo com Adin e Asano (1998), a coagulação química e a floculação são as etapas mais importantes na remoção de partículas coloidais e em suspensão e são bastante eficazes na remoção de vírus.

Di Bernardo (2003), ainda confirma, dizendo que a coagulação química desempenha papel importantíssimo, pois dela depende a eficiência das operações subsequentes, com destaque para a filtração, afirmando que quando a coagulação não é realizada de modo adequado e eficiente, compromete-se o desempenho de todas as etapas posteriores do tratamento, aumentando os riscos sanitários da água tratada.

Os esgotos municipais contêm suspensões coloidais e partículas maior sendo a maioria de natureza orgânica, segundo (TCHOBANOGLIOUS, 1991) esgoto sanitário cerca de 75% dos sólidos em suspensão e 40% dos sólidos filtráveis são de natureza orgânica.

Os coagulantes químicos mais empregados são à base de sal de alumínio (Al^{3+}) ou ferro (Fe^{3+}), tal como sulfato de alumínio $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3]$, Cloreto Férrico $[\text{FeCl}_3]$ e sulfato férrico $[\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3]$.

Di Bernardo (2003) cita quatro mecanismos de coagulação: a varredura, adsorção e neutralização de cargas, compressão da camada difusa e a adsorção de pontes: sendo que a predominância de um mecanismo ou de outro depende de fatores como o pH de coagulação, dosagem e características químicas da água bruta.

Di Bernardo (2003), mecanismo de varredura é caracterizado por altas dosagens de coagulantes, suficientemente para formação de precipitados de hidróxidos de alumínio ou de ferro, e é utilizado em estação de tratamento de água (ETA) que possuem unidades de sedimentação antecedendo a filtração, na qual há necessidade de formação de flocos maiores.

O mecanismo de adsorção e neutralização de carga é adequado às tecnologias que empregam filtração direta, pois não há formação de flocos, mas sim partículas de desestabilizadas para ser retida no meio filtrante, a dosagem de coagulante é inferior à necessária quando empregada à varredura para as mesmas condições.

Di Bernardo (2003) afirma que o mecanismo de compressão da camada difusa é o de menor importância relativa na coagulação realizada nas ETA. O mecanismo de adsorção-formação de pontes é observada principalmente quando se utiliza polímeros como auxiliar de coagulação, por tratarem se de compostos orgânicos sintéticos e naturais caracterizados por grandes cadeias moleculares. O efluente contém maiores concentrações de espécies solúveis que afetam a coagulação de forma diferente em águas superficiais, contudo afirmam que os conceitos gerais de coagulação aplicados a tratamento de água para abastecimento podem ser usados para determinar as dosagens químicas para floculação e filtração eficientes no tratamento de efluentes. Os diagramas de coagulação podem ser utilizados como ferramentas para prever as condições ótimas para desestabilização das partículas e eficiência de filtração.

Conforme Mancuso (2003), a coagulação é praticamente indicada quando se deseja efluentes com baixos teores de fósforo, de sólidos em suspensão e de DBO, fato que recomenda o processo para vários tipos de reúso e para disposição em água superficial. O autor ainda afirma que a escolha do coagulante dependerá de cada tipo de reúso e das características de cada estação. O mesmo autor afirma que os sais de ferro, principalmente o cloreto férrico, são bastante eficientes na remoção de sólidos em suspensão e fósforo dos esgotos, sendo que para a

efetiva remoção deste último a faixa adequada de pH está entre 4,5 a 5,5. Na reação com cloreto férrico, a sua dosagem estequiométrica de ferro seja de 1,8 mg/L, para permitir a precipitação de hidróxidos.

Segundo Ghoush *et al.* (1994), realizaram experimentos em escala de bancada, com aparelho de jarros, para otimizar a coagulação química do tratamento terciário de efluente proveniente de tratamento secundário por processo de lodo ativado. O efluente secundário apresentava valores médios de DBO de 8 mg/L, DQO de 50 mg/L, turbidez de 11 uT, fósforo total de 2,4 mg/L, nitrogênio de 2,4 mg/L, alcalinidade de 65 a 85 mgCaCO₃/L, pH de 6,7 e temperatura entre 1,8 e 22 °C.

Adin (1998) realizou ensaios de bancada em aparelho de jarros para avaliar a coagulação de efluente secundário de processo de lodo ativado, no qual utilizou sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulantes, em dosagens de 5 a 50 mg/L e pH de 3 a 10. A turbidez do efluente secundário era de 3,4 uT. Avaliando a remoção de turbidez e do número total de partículas acima de 2µm, os melhores resultados foram obtidos com dosagem entre 30 a 50 mg/L de sulfato de alumínio, e entre 20 a 30 mg/L para o cloreto férrico. As melhores remoções de turbidez e partículas, 86 a 90%, respectivamente, com cloreto férrico foram obtidas com dosagem de 20 mg/L e pH de 4,0; enquanto para sulfato de alumínio, as melhores remoções, 93% para turbidez e 97% para partículas, aconteceram com 50 mg/L e em pH de 7,0. Estes resultados levaram o autor à conclusão de que a coagulação com sulfato de alumínio com pH “natural” (sem necessidade de correção com ácido) é uma vantagem no tratamento de efluente secundário.

De acordo com Mancuso e Santos (2003), o sulfato de alumínio reage com fósforo, sendo que a remoção de fósforo ocorre em maiores magnitudes quando o coagulante é aplicado durante, ou após o tratamento biológico, uma vez que quase todo o fósforo, nesses pontos, encontra-se na forma de ortofosfato. A dosagem necessária de sulfato de alumínio para remoção de fósforo é maior que a proporção estequiométrica requerida, em razão da reação com alcalinidade, sendo da ordem de 2 mg/L de alumínio para cada mg/L de fósforo, quando é necessária cerca de 95% de redução.

Segundo Di Bernardo (2003), em razão da importância da coagulação no desempenho das unidades de filtração, o tipo de coagulante e sua dosagem necessária para promover a desestabilização das partículas devem ser definidas a partir de investigação experimentais, sendo o diagrama de coagulação ferramenta indispensável. Um dos fatores importantes na coagulação é

a dispersão do coagulante na massa líquida, realizada nas unidades de mistura rápida, que podem ser mecanizadas ou hidráulicas.

O mesmo autor afirma que os gradientes de velocidade (G) médios de mistura rápida podem variar desde 500 s^{-1} , ou menos, a valores superiores a 7000 s^{-1} e o tempo de mistura rápida (T) nas ETA é da ordem de 1 segundo a 3 minutos. Ainda segundo o autor, o valor de G e T, depende fundamentalmente da qualidade da água bruta e das condições de coagulação, e, portanto devem ser preferencialmente adotados com base em investigações experimentais.

Segundo Santos et al. (2007), foram estudados o desempenho da FDD dos coagulantes em escala de bancada e piloto: cloreto férrico; sulfato de alumínio; sulfato férrico e hidróxido de alumínio com objetivo de remoção de cor e turbidez de uma água bruta com presença de fitoplactons e destinada ao abastecimento, os pesquisadores concluíram que não houve diferença significativa.

3.5.5 Meio filtrante

O meio filtrante teoricamente definido como sendo aquele em que o escoamento ocorre no sentido dos grãos maiores para menores, para todo leito participe da filtração e propicie filtração mais longa, na prática para aproximar da filtração ideal, a grande maioria dos filtros descendentes possui duas camadas filtrantes sendo os materiais mais utilizados a areia e o carvão antracito. Na Tabela 4 estão apresentadas algumas características dos meios filtrantes empregados em filtração direta descendente.

Tabela 4 - Características dos meios filtrantes empregados em filtração direta descendente.

Características	Uma camada		Dupla camada	
	Areia	Antracito	Areia	
Tamanho do grão (mm)	0,84 a 1,68	0,71 a 2,4	0,42 a 2,0	
Tamanho efetivo (mm)	1,0 a 1,3	0,9 a 1,3	0,5 a 0,6	
Coefficiente de Desuniformidade	< 1,2	< 1,5	<1,5	
Espessura da camada (cm)	100 a 150	50 a 80	20 a 40	

Fonte: adaptada de Di Bernardo (1993).

Os materiais com densidade diferentes podem apresentar velocidades mínimas de fluidificação iguais ou bem próximas (GONÇALVES, 2005).

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), o meio filtrante pode ser classificado como areia do tipo 1, 2 ou 3, sendo a sua seleção vinculada a qualidade do afluente com base na turbidez e na cor verdadeira. Na Tabela 5 esta apresentada a composição da areia com tipo, tamanho dos grãos e utilização recomenda.

Tabela 5 - Composição da areia com tipo, tamanho dos grãos e utilização recomenda.

Areia	Tamanho do menor grão (mm)	Tamanho do maior grão (mm)	Tamanho efetivo (mm)	Utilização recomendada
Tipo 1	0,30	0,59	0,42	Água com turbidez ≤ 10 uT cor verdadeira ≤ 20 uH
Tipo 2	0,42	0,84	0,59	Água com turbidez ≤ 10 uT cor verdadeira ≤ 100 uH Água com turbidez ≤ 5 uT cor verdadeira ≤ 200 uT
Tipo 3	0,59	1,00	0,71	Água com turbidez > 50 uT

Fonte: Di Bernardo *et al.* (2011).

3.5.6 Taxa de Filtração

Di Bernardo e Dantas (2005), afirma que pode se empregar na filtração direta descendente as mesmas taxas que se empregam na filtração de uma ETA com tratamento completo (120 a $600 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$), isso é possível se o material filtrante for especificado adequadamente, uma vez que a taxa de filtração está intimamente relacionada a granulometria do meio filtrante, à qualidade da água e às dosagens de produtos químicos. Na falta de dados experimentais de determinação da taxa filtração a ser aplicada.

A NBR 12216 (1997) sugere limites de $180 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ para filtros de camada dupla (areia e antracito). A taxa de filtração está relacionada à duração da carreira de filtração, isto é para determinada especificação do material filtrante, quando maior for a taxa de filtração para determinada qualidade de água bruta será a carreira de filtração.

O conhecimento das características granulométricas dos meios filtrantes é importante para que se possa projetar um sistema de filtrante eficaz. A ABNT dispõe de normas específicas e métodos de ensaios para areia antracito e pedregulhos.

A análise granulométrica é feita pela passagem de uma amostra seca e representativa do material granular através de uma série de peneiras com aberturas conhecidas. As quantidades e tipos de peneiras permitem a construção da curva granulométrica conforme a Figura 4.

No eixo das abcissas tem o tamanho das malhas em escala logarítmica e o eixo das ordenadas a percentagem do material que passa em escala aritmética.

A partir da curva de distribuição granulométrica são definidos e caracterizados os meios filtrantes.

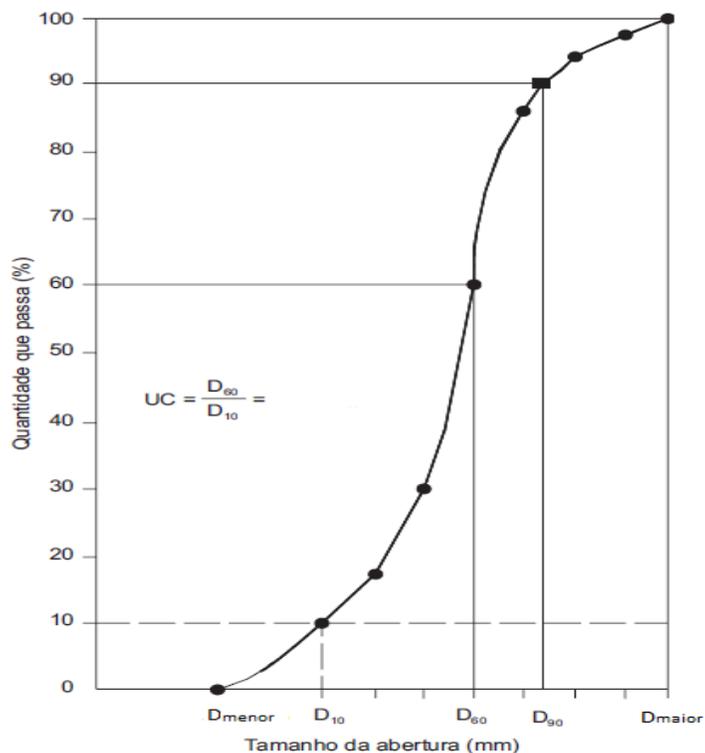


Figura 4 Curva típica de distribuição granulométrica de materiais filtrantes.
Fonte: DI BERNARDO e DANTAS, (2005)

Segundo Teixeira et al, (2004), em um estudo realizado sobre a tratabilidade de água com baixa turbidez por FDD e FDA e na comparação os autores recomendam o uso de areia com maior granulometria quando aplicada a FDD na taxa de $60 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

3.6 DESINFECÇÃO E O PROCESSO DE FORMAÇÃO DE SUBPRODUTOS

Os processos de desinfecção podem ser definidos como aqueles nos quais se deseja inativar ou destruir os organismos patogênicos e outros microrganismos indesejáveis. A utilização da desinfecção como uma medida de controle de microrganismos teve seu início no século XX e sua importância para a saúde pode ser vista através do controle de doenças como a febre tifóide (MONTEIRO, 2005).

Até 1995, a cloração de esgoto bruto ou tratado era praticamente inexistente, em razão do custo elevado e pela deficiência na capacidade de tratamento em todo o País (JORDÃO e PESSOA, 2005).

Metcalf e Eddy (1991) citam que os principais fatores que devem ser considerados na eficiência da desinfecção, que são: o tempo de contato, concentração e tipo do agente químico, intensidade e natureza do agente físico, temperatura, número de organismos, tipos de organismos e natureza do efluente.

Segundo Jordão e Pessoa (2005), as substâncias encontradas nos esgotos sanitários que mais interferem na desinfecção são: substâncias orgânicas nitrogenadas, aromáticas, certos metais e sulfetos. A complexidade dos fatores que interferem na desinfecção, qualquer que seja o processo ou oxidante escolhido, torna praticamente impossível transportar todas as reações, para um modelo matemático livre de erros, leciona Daniel *et al* (2001).

Metcalf e Eddy (1985) estabelecem maior importância ao tempo de contato no processo de desinfecção, e concluíram que a concentração de cloro é mais importante que o tempo. Os autores citam que as reações do cloro com nitrogênio amoniacal, normalmente presente em efluentes sanitários, interferem de forma acentuada na cinética da inativação dos microrganismos indicadores.

A formação de subprodutos da cloração na água potável é reportada pelo mundo todo, enfocam a formação inicial de trihalometanos (THM), seguida de ácidos haloacéticos (HAA), sendo os últimos notados posteriormente como sendo mais tóxicos do que os primeiros. (USEPA, 2004 e AWWA, 2005).

A matéria orgânica dissolvida na água é apontada como precursora da formação dos subprodutos da cloração, em especial as de origem vegetal, formada basicamente por ácidos

húmidos e fúlvicos. Os ácidos húmicos têm maior potencial total na formação de THM, se comparado com os demais precursores.

Di Bernardo e Dantas (2005), afirmam que os processos de desinfecção podem ser artificiais ou naturais, utilizam agentes físicos e químicos para inativar os organismos-alvo, isoladamente ou de forma combinada, existem três mecanismos principais de inativação de organismos patogênicos por agentes químicos:

- Destruição ou desarranjo estrutural da organização celular;
- Inferência no metabolismo energético, tornando as enzimas não funcionais;
- Inferência na biossíntese e no crescimento, pelo prejuízo à síntese de proteínas, ácidos núcleos, coenzimas ou paredes celulares.

A eficácia relativa de cada desinfetante é geralmente relacionada pelo produto da concentração do agente desinfetante pelo tempo de contato, os seus valores são em função da temperatura, pH e nível de desinfecção desejada.

Entre os agentes de desinfecção, o mais usualmente empregado é o cloro, e apresenta como vantagens o baixo custo de aquisição, fácil de aplicação, boa eficiência, deixa residual na solução.

Os principais compostos utilizados na desinfecção de esgoto são o cloro, nas suas formas gasosas e de hipoclorito e o dióxido de cloro.

Um processo de tratamento de esgoto, em geral, bactérias e vírus são inativos pela ação de desinfetantes, enquanto cisto ou protozoários e ovos de helmintos são removidos por filtração ou sedimentação.

O Gonçalves (2003) afirma que os coliformes servem como indicadores da inativação das bactérias patogênicas, portanto na aferição da qualidade bacteriológica do efluente tratado, a ausência dos coliformes já seria um indicador adequado e suficiente da eficiência do processo.

3.6.1 Potencial de formação de subprodutos halogenados

Os ensaios de potencial de formação de subprodutos em 7 dias (PF7dias) estão recomendados na APHA et al. (1998) e são úteis para verificação da capacidade que uma determinada água bruta apresenta quanto à formação de subprodutos orgânicos halogenados.

A formação destes subprodutos está associada principalmente ao tipo e dosagem de oxidantes (cloro e derivados).

Paschoalato (2005) utilizou os ensaios de PF de 22 subprodutos orgânicos halogenados para investigar a influência de diferentes oxidantes: cloro, dióxido de cloro, permanganato de potássio, ácido peracético, peróxido de hidrogênio, ozônio e peroxônio. A pesquisa foi realizada com uma água bruta sinteticamente preparada com adição de substâncias húmica extraída de solo turfoso. Os resultados foram evidentes na potencialidade de formação de subprodutos na presença da pré-oxidação com cloro frente aos oxidantes alternativos estudados, dentre os subprodutos formados além de THM destacou-se o cloro hidrato e os ácidos haloacéticos.

Genuíno e Paschoalato (2012) realizaram uma pesquisa alocada em um município da grande São Paulo, onde durante período de 12 meses, foram realizados ensaios de potencial de formação de subprodutos orgânicos halogenados na água bruta em dois mananciais. Paralelamente, investigaram a qualidade da água na saída de duas ETA em três pontos da rede de distribuição em relação à formação de subprodutos e demais características físico-químicas e bacteriológicas. Pelos resultados obtidos do monitoramento, verificou-se que o potencial de formação de subprodutos nas águas brutas do manancial 1 é maior comparado com o manancial 2, quando avalia-se THM e cloro hidrato, sendo o clorofórmio o principal THM. Os resultados de THM nas águas tratadas evidenciaram que o sistema 1 apresenta maior formação quando comparado com o sistema 2, sendo que 23,5% das amostras analisadas do sistema 1 não atenderam aos requisitos da Portaria MS nº 2914 (2011), enquanto que no sistema 2, o não atendimento foi 5,9%. Os resultados de cloro hidrato, subproduto não previsto na legislação brasileira, apresentou-se em 100% das amostras de águas tratadas analisadas, indicando que o sistema 1 potencializa maior formação comparado com o sistema 2.

3.7 PARÂMETROS DE CONTROLE USADOS COMO INDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA DE REÚSO

Do ponto de vista da qualidade, as características químicas das águas são de grande importância, pois a presença de alguns elementos ou compostos químicos pode inviabilizar o uso de certas tecnologias de tratamento. A turbidez e a cor aparente são parâmetros de grande importância para ser aplicado na avaliação da qualidade de água destinada a reúso, devido à estética que podem causar aspecto de água, odor e o mau cheiro.

Conforme, a Norma NBR 13.969 (1997) define três classes e recomenda seus padrões de qualidade para reúso de efluente de origem essencialmente doméstica ou com características similares. Um dos objetivos deste trabalho foi avaliar a qualidade do efluente gerado quanto ao enquadramento sugerido na referida Norma. Buscou-se também, parâmetros, qualidade de água para reúso fornecidos pela Agência de Proteção Ambiental Americana, que em 2004 publicou um manual para reúso de água com resultados sobre os sistemas existentes, legislações estaduais e parâmetros recomendados para esta finalidade nos Estados Unidos, criando, entre outras, as categorias reúso urbano e reúso em agricultura de cultivos não alimentares.

3.7.1 Turbidez

Segundo Di Bernardo (2003), a turbidez é o parâmetro físico presente nas águas que é aferido por meio da quantificação da resistência encontrada pela luz ao passar pelo meio analisado, sendo provocada pelas partículas em suspensão na água. Tais partículas podem ter natureza orgânica (algas, plânctons) ou inorgânica (metais diversos, areia, despejos domésticos e industriais) e são carregadas ao meio aquático pela ação das chuvas e outros intemperismos. Tal parâmetro é determinante na aceitação ou rejeição da água tratada, uma vez que a turbidez integra um dos requisitos básico no controle de potabilidade na medida em que índices elevados podem indicar um processo de tratamento ineficaz.

3.7.2 Cor aparente

A cor é uma característica das substâncias dissolvidas na água (BRAGA 2002). De acordo com Libânio, (2005) ela resulta da reflexão da luz em partículas com diâmetro inferior a 1,0 μm , bem como, pela presença de compostos metálicos ou do lançamento de efluentes no corpo hídrico receptor.

As águas naturais possuem cor que varia entre zero e 200 uT (Unidades de Turbidez), pois acima disso já seriam águas de pântano, com altos teores de matérias orgânicos dissolvidos. Coloração abaixo de 10 uT é quase imperceptível. A coloração das águas naturais pode variar em função das características e das substâncias presentes (LIMA, 2001).

A presença de cor em água indica a existência de compostos orgânicos e inorgânicos dissolvidos. Segundo Di Bernardo (2003), em mananciais esta matéria orgânica é comumente de

origem vegetal, denominadas substâncias húmicas compostas por ácidos fúlvicos, húmicos e em efluentes industriais a presença de cor tem origem diversificada.

3.7.3 Potencial Hidrogeniônico pH

O valor do pH consiste em uma escala logarítmica, com valores de 0 a 14, que expressa acidez, neutralidade ou alcalinidade de uma solução. Os valores de pH em água natural variam entre 5,5 a 9,5.

O pH expressa a intensidade da condição ácida (H^+) ou alcalina (OH^-) de uma solução, em termos de concentração de íons de hidrogênio (H^+) é definido como o logaritmo negativo da concentração molar de íons de hidrogênio (LIMA, 2001).

Este parâmetro é formado pela presença de sólidos e gases dissolvidos no recurso hídrico oriundos da dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica, fotossíntese e, em especial, do lançamento de efluentes (SANTOS 2009).

Segundo Libânio (2005), o pH influi no grau de solubilidade de várias substâncias, na distribuição das formas livre e ionizada de diversos compostos químicos, como também, define o potencial de toxicidade de alguns elementos. Por exemplo, valores de pH muito básicos (acima de 8,0) tendem a solubilizar a amônia tóxica (NH_3), metais pesados e outros sais na água e, precipitar sais de carbonato.

Valores de pH ácidos (abaixo de 6,0) tendem a aumentar a concentração de dióxido de carbono (CO_2) e ácido carbônico na água (H_2CO_3) (CREPALLI, 2007).

3.7.4 Alcalinidade

A alcalinidade mede a capacidade da água em neutralizar ácidos, é de fundamental importância durante o processo de tratamento de água, uma vez que seu teor influi na dosagem dos coagulantes químicos utilizados. A alcalinidade representa a capacidade que um sistema aquoso tem de neutralizar ácidos. Embora muitos compostos possam contribuir para o incremento desse constituinte na água, a maior fração deve-se principalmente aos bicarbonatos.

A alcalinidade da água não apresenta implicações para a saúde pública, sendo apenas considerada desagradável ao paladar. As variáveis alcalinidade, pH e teor de gás carbônico encontram-se relacionadas entre si na natureza. O pH é a medida da concentração hidrogeniônica

da água ou de outra solução, sendo controlado pelas reações químicas e pelo equilíbrio entre os íons presentes. É essencialmente uma função do gás carbônico dissolvido e da alcalinidade da água (FEITOSA et al, 1997).

Altos valores de alcalinidade nos corpos hídricos estão relacionados aos processos de decomposição da matéria orgânica, à atividade respiratória dos microrganismos e ao lançamento de efluentes industriais (LIBÂNIO, 2005).

3.7.5 Demanda Química de Oxigênio e Demanda Bioquímica de Oxigênio

Segundo Von Sperling (2005), a DBO é um dos parâmetros de maior importância na caracterização do grau de poluição de um corpo d'água. De acordo com Piveli e Kato (2006), além de ser um parâmetro importante no controle da eficiência das estações de tratamento de esgoto, tanto o tratamentos biológico aeróbio e anaeróbio, bem como de físico-químicos a DBO, é de grande importância nas questões de poluição dos corpos d'água.

Mota (1997) define DBO como sendo a quantidade de oxigênio necessária à oxidação da matéria orgânica, por ação de bactérias aeróbias, representando assim, a quantidade de oxigênio que seria necessário fornecer às bactérias aeróbias, para consumirem a matéria orgânica presente em um líquido (água ou esgoto).

Uma forma de se determinar a matéria orgânica é através das análises de DQO e DBO₅, sendo importantes para se conhecer o grau de poluição do esgoto, para se dimensionar as ETE e medir sua eficiência. A DQO corresponde à quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica de uma amostra que seja oxidável pelo permanganato ou dicromato de potássio em solução ácida, ou seja, por meio de uma reação com oxidantes energéticos (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

Braile e Cavalcanti (1993) citam que a quantidade da matéria orgânica obtida por meio da DQO é sobremaneira importante, pois verifica os despejos que contêm substâncias tóxicas à vida. A DQO leva em consideração qualquer fonte que necessite de oxigênio, seja este mineral ou orgânica. A rapidez das respostas de DQO (2 horas) também pode ser citada como uma grande vantagem com relação à DBO₅ (5 dias). Como desvantagem, pode apresentar a falta de especificação da velocidade com que a bio-oxidação possa ocorrer.

De acordo com Dacach (1991), o valor da DQO supera o da DBO, por ser oxidada pelo dicromato tanto a matéria orgânica putrescível como a não biodegradável. Pelo teste da DBO₅ dias é determinada a quantidade de oxigênio dissolvido consumida por microrganismos durante a degradação da matéria orgânica, que seria extraída de um manancial superficial de água saturado do mesmo gás, se esse manancial viesse a ser poluído pelo esgoto testado.

A DBO₅ se processa em dois estágios: um primeiro, em que a matéria carbonácea é oxidada, e um estágio subsequente, em que ocorre uma nitrificação. Para efeito de controle de operação, ou como parâmetro de projeto, usa-se a DBO de cinco dias. Ainda segundo os autores, além da DBO₅ requerer maior tempo de resposta que a DQO, o teste dessa última engloba não somente a demanda de oxigênio satisfeita biologicamente (como a DBO₅), mas tudo o que é susceptível de demandas de oxigênio, em particular sais minerais oxidáveis (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

3.7.6 *Escherichia Coli*

A detenção dos agentes patogênicos, principalmente bactérias, protozoários e vírus, em uma amostra d'água é dificultada, em razão das suas baixas concentrações, o que demandaria uma amostragem de grandes volumes para que fosse detectado um único patogênico. Este obstáculo é superado através de organismos indicadores de contaminação. Tais organismos não são patogênicos, mas dão uma indicação da presença de contaminação por fezes humanas ou de animais e, por conseguintes, a sua potencialidade para transmitir doenças. Os organismos mais comumente utilizados com tal finalidade são as bactérias do grupo *coliformes*.

O Gonçalves (2003) afirma que os coliformes servem como indicadores da inativação das bactérias patogênicas, portanto na aferição da qualidade bacteriológica do efluente tratado, a ausência dos coliformes já seria um indicador adequado e suficiente da eficiência do processo.

3.7.7 Sólidos Totais Suspensos e Dissolvidos

Segundo Dacach (1991), os sólidos de esgoto classificam-se de acordo com o tamanho de suas partículas, que podem ser minerais ou orgânicas. A presença de sólidos, mesmo em pequenas proporções, assume grande importância sanitária em virtude de seus efeitos nocivos sobre o ambiente. Além disso, são eles que apresentam, dentro das características físicas, a maior

importância em termos de dimensionamento e controle de operação das unidades componentes em uma ETE, pois sua remoção determina uma série de operações de tratamento.

Segundo Jordão e Pessoa (2005), os sólidos totais (ST) do esgoto podem ser definidos como a matéria que permanece como resíduo após a evaporação a 103°C. Se este resíduo é calcinado a 600°C, as substâncias orgânicas se volatizam (sólidos voláteis) e os minerais permanecem sob forma de cinza (sólidos fixos). Os sólidos totais classificam-se também em sólidos suspensos totais (SST) e dissolvidos totais (SDT).

Dacach (1991) denomina os SST como as partículas retidas em papel de filtro que só permita a passagem daquelas com diâmetro inferior a um milésimo de milímetro, e SDT com diâmetro inferior a esse último limite, passando através do filtro.

Existe a fração de sólidos sedimentáveis (SSed) constituída daquele material em suspensão de maior tamanho e de densidade maior que a água, que se deposita quando o sistema está em repouso. O SSed é um dado importante na verificação da necessidade e no dimensionamento de unidades de sedimentação do tratamento de esgotos. O método usualmente empregado para a medição do resíduo sedimentável é o volumétrico do Cone de Imhoff.

3.8 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A LITERATURA

Atualmente o reúso vem se mostrando uma necessidade em diversas regiões do país devido à escassez e poluição dos recursos hídricos. A ausência de parâmetros orientadores de qualidade das águas destinadas ao reúso ainda não foram estabelecidos na legislação do Brasil, tem-se apenas diretrizes que são baseadas em valores internacionais. O efluente da ETE Caiçara, quando destinados ao reúso, passa apenas por um processo de desinfecção (oxidação) com cloro. As tecnologias que vem sendo empregadas para tratamento da água destinadas ao reúso são na sua maioria a filtração em membrana, que apresentam elevado custo de instalação, manutenção e operação. Neste sentido surge a necessidade de adaptação de uma tecnologia para ser empregada ao tratamento de efluente de ETE com vistas ao reúso, priorizando a simplicidade operacional, o baixo custo e principalmente associada à preocupação quanto à formação de subprodutos cancerígenos. Podendo ainda contribuir para auxiliar futuras recomendações de parâmetros de qualidade que atualmente não são explícitos com clareza pelos órgãos de regulação e normatização, tais quesitos fundamentam a motivação para a realização da presente pesquisa.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente projeto de pesquisa foi realizado junto à Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), denominada ETE Caiçara do Município de Ribeirão Preto - SP. O processo de tratamento da ETE tem concepção por processo biológico aeróbio com a tecnologia de lodos ativados prolongado, com dois módulos do tipo carrossel, a capacidade máxima de operação é de 25000 m³/dia, tratando atualmente uma vazão de 18000 m³/dia. Na Figura 5 está apresentada uma vista do efluente do sedimentador da ETE Caiçara de Ribeirão Preto, SP, local onde foram coletadas as mostras para a realização deste estudo.



Figura 5 Efluente do sedimentador da ETE Caiçara de Ribeirão Preto.

Um fluxograma resumo das etapas desenvolvidas durante o estudo representado na Figura 6.

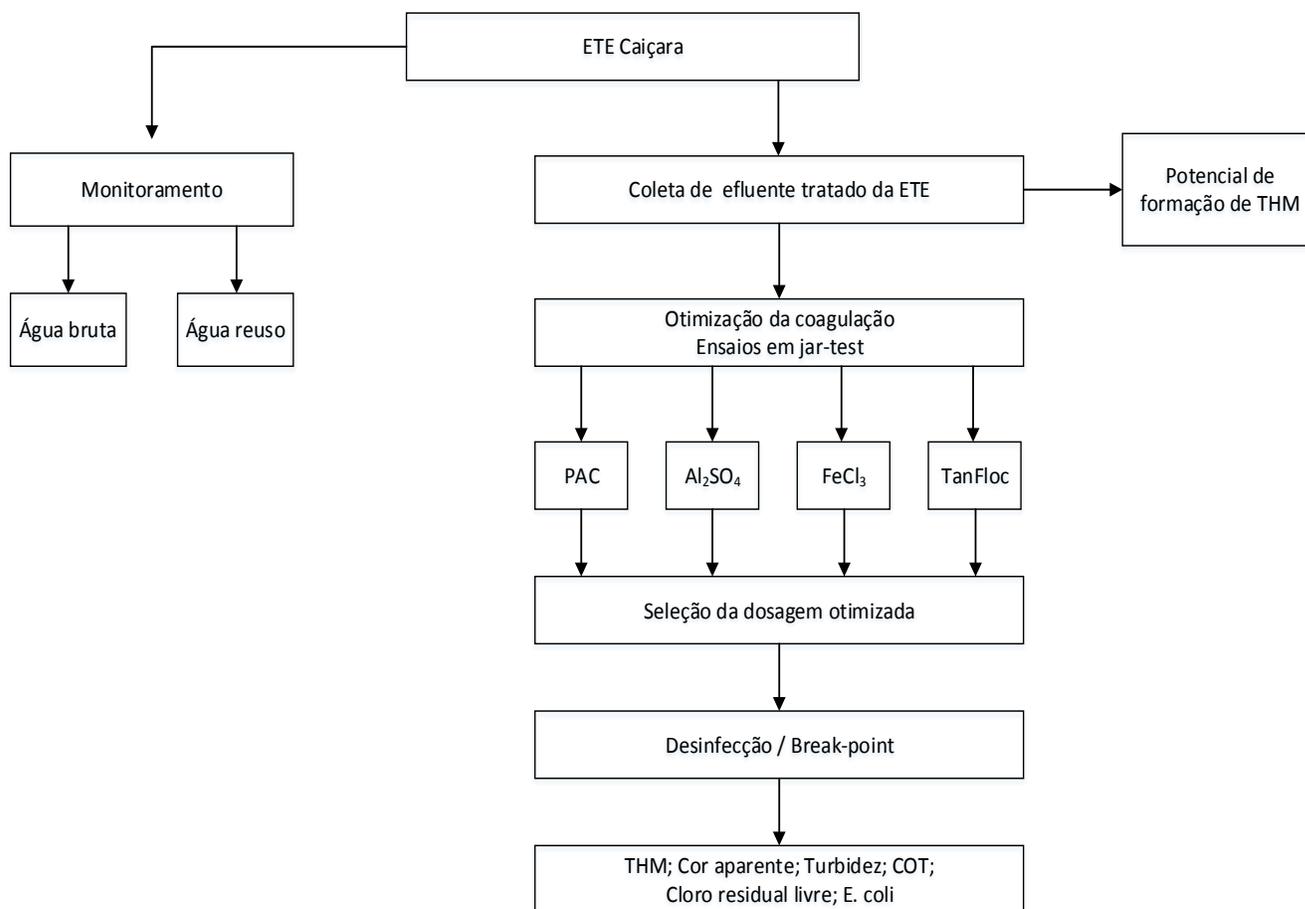


Figura 6 Fluxograma com resumo das etapas desenvolvidas na pesquisa.

4.1 MONITORAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Para avaliação da qualidade do efluente foi realizado um monitoramento por meio de coleta de amostras de efluente tratado (saída do sedimentador) com frequência semanal durante 25 semanas. As metodologias analíticas seguiram as orientações de APHA et al. (2005) e os valores de referência foram a compilação da Resolução CONAMA nº 430 (2011) com o Decreto SP nº 8468 (1976), tendo sido considerado o mais restritivo.

Dentre todos os parâmetros que foram avaliados, destacam-se que alguns objetivam o conhecimento da qualidade do efluente, em atendimento aos padrões de lançamento em corpos d'água, tais como DQO, amônia e fosforo, outros parâmetros foram investigados com intuito de

caracterizar a água para viabilizar a aplicação da tecnologia de FDD, sendo: alcalinidade, cor aparente, COT, turbidez, e alguns parâmetros são de interesse na qualidade destinada ao reúso embora comum para ambas situações, tais como DBO₅, *E. Coli* e SST. Na Tabela 6 estão apresentados os parâmetros, as unidades, métodos analíticos e referências, o limite de detecção do método (LDM) e os valores máximos permissíveis (VMP) das legislações.

Tabela 6 Parâmetros, unidade, metodologias e referências da APHA (2012), equipamentos, limite de detecção de métodos (LDM) e VMP segundo CONAMA 430 Seção III (2011) e Decreto SP nº 8.468 (1976).

Parâmetro	Unidade	Método e Referências	Equipamento	LDM	VMP
pH	adimensional	Eletrométrico SM 4500 H B	pH-metro, marca Orion modelo 230	0,1	5 a 9
Cor aparente	uH	Espectrofotométrico SM2120 E	Espectrofotometro, marcaHach, modelo DR/2000	1	NC
Turbidez	uT	Neftelométrico SM 2130 B	Turbidimetro, marca HACH, modelo 2100P	0,1	NC
Nitrogênio Amôniacal	mg/L NH ₃	Destilação prévia Espectrofotométrico com Nessler 4500-NH ₃ D	Destilador marca Marconi MA 036 e Espectrofotometro, marca Hach DR/2000.	0,01	0,5
Nitrogênio Nitrato	mg/L NO ₃	Espectrofotométrico UV, SM 4110 C	Espectrofotometro, marca Varian, CARY 1E.	0,001	10
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	Titrimétrico com ácido sulfúrico SM 2320 B	Bureta digital, marca Brand, classe A	1	NC
Série de Sólidos	mg/L	Gravimétrico SM 2540 C	Balança analítica marca Sartorius	1	NC
DQO	mg/LO ₂	Espectrofotométrico SM	Espectrofotometro DR/2000, Hach	10	NC
DBO ₅ dias a 20°C	mg/L O ₂	Potenciométrico SM	Oxímetro, Digimed DM4 e incubadora FANEM, 347-G	1	60 mg/L ou 80%
COT	mg/L C	Combustão Infravermelho	TOC- Shimatzu	0,1	
<i>E. Coli</i>	NMP/100mL	Tubos Múltiplos	Incubadora Fanem modelo 002 Cb	5	100

4.2 DETERMINAÇÃO DE SUBPRODUTOS

Para a determinação dos subprodutos, foi utilizado o método que é recomendado pela USEPA 551.1 (2004), porém os parâmetros operacionais do equipamento, como fluxo a gás, podem variar de um equipamento para outro. As condições operacionais do cromatógrafo para esta pesquisa foram às recomendadas por Paschoalato et al. (2005 e 2010), sendo:

- Coluna J&W-DB-1, 30m x 0,32mm ID e 5 µm filme;
- Gás de arraste nitrogênio 5.0 ECD com fluxo de 3,6 mL/min, 74 cm/s com pressão de 15;
- Temperatura do injetor a 160°C e temperatura do detetor a 290°C;
- Temperatura inicial de 40°C por 1 minuto, rampa de aquecimento até 130°C numa razão de 10°C/min. por 0 minuto, com rampa de aquecimento até 150°C numa razão de 25°C/min. permanecendo em 150°C por 4,2 minutos;
- Com fluxo de divisão de amostra em 2mL/min. e sensibilidade 10;
- Tempo total aproximado de 15 minutos para cada análise;
- Volume de extrato injetado no CG-DCE 1µL.

Por esta técnica foram determinados os seguintes Trialometanos (THM): clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano e bromofórmio.

O composto utilizado como padrão interno (PI) foi o diclorometano grau cromatográfico, marca J.T. Baker e o padrão misto de trialometanos de 2000 µg/L, marca Supelco (48140-U), para calibração de THM.

Originalmente a concentração dos padrões é elevada, uma diluição foi efetuada com acetona de pureza grau cromatográfica marca J.T. Baker. A partir da diluição, foram preparadas as diluições para a elaboração de uma curva analítica de calibração.

As diferentes concentrações da curva analítica de calibração foram diluídas em meio aquoso utilizando-se balões volumétricos aferidos de 10 mL. A água utilizada para diluição foi previamente purificada partindo de um volume de 5L de água ultrapura, obtida em purificador Mili-Q.

Em cada balão foram adicionados volumes excedentes de 10 µL de padrão interno, diclorometano 1%, inclusive em um branco, seguido de uma leve agitação. Posteriormente um volume de 10 mL de MTBE (a 4°C) foi adicionado para extração líquido-líquido, seguido de forte agitação por 30 minutos e decantação a temperatura de -4°C.

Durante todo o procedimento de manipulação com padrões e solventes para diluição e preparo da curva de calibração, teve-se o cuidado de colocar gelo em uma bandeja plástica onde os reagentes e vidrarias em uso permaneceram imersas para evitar perdas por evaporação. Na Tabela 7 é apresentado um resumo da curva de calibração do método 551.1 USEPA para determinação de trialometanos.

Tabela 7 Resumo da curva de calibração para Trialometanos em $\mu\text{g/L}$.

Subprodutos Trialometanos	Pontos da curva de calibração ($\mu\text{g/L}$)						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Padrão Interno (μL)	10	0	0	10	0	10	10
Clorofórmio	25	50	75	100	125	150	200
Bromodiclorometano	25	50	75	100	125	150	200
Dibromoclorometano	25	50	75	100	25	150	200
Bromofórmio	25	50	75	100	125	150	200

Fonte: Paschoalato et al (2010)

Na Tabela 8 é apresentado um resumo dos resultados de validação para trialometanos, haloacetonitrilas, halocetonas, cloro hidrato e cloropicrina e foram obtidas por Paschoalato et al. (2010).

Tabela 8 Resultados de validação para trialometanos em $\mu\text{g/L}$.

Compostos	Tempo Retenção (min)	Coefficiente Linearidade R	LDM ($\mu\text{g/L}$)	Média ($\mu\text{g/L}$) n=7	Desvio Padrão ($\mu\text{g/L}$)	Exatidão (%)
Padrão Interno (PI)	2,99					
Clorofórmio	4,18	0,9996	0,1	30,8	2,1	97,4
Bromodiclorometano	5,70	0,9913	0,01	31,1	3,3	103,6
Dibromoclorometano	7,45	0,9958	0,01	31,1	4,0	103,0
Bromofórmio	9,28	0,9990	0,01	31,0	4,3	103,3

Fonte: Paschoalato et al.(2010).

Na Figura 7 está representado um cromatograma obtido após análise de uma mistura dos padrões do Ponto P3 de $75\mu\text{g/L}$, onde verificou-se excelente estabilidade na linha de base, a

identificação do padrão interno e dos 4 subprodutos analisados de interesse, todos com áreas bem definidas e identificados e quantificados nos respectivos tempos de retenção.

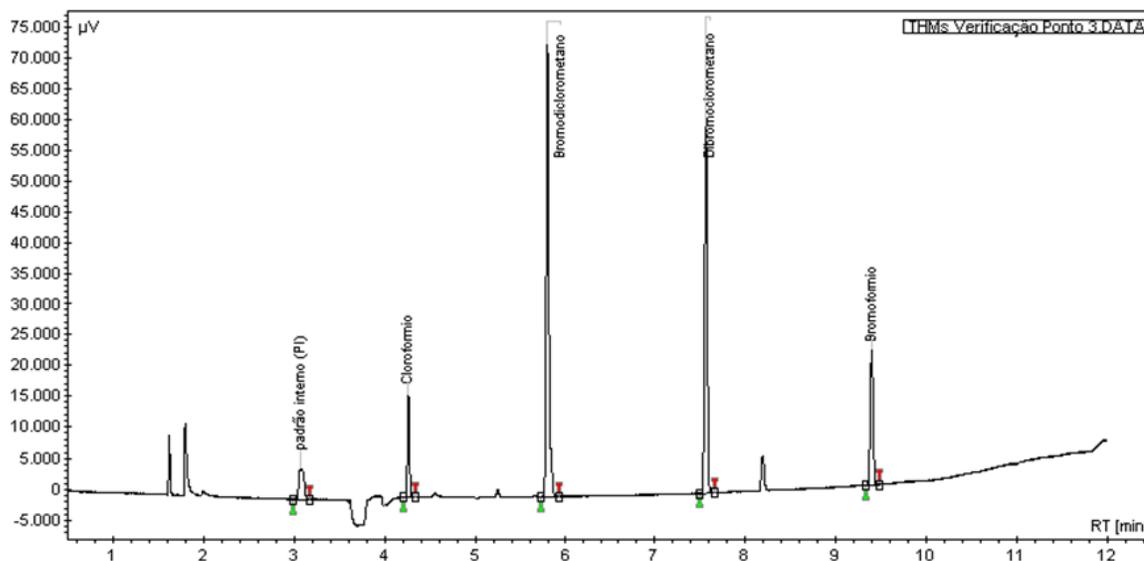


Figura 7 Cromatograma de uma mistura de padrões do ponto 3 (75µg/L) e padrão interno.
Fonte: Paschoalato et al (2012).

4.3 POTENCIAL DE FORMAÇÃO DE SUBPRODUTOS

Os testes de potencial de formação de Subprodutos (7 dias) são úteis para verificação da capacidade que uma determinada água bruta apresenta quanto à formação de subprodutos orgânicos halogenados, neste sentido a presente pesquisa recorreu a uma adaptação de metodologia na qual empregou-se o teste para avaliar a capacidade de formação de THM do efluente da ETE Caiçara. A formação destes subprodutos está associada principalmente ao tipo e dosagem de oxidantes (cloro e derivados) e quanto à presença de precursores (matéria orgânica dissolvida e algas), neste projeto representado pelas medições da concentração de carbono orgânico total, além de pH, temperatura e tempo de contato.

Na metodologia empregada foram realizados ensaios de potencial de formação de trialomentanos (PFTHM) de 7 dias do efluente da ETE- Caiçara, destinados ao reúso direto com tratamento por adição de cloro apenas.

A metodologia do ensaio de PF sugere uma dosagem excessiva de cloro na água bruta (neste caso o efluente), tal que, após 7 dias de contato em condições controladas em pH 7,0

(adquirida com adição de uma solução tampão de fosfato) e temperatura de $25^{\circ}\text{C} \pm 2$, resulte um teor de cloro residual livre entre 3,0 e 5,0 mg/L.

Para a determinação desta dosagem de cloro, foram realizados testes preliminares de demanda de cloro para se estabelecer a dosagem a ser aplicada nos ensaios de PF THM. Desta forma, frascos com volumes de 250 mL de efluente da ETE Caiçara, foram submetidos a dosagens crescentes de cloro, tamponados em pH 7,0 e mantidos à temperatura de 25°C , por 7 dias. Em seguida, foram determinadas as concentrações de cloro residual livre e através dos resultados selecionou-se a dosagem com valores de cloro residual livre entre 3,0 e 5,0 para os ensaios de PF (5710 A e B, APHA *et al.* 1998).

Em seguida foram realizados os ensaios de PFTHM: as amostras de efluente ETE Caiçara receberam a dosagem de cloro estabelecida no ensaio de demanda e após os tempos de contato de 30 minutos e 7 dias, a reação foi interrompida por descloração com adição de aproximadamente 50 mg de ácido ascórbico. Os parâmetros de controle para os tempos de 30 min e após 7 dias foram pH, cloro residual livre e THM.

Para a Determinação de THM, as amostras foram extraídas conforme item 4.2, sendo 10 mL de amostra desclorada, 10 μL de padrão interno e 10 mL de MTBE, agitação em 100 rpm por 30 min e resfriamento a 4°C . Em seguida a fase aquosa foi injetada no CG-DCE para quantificação de THM. O PF foi calculado pela diferença entre a quantidade de THM formados após tempo de contato de 7 dias ($\text{THM}_{7\text{dias}}$) e após tempo de contato de 30 minutos ($\text{THM}_{30\text{min}}$), conforme equação 1:

$$\text{PF THM} = \text{THM}_{7\text{dias}} - \text{THM}_{30\text{min}}. \quad (1)$$

4.4 ENSAIOS DE TRATABILIDADE POR FILTRAÇÃO DIRETA

A realização de ensaios de tratabilidade por filtração possibilitou a otimização das dosagens e do pH de coagulação para os diferentes coagulantes a serem empregados. A simulação da tecnologia de filtração direta foi realizada no equipamento denominado reator estático do tipo de Jar-Test, constituído por seis jarros de 2 litros, com agitadores do tipo paletas mecânicas, velocidade de rotação variável e filtração em coluna de acrílico preenchidas de areia, denominadas de filtros de areia de laboratório (FLA). As dimensões dos FLA são: diâmetro de

interno de 19 mm, comprimento de tubo de 30 a 40 cm, contendo areia caracterizada com grãos medindo de 0,59 a 0,71 mm de selecionado conforme Di Bernardo et al (2011).

Para execução dos ensaios de FDD foi preparada uma areia, por meio de uma classificação granulométrica em peneira (Figura 8), em seguida uma mistura foi composta com a seguintes massas (Figura 9):

- 10% em massa da areia 0,59 mm a 0,71mm;
- 50% em massa de areia 0,71 mm a 0,84mm;
- 40% em massa de areia 0,84 mm a 1,0mm.



Figura 8 Tipos de areia classificada

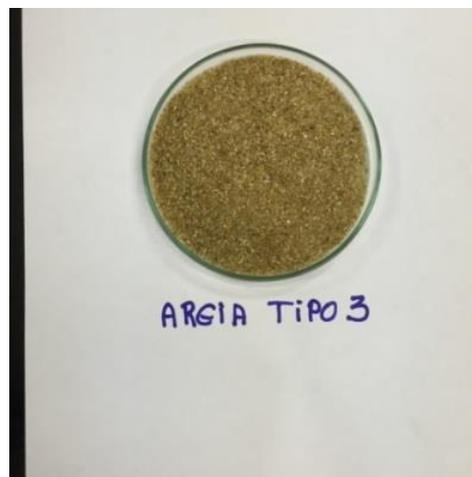


Figura 9 mistura de areia usada nos ensaios

4.5 CARACTERÍSTICAS DOS COAGULANTES QUÍMICOS E REAGENTES

Os coagulantes selecionados para os ensaios de FDD foram: sulfato de alumínio, Cloreto de Polialumínio (PAC), Cloreto Férrico e Tanfloc SL. Na Tabela 9 esta apresentada às especificações dos coagulantes e reagentes que foram utilizados nos ensaios.

Tabela 9 Especificações dos produtos químicos e funções no ensaio.

Produto Químico	Fórmula Química	Modelo de preparo
Sulfato de Alumínio líquido comercial	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$	Pesar 2,0 g do coagulante e diluir em água destilada a 1,0 L
Cloreto de Poli alumínio líquido (PAC)	$\text{Al}_2(\text{OH})_4\text{Cl}_2$ Acidez total 14,14% HCl	Pesar 2,0 g do coagulante e diluir em água destilada a 1,0 L
Cloreto Férrico líquido comercial	$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ Teor de Fe_2O_3 : 18 a 20%	Pesar 2,0 g do coagulante e diluir em água destilada a 1,0 L
Tanfloc SL	Produto comercial em pó	Pesar 2,0 g do coagulante e diluir em água destilada a 1,0 L
Hidróxido de sódio PA	NaOH	Pesar 2,0 e 4,0 g e diluir em água destilada a 1,0 L
Hipoclorito de sódio	NaClO Teor de cloro ativo 12% p/v	Diluição em água pura.

4.6 ENSAIOS DE OTIMIZAÇÃO DA COAGULAÇÃO PARA DIFERENTES COAGULANTES

Os ensaios foram realizados com a seguinte sequência experimental:

- Adicionar a água bruta em cada um dos seis jarros, simultaneamente, de modo a garantir homogeneização da água contida em cada um dos jarros até a obtenção de 2 L.
- Acionar o início da programação no Jarrest em rotação de 100rpm,
- Adicionar alcalinizante ao iniciar o ensaio, para garantir a variação do pH.
- Adicionar coagulante 30 segundos após a adição de alcalinizante, a rotação atinge 436rpm e permanece constante por 30 segundos, esta é a etapa de mistura rápida.
- Coletar alíquotas, ao final da coagulação, para análise do pH de coagulação.
- Abrir as torneiras de cada um dos jarros assim que a rotação das paletas for reduzida de 436 rpm para 100 rpm, começando assim a etapa de FDD com uma taxa mantida em $67 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ou $2,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

- Coletar alíquotas, para análise dos parâmetros de controle cor aparente e turbidez após 15 minutos com agitação mantida em 100 rpm.

Com os resultados dos ensaios foram elaborados diagramas de dosagem de diferentes coagulantes em função do pH, e da cor e turbidez renascente. Nos diagramas foram identificadas as regiões que apresentaram a coagulação mais eficiente, demonstrando a melhor dosagem e tipo de coagulante. Os parâmetros de controle para os ensaios de jar teste foram cor aparente e turbidez. A Figura 10 mostra o Jarrest com o sistema de filtro de areia.



Figura 10 Equipamento de Jarrest com sistema de filtro de areia.

Em seguida foram escolhidas as dosagens para cada coagulante que apresentaram maior eficiência na remoção de turbidez, cor aparente com menor dosagem hidróxido de sódio e realizado ensaios na condição selecionada para gerar água filtrada. Na água filtrada, os seguintes parâmetros de controle foram avaliados: pH de coagulação; turbidez; cor aparente e COT.

4.7 DESINFECÇÃO

A desinfecção foi realizada no efluente da ETE após ter sido submetido a etapa de coagulação e filtração em areia. Nesta etapa, a dosagem de cloro a ser empregada foi determinada com base em ensaios de demanda com o uso de hipoclorito de sódio 12% p/v. Desta forma foram aplicadas diferentes dosagens de cloro em porções de 100 mL de água filtrada e após um tempo de contato de 30 minutos, foi quantificado o teor de cloro residual livre, pelo método espectrofotométrico com uso de reagente de N,N-Dietil-P-Phenilenodiamina (DPD). O critério de seleção da dosagem a ser empregada na desinfecção, foi a obtenção de um teor de cloro residual livre de 1,0 mg/L.

Após os ensaios de demanda de cloro, uma amostra desinfetada com cloro na dose especificada o efluente tratado foi submetida à quantificação de carbono orgânico total e triometanos.

A formação de subprodutos está associada à presença de matéria orgânica combinada ao tipo e dosagem de oxidantes (cloro e derivados), geralmente são derivados das seguintes etapas: a pré, inter e pós-cloração. A metodologia de ensaio da demanda exige uma dosagem melhor do cloro na água de estudo. Para a determinação dessa dosagem de cloro, foram realizados testes com volumes conhecidos que foi submetido à dosagem de cloro, em seguida foram determinadas as concentrações de cloro residual livre.

Visando ainda investigar a formação de subprodutos da desinfecção que podem ocorrer quando o esgoto sanitário tratado por processo biológico secundário é submetido à desinfecção como proposta de reúso, foram coletadas algumas amostras do efluente da ETE da Caiçara.

Nas Figuras 11 e 12 estão apresentados um esquema resumo do processo existente e da proposta desta pesquisa. Destaca-se que atualmente a ETE Caiçara reutiliza o efluente tratado e desinfetado com cloro apenas nas seguintes atividades industriais: pré-tratamento, diluição de polímeros, lavagem de equipamentos e irrigação de gramado ao redor dos reatores e sedimentadores.

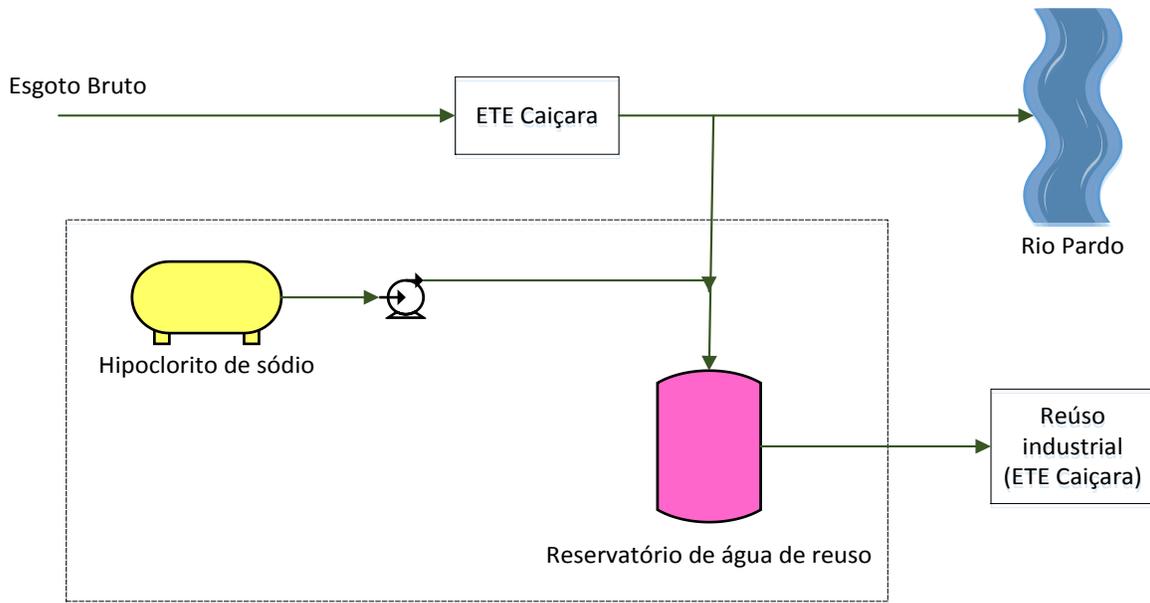


Figura 11 Processo existente da ETE Caiçara para tratamento obtenção de água de reuso não potável.

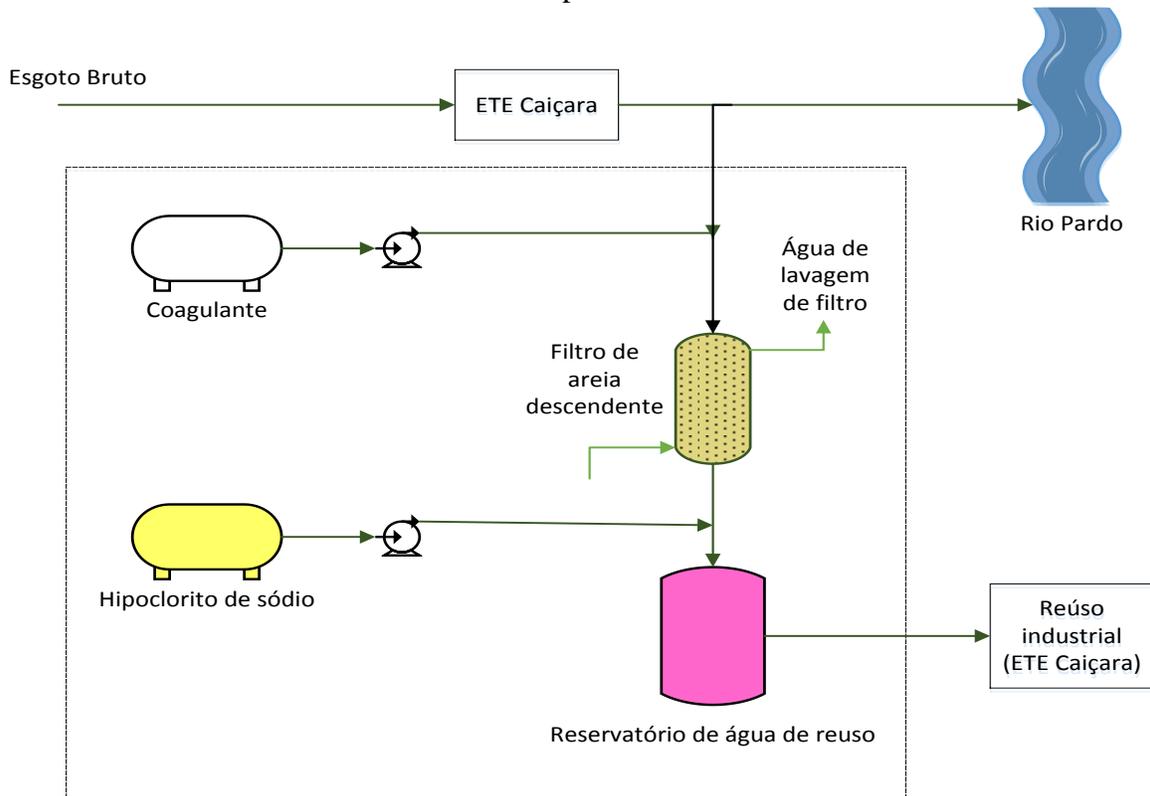


Figura 12 Processo proposto para a ETE Caiçara na obtenção de água de reuso não potável.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo estão apresentados e discutidos os resultados obtidos, sendo: o monitoramento do efluente da ETE; avaliação de THM no efluente da ETE disponibilizado para reúso após cloração; PFTHM do efluente da ETE, ensaios de tratabilidade em jarrest por FDD para diferentes coagulantes; ensaios de demanda de cloro e ensaios finais de FDD seguido de desinfecção.

5.1 RESULTADOS DO MONITORAMENTO

Os resultados de monitoramento do efluente da ETE Caiçara foram importantes para o conhecimento da qualidade, assim como a ocorrência de suas variações, alguns parâmetros foram comparados às recomendações de qualidade requerida para reúso segundo USEPA (2004); NBR 13969 (ABNT, 1997). O monitoramento a que estes resultados se referem foi de 23 de janeiro de 2015 a 21 de março de 2016. Na Tabela 10 estão apresentados os valores médios e respectivo desvio padrão obtidos no monitoramento da qualidade do Efluente da ETE Caiçara.

Tabela 10 Resultados expressos em valores médios (n=25) e desvio padrão (DP) do monitoramento do efluente da ETE Caiçara e os valores de referência.

Parâmetros	Unidade	Média	DP	Valores de referência		
				*Lançamento	**Reúso	***FDD
pH	adimensional	7,30	0,17	5 a 9	6 a 9	nc
Cor aparente	uH	40	10,19	nc	nc	<20
Turbidez	uT	3,9	1,8	nc	< 5	<10
Nitrogênio Amoniacal	mg NH ₃ /L	1,73	1,30	<20	nc	nc
Nitrato	mg NO ₃ /L	1,1	0,6	nc	nc	nc
Alcalinidade Bicarbonato	mg CaCO ₃ /L	127	18	nc	nc	nc
DQO	mg O ₂ /L	20	11	nc	nc	nc
DBO ₅ dias a 20°C	mg O ₂ /L	10	6	<60 ou 80%	<10	nc
Carbono Orgânico Total	mg C/L	81	65	nc	nc	nc
Fósforo Total	mg P/L	0,45	0,50	nc	nc	nc
Sólidos Totais	mg/L	222	69	nc	nc	nc
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	6	3	nc	≤30	≤25
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	289	69	nc	<200	nc
<i>Escherichia Coli</i>	NMP/100mL	6441	8935	nc	< 200	<500

* Lançamento: VMP segundo CONAMA 430 (2005) e Decreto 8468, Artigo 11 (1976).

** USEPA (2004) e NBR 13969 (ABNT, 1997).

*** Recomendações Di Bernardo (2003) para 90% do tempo.

Os resultados obtidos do monitoramento estão descritos e apresentados no Apêndice A.

Pelos resultados obtidos e comparados aos valores máximos recomendados para lançamento, observou-se que o efluente da ETE atende as referidas legislações com valores de pH, nitrogênio amoniacal e DBO dentro dos limites, portanto a tecnologia de tratamento biológico empregada na ETE Caiçara, opera de maneira satisfatória e pelos desvio padrões obtidos não ocorrem variações significativas, exceto para *E.coli*, com valores em torno de 10^2 e 10^4 , onde os desvio padrão são mais significativos, porem considerando que um tratamento biológico a nível secundário não objetiva a inativação de microrganismos, estes resultados são importantes no que diz respeito a impossibilidade de reúso sem prévia desinfecção.

Em relação aos resultados de monitoramento com vistas ao reúso, fica evidente a impossibilidade sem o emprego de uma tecnologia complementar ao tratamento biológico, com destaque para valores de DBO, sólidos dissolvidos e principalmente *E. Coli*. Vale destacar os valores elevados de COT de $81 \text{ mg/L} \pm 65$, que sugerem presença de matéria orgânica natural que são reconhecidamente precursores da formação de subprodutos halogenados.

Com o foco na aplicação da tecnologia de FDD, segundo as recomendações de Di Bernardo (2003), apesar da mesma se referir à água bruta de mananciais, os resultados do monitoramento apontam para a possibilidade de aplicação da FDD no Efluente da ETE Caiçara, considerando principalmente a turbidez monitorada que apresentou valores de $3,9 \text{ uT} \pm 1,8$ e o valor recomendado para 90% do tempo é de 10 uT .

5.2 MONITORAMENTOS DA ÁGUA DE REÚSO DA ETE

A água denominada de reúso da ETE Caiçara, atualmente passa por um processo de oxidação (desinfecção) com cloro e posteriormente é armazenada e empregada para irrigação de jardins da Unidade. Foram realizadas algumas amostragens desta água de reúso para avaliar a formação de THM. Na Tabela 11 são mostrados os resultados de trialometanos e nas Figuras 14 e 15 estão apresentados o ponto de adição de cloro e o reservatório destinado a estocar a água de reúso para irrigação. No efluente tratado por processo biológico aeróbio seguido de desinfecção com cloro, a formação de THM foi encontrada em 100% das amostras analisadas, os maiores resultados foram para clorofórmio sendo: valor máximo de $156,44 \text{ } \mu\text{g/L}$ e mínimo de $18,5 \text{ } \mu\text{g/L}$, valores acima do padrão de potabilidade.

Tabela 11 Resultados de trihalometanos água de reúso da ETE efluente tratado por processo biológico aeróbio seguido de desinfecção com cloro, a formação de subprodutos.

Amostras de água de reúso após desinfecção coletadas na ETE em 2015	Resultados de Subprodutos ($\mu\text{g/L}$)				
	CF	BrDCIM	DBrCIM	BF	Total de THM
Água de reúso 9 de junho	115,84	0,97	<0,01	<0,01	116,80
Água de reúso 14 setembro	116,73	3,83	<0,01	<0,01	120,56
Água de reúso 24 setembro	77,76	5,45	<0,01	<0,01	83,22
Água de reúso 1 outubro	156,44	5,40	<0,01	<0,01	161,84
Água de reúso 8 outubro	18,58	3,24	<0,01	<0,01	21,82



Figura 13 Ponto de aplicação de cloro no efluente da ETE Caiçara.



Figura 14 Reservatório de água de Reúso após adição de cloro da ETE Caiçara.

Os cromatogramas com os resultados encontra-se no anexo A, na Figura 16 está apresentado o cromatograma obtido para a amostra coletada em 1 de outubro de 2015, do efluente da ETE tratado por processo biológico aeróbio seguido de desinfecção, que atualmente é empregado na ETE para reúso.

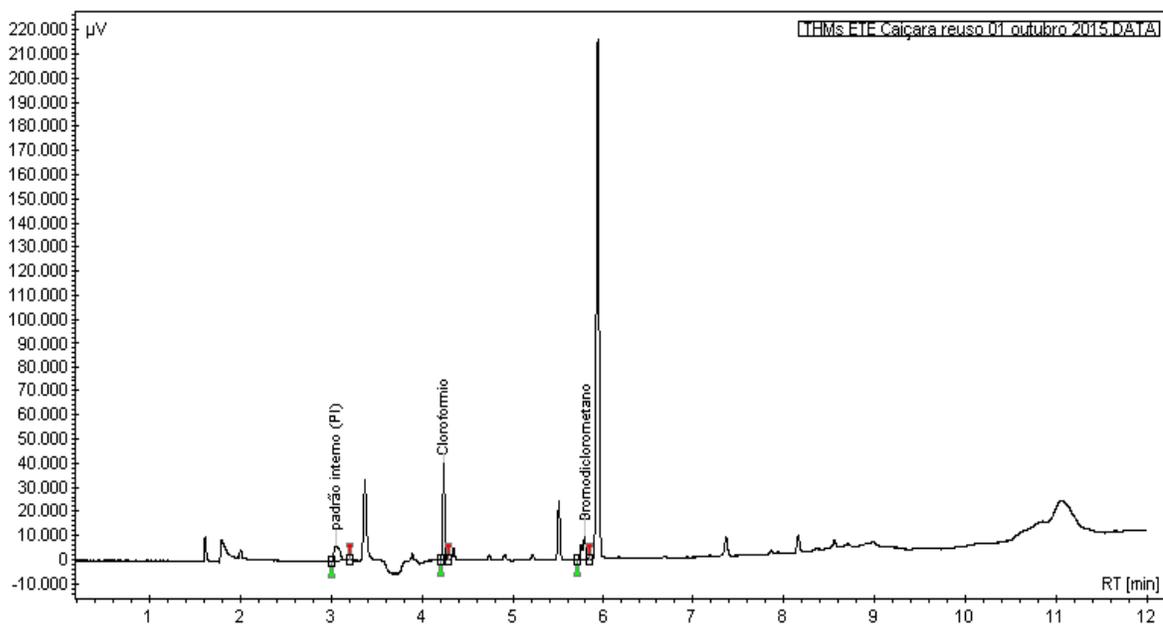


Figura 15 - Cromatograma da amostra coletada em 1 de outubro de 2015

O resultado apresentado mostra que um composto de área aproximadamente 5 vezes maior, foi obtido logo após o bromodichlorometano, segundo pesquisa de Paschoalato (2005), que investigou 12 subprodutos no método 551.1 (USEPA, 1995), sugere-se que o subproduto não identificado seja o cloro Hidrato.

5.3 RESULTADOS DO POTENCIAL DE FORMAÇÃO DE TRIALOMETANOS

Os ensaios de PF de THM (Método 5710 A e B APHA, 2005) tiveram como requisito o estabelecimento de uma dosagem de cloro que após 7 dias de contato em pH 7,0 mantidos a 20°C, seja entre a 3,5 a 5,0 mg/L Cl_2 . Desta forma, foi realizado um ensaio preliminar para o estabelecimento da dosagem de cloro necessária. Na Figura 17 estão apresentados os resultados com o valor selecionado da dosagem de cloro de 15,4 mg/L no qual obteve-se, após 7 dias, um teor de Cloro residual livre (CRL) de 4,7mg/L. Na Figura 18 estão apresentados os frascos utilizados com DPD para quantificação de CRL após 7 dias de contato.

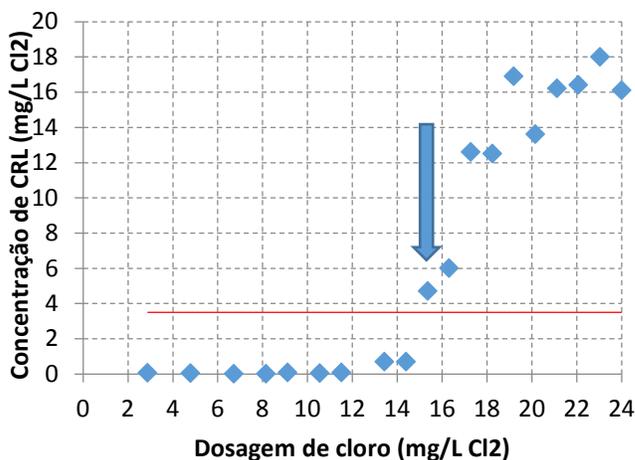


Figura 16 Resultados dos ensaios preliminares para determinação da dosagem de cloro e recomendação entre a 3,5 a 5,0 mg/L Cl₂

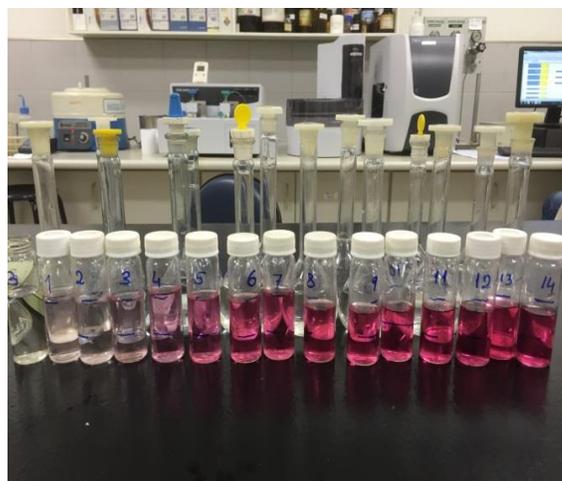


Figura 17 Frascos utilizados na reação com DPD e quantificação de cloro residual livre (CRL) após 7 dias.

Em seguida foram realizados os ensaios (em triplicata) de PF de THM no efluente da ETE Caiçara, o volume de amostra foi de 250 mL, com adição de 2 mL de solução tampão de fosfato e uma dosagem de 15,4 mg/L de cloro. Os frascos mantidos a 20° C por 30 min e por 7 dias. Na Figura 19 estão apresentados os frascos empregados nos ensaios em triplicata e Na Tabela 12 estão apresentados os resultados obtidos e calculados de PF THM (equação 1) e os parâmetros de controle, pH e CRL.



Figura 18 Ensaio de 7 dias para PF THM em triplicata.

Tabela 12 Resultados de PF THM após 7 dias, média (n=3), Desvio Padrão (DP) e parâmetros de controle pH e cloro residual livre (CRL) após 7 dias.

Parâmetro	Tempo 30 min			Tempo 7dias			PF THM			Média	DP
	A	B	C	A	B	C	A	B	C		
CF (µg/L)	11,47	12,57	13,51	140,34	160,44	164,83	128,87	147,87	151,32	142,69	9,87
BDCIM (µg/L)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0
DBCIM (µg/L)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0
BF (µg/L)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0
THM (µg/L)	11,47	12,57	13,51	140,34	160,44	164,83	128,87	147,87	151,32	142,69	9,87
CRL (mg/LCl ₂)	10,4	12,2	16,0	4,25	4,65	4,65					
pH	7,04	7,10	7,10	7,51	7,44	7,35					

Observa-se, na tabela 13, que os resultados dos parâmetros de controle pH permaneceram em torno de 7,0 e o CRL após 7 dias foi entre 4,25 a 4,65 mg/lCl₂ de CRL atendendo aos requisitos da metodologia. O PF de THM médio obtido foi de 142,69 ± 9,87µg/L.

Na Figura 19 está apresentado um dos cromatogramas obtidos de THM após 7 dias. Através do PF de THM foi verificado que a água após passar pelo processo de FDD apresentou uma menor potencialidade da formação de subprodutos indicando que houve uma grande remoção da matéria orgânica presente na água de estudo.

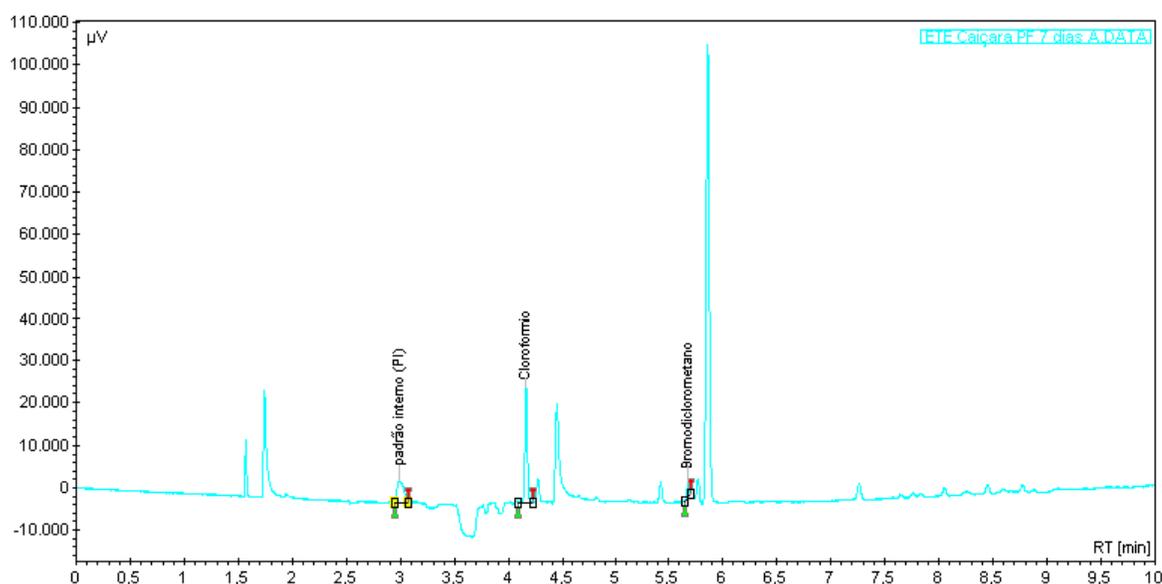


Figura 19 Cromatograma da quantificação CG-DCE de THM após 7 dias.

No cromatograma, da Figura 20, destaca-se novamente o sinal obtido no tempo de 5,9 min, logo após o tempo de retenção que identifica o bromodichlorometano, sem identificação,

porém segundo Paschoalato (2005) que investigou outros subprodutos além de THM, que este composto pode ser o cloro hidratato. Na Figura 21 encontra-se o cromatograma no método 551.1 onde se obteve a confirmação e identificação do sinal como sendo o subproduto Cloro Hidrato.

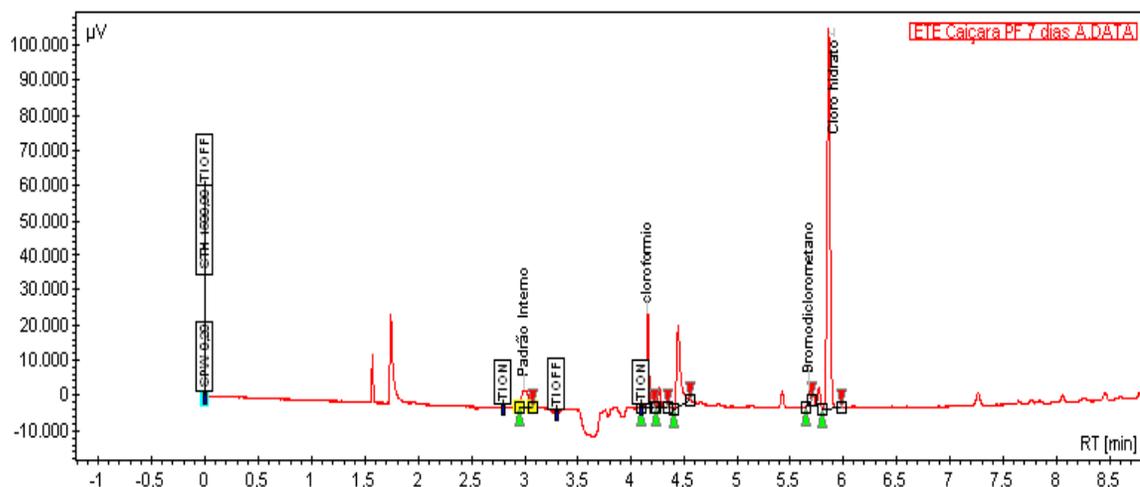


Figura 20 Cromatograma de confirmação e identificação do Cloro Hidrato no método 551.1

5.4 RESULTADOS DE ENSAIOS DE TRATABILIDADE POR FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE

Foram realizados ensaios com a tecnologia de filtração direta descendente para os coagulantes: Sulfato de Alumínio; Cloreto de Poli alumínio (PAC); cloreto Férrico e TanFloc SL. Os resultados permitiram a construção de diagramas que apresentam turbidez e cor aparente remanescentes, em função da dosagem de coagulante e do pH de coagulação. Para cada coagulante foram escolhidas as dosagens, considerando as melhores regiões de remoção de turbidez e cor aparente, da água do efluente da ETE de Caiçara.

5.4.1 Resultados com Sulfato de Alumínio

Nos diagramas apresentados nas Figuras 22 e 23, encontram-se os resultados de cor aparente e de turbidez remanescentes que foram obtidos aplicado-se o coagulante sulfato de alumínio. Foram destacadas seis dosagens que apresentaram resultados de Turbidez remanescente abaixo de 1 uT, com dosagens de coagulante de 5 a 35 mg/L e com pH equivalente a 7,15 e 8,65.

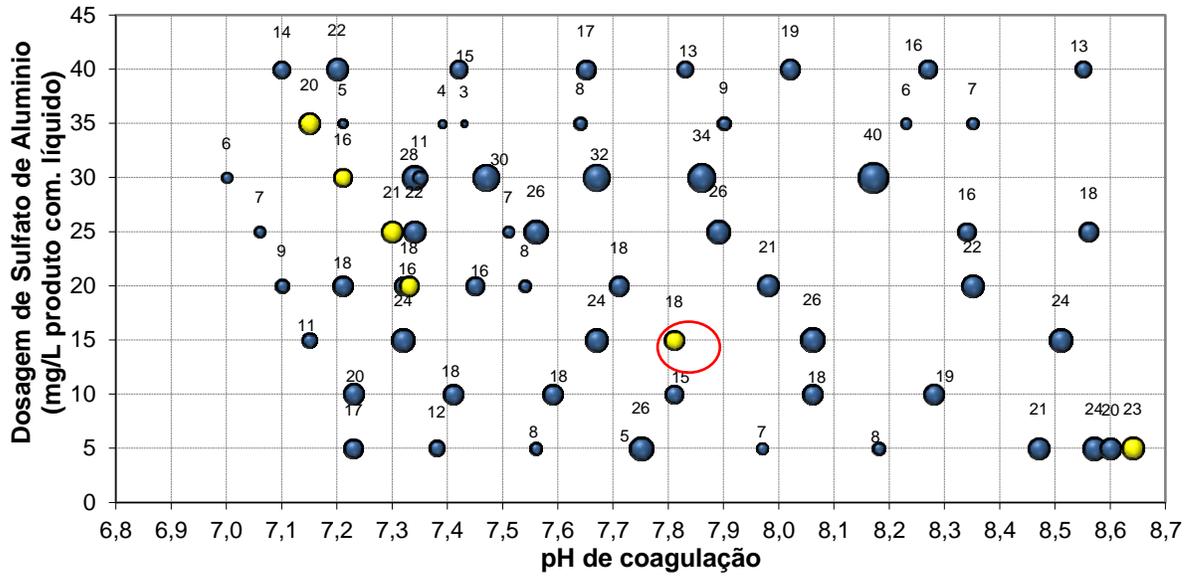


Figura 21 Resultados de cor aparente remanescente dos ensaios FDD para o coagulante Sulfato de Alumínio em função do pH de coagulação.

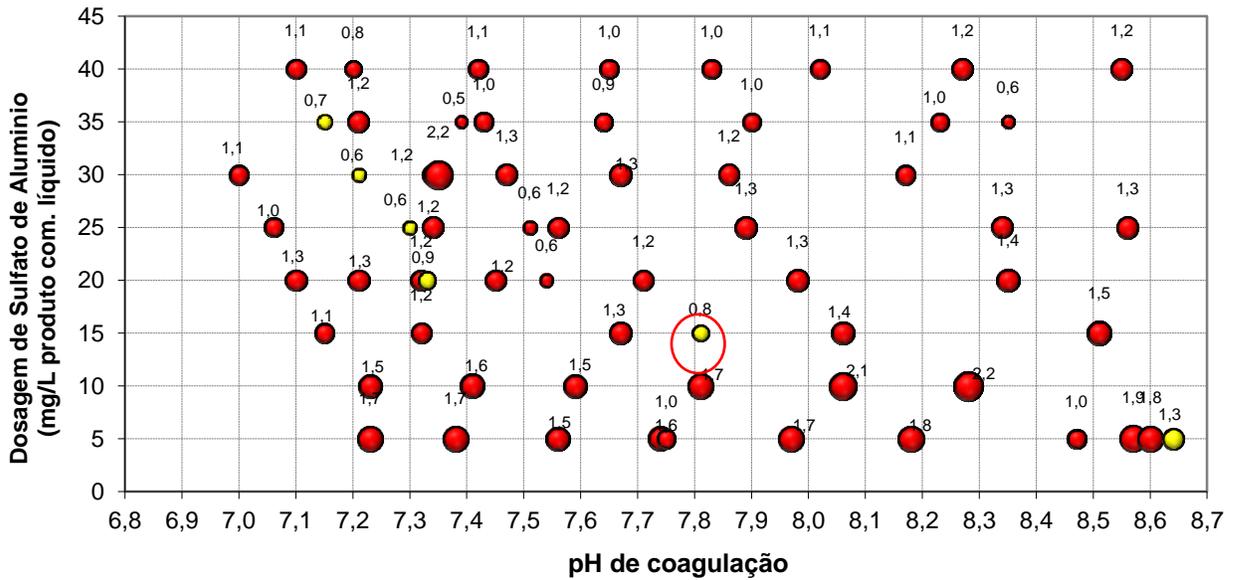


Figura 22 – Resultados de turbidez remanescente dos ensaios de FDD para o coagulante sulfato de alumínio em função do pH de coagulação.

5.4.2 Resultados com Cloreto de Poli alumínio (PAC)

Nas Figuras 24 e 25, encontram-se os resultados da turbidez e da cor aparente remanescente para o uso do PAC. Os valores obtidos não foram tão baixos quando comparados aos valores encontrados com sulfato de alumínio, porém obteve-se valores de turbidez $<1,0$ uT, com dosagem de coagulante entre 8,0 a 20 mg/L e pH de coagulação variando de 7,3 a 8,65.

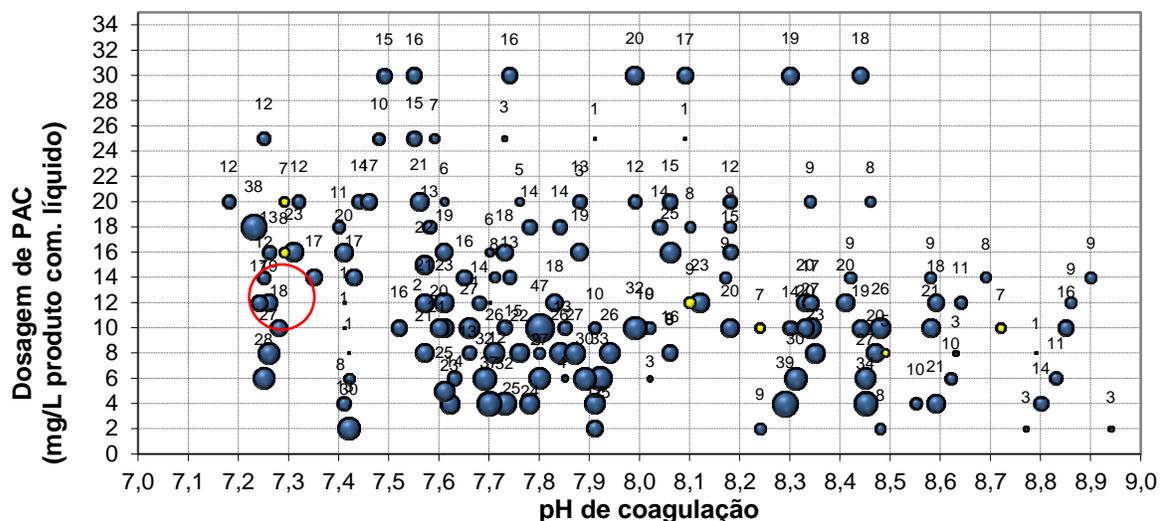


Figura 23 Resultados de cor aparente remanescente dos ensaios de FDD para o coagulante PAC, em função do pH de coagulação.

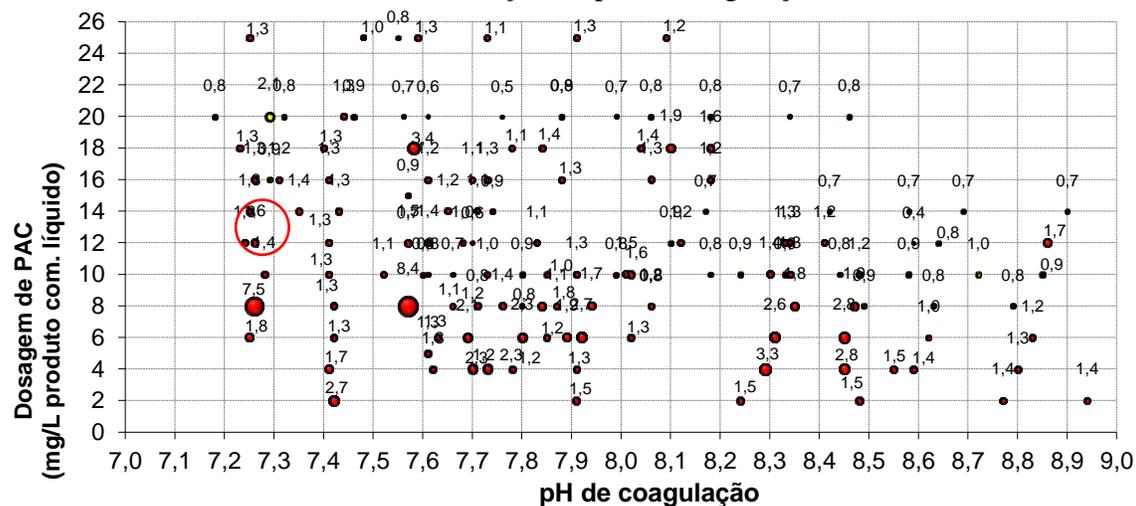


Figura 24 Resultados da turbidez remanescente dos ensaios FDD para o coagulante PAC em função do pH de coagulação.

5.4.3 Resultados com Cloreto Férrico

Os resultados para cloreto estão apresentados nas Figuras 26 e 27, bons resultados de turbidez remanescente foram registados com dosagem de coagulante de 15 a 25 mg/L e valores de pH de coagulação entre 7,1 a 8,5. A melhor remoção de Turbidez foi obtida na dosagem de 25 mg/L e pH 7,1.

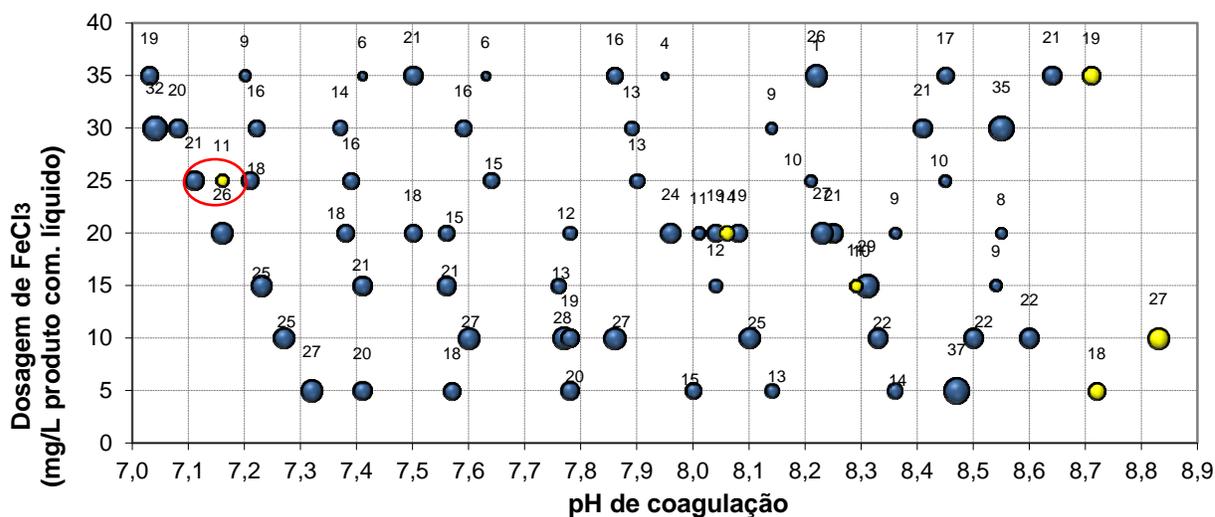


Figura 25 Resultados da cor aparente remanescente dos ensaios de FDD para o coagulante Cloreto Férrico em função do pH de coagulação.

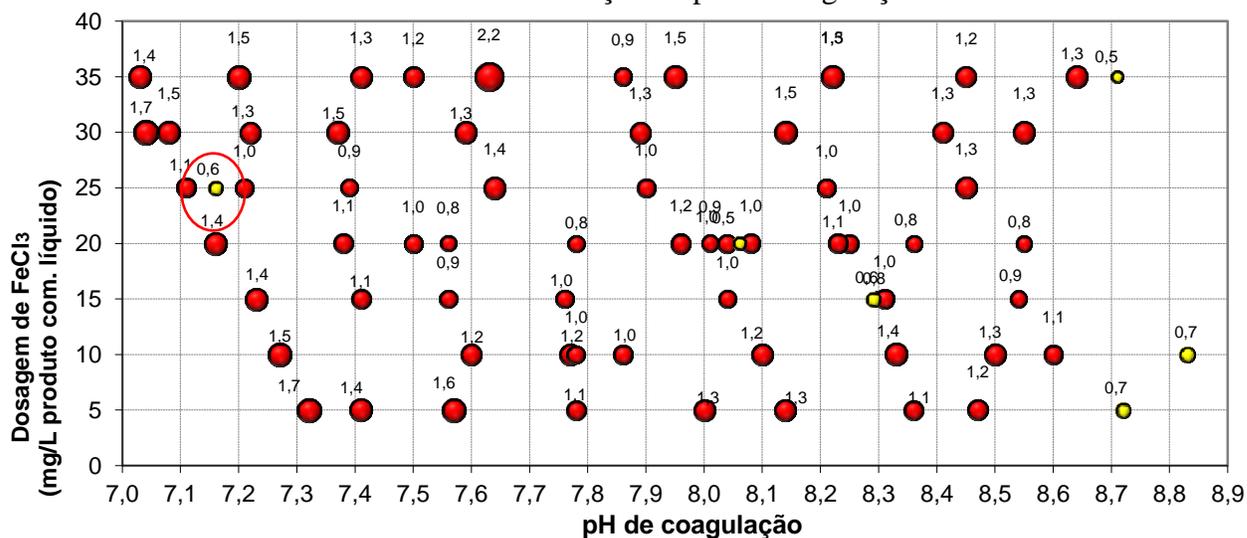


Figura 26 Resultados da turbidez remanescente dos ensaios de FDD para o coagulante Cloreto Férrico em função do pH de coagulação.

5.4.4 Resultados com TanFloc- SL

Nas Figuras 28 e 29, estão mostrados os resultados de cor aparente e turbidez remanescente. Comparativamente, os ensaios com Tanfloc apresentaram menor dosagem de coagulante, a dosagem variou de 10 a 15 mg/L, pH de coagulação de 7,4 a 8,2 e turbidez abaixo de 1,0 uT. A cor aparente com a mesma dosagem observou-se valores de 2 a 19 uH.

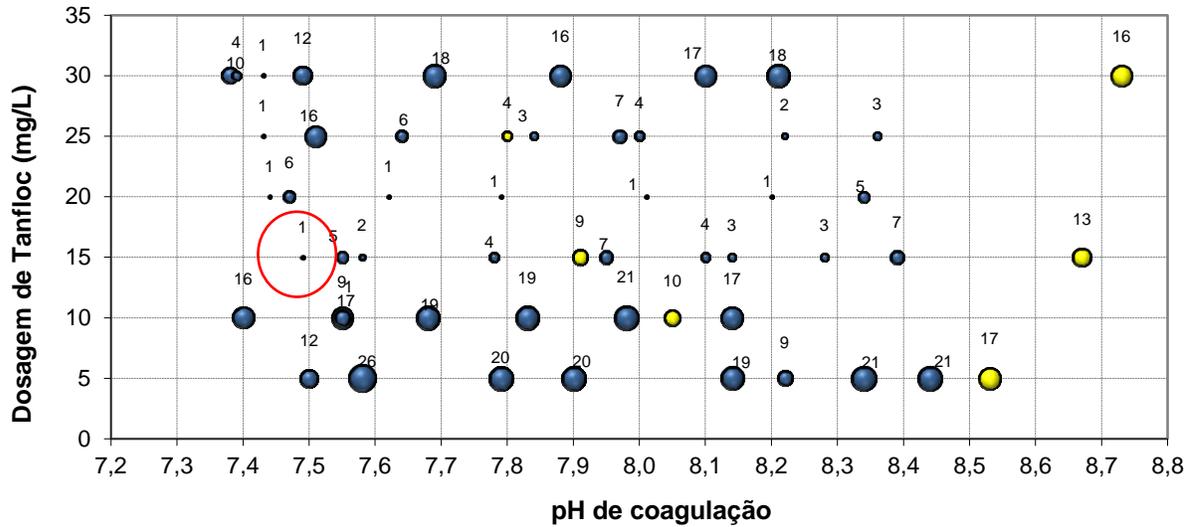


Figura 27 Resultados de cor aparente remanescente dos ensaios de FDD para o coagulante TanFloc SL em função do pH de coagulação.

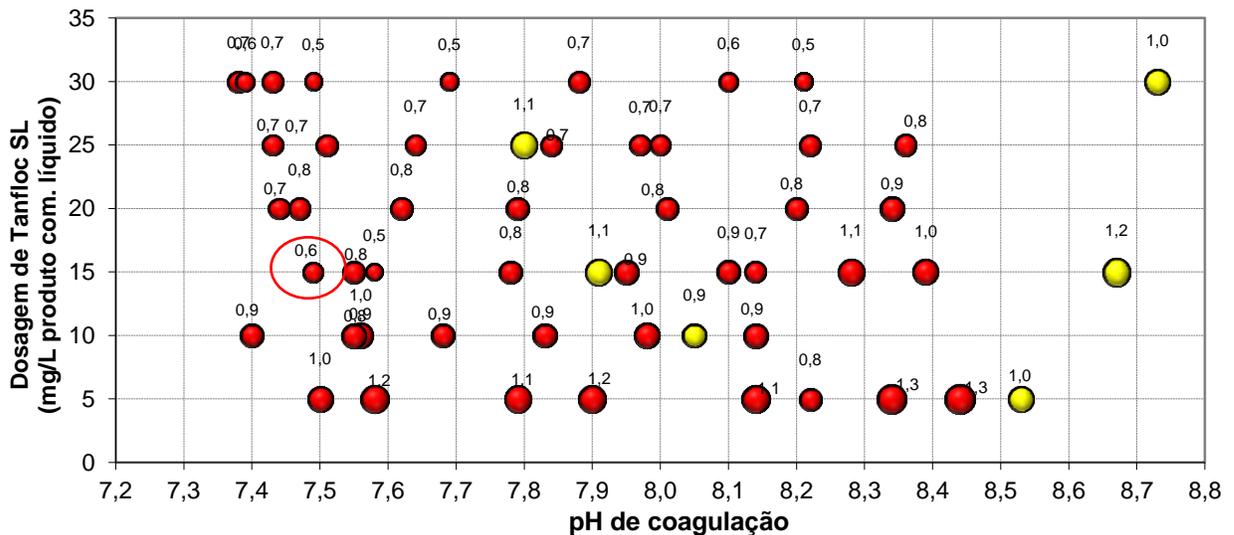


Figura 28 Resultados de turbidez remanescente dos ensaios de FDD para o coagulante TanFloc SL em função do pH de coagulação.

5.4.5 Comentários Finais Sobre os Ensaio de FDD

Os coagulantes utilizados no estudo: Sulfato de Alumínio, PAC, Cloreto Férrico e o Tanfloc SL, resultados eficientes em relação à remoção de turbidez remanescente e cor aparente. Porém conforme Diretrizes de Reúso da USEPA 2004 para Reúso Urbano irrestrito, o melhor coagulante que se encontra no intervalo de pH de (6,0 a 9,0), deve estar com turbidez remanescente abaixo de 2,0 μ T. Para a escolha de melhor resultado, utilizou se a turbidez a baixo de 2 μ T, pH entre 6,0 a 9,0 e a menor concentração de coagulante definida 15 e 16 mg/L de Sulfato de Alumínio, PAC e o Tanfloc respectivamente.

Depois da realização dos ensaios com uso dos diferentes coagulantes foram escolhidas as dosagens que apresentaram melhores valores de remoção da turbidez e cor aparente. Na Tabela 13 estão apresentados um resumo dos resultados das dosagens de coagulantes otimizadas, valores resultantes de pH, cor aparente e turbidez remanescentes.

Tabela 13 - Resultados de dosagem, pH, cor aparente e turbidez remanescente para os diferentes coagulantes estudados.

Parâmetro	Sulfato de alumínio	PAC	Cloreto Férrico	Tanfloc SL
Dosagem de coagulante selecionada (mg/L)	15	16	25	15
pH	7,80	7,30	7,16	7,50
Cor aparente (uH)	18	17	11	1,0
Turbidez (uT)	0,8	0,9	0,6	0,6

5.5 RESULTADOS DOS ENSAIOS DE FDD COM OXIDAÇÃO

A partir das dosagens selecionadas, foram realizado ensaio de FDD para geração de água tratada, destinada a realização dos ensaios de desinfecção. Estes foram realizados com diferentes dosagens de cloro e tempo de contato de 30 minutos, a determinação da demanda de cloro para

obtenção de 1mg/L de cloro residual livre, valor recomendado para reúso Urbano irrestrito segundo USEPA (2004).

Observam-se na Figura 29 os resultados do ensaio de demanda de cloro da água tratada por FDD usando o coagulante Sulfato de Alumínio na dosagem de 15mg/L, no qual obteve se o residual de cloro livre em torno de 1,0 mg Cl₂/L para a dosagem de 4,3 mg/L de Cl₂.

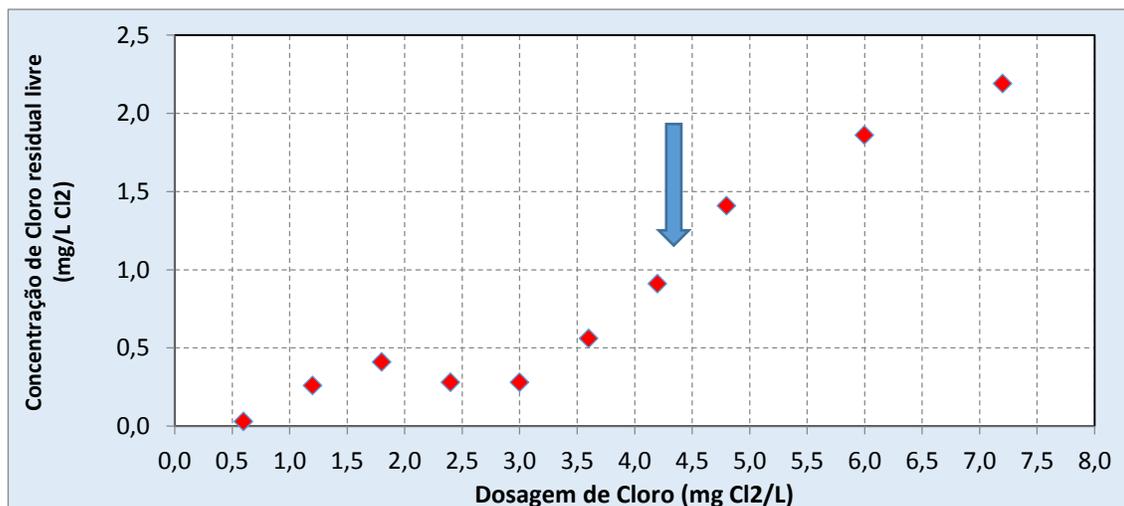


Figura 29 Resultados do ensaio de demanda de cloro da água tratada com sulfato de alumínio.

Na Figura 30 encontram-se os resultados do ensaio de demanda de cloro da água tratada por FDD com PAC na dosagem de 15 mg/L em que, obteve-se a dosagem de 5,4 mg Cl₂/ L e residual em torno de 1,0 mg Cl₂/L.

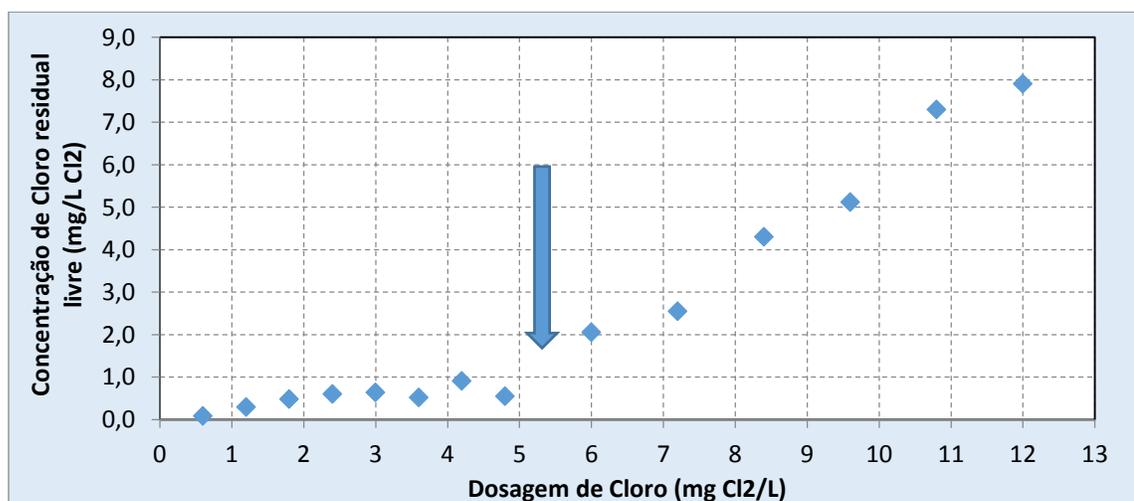


Figura 30 resultado do ensaio de demanda de cloro da água tratada com PAC

Observa-se na Figura 31, os resultados de ensaio de demanda de cloro da água tratada FDD usando o coagulante Cloreto férrico, no qual obteve-se a dosagem de 3,0 mg Cl₂/ L para o residual em torno de 1 mg Cl₂/L.

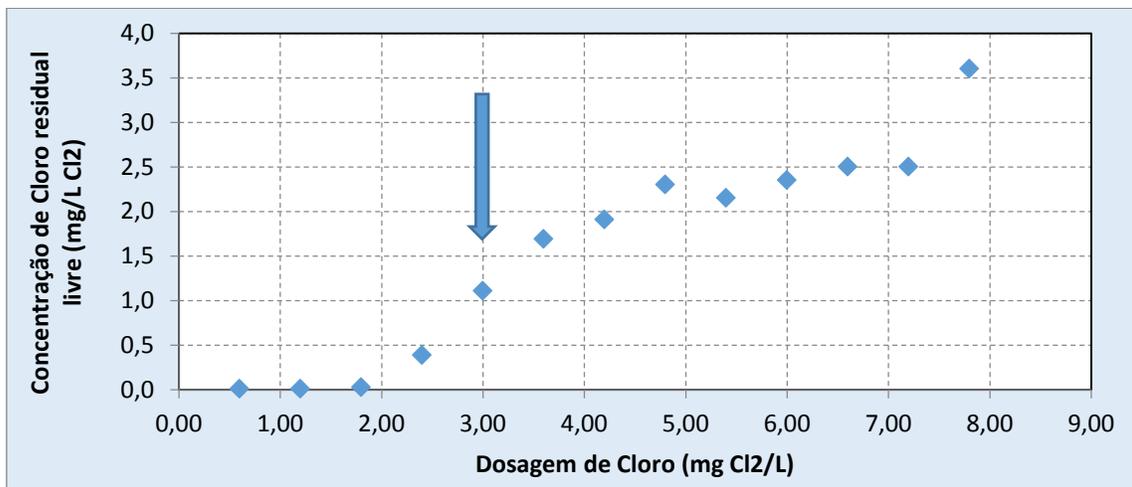


Figura 31 Resultado do ensaio de demanda de cloro da água tratada com Cloreto Férrico.

Observa-se, na Figura, 32, os resultados do ensaio de demanda de cloro da água tratada por FDD usando o coagulante TanFloc, em que foi obtida a dosagem 4,0 mg Cl₂/L e residual em torno de 1,0 mg Cl₂/L.

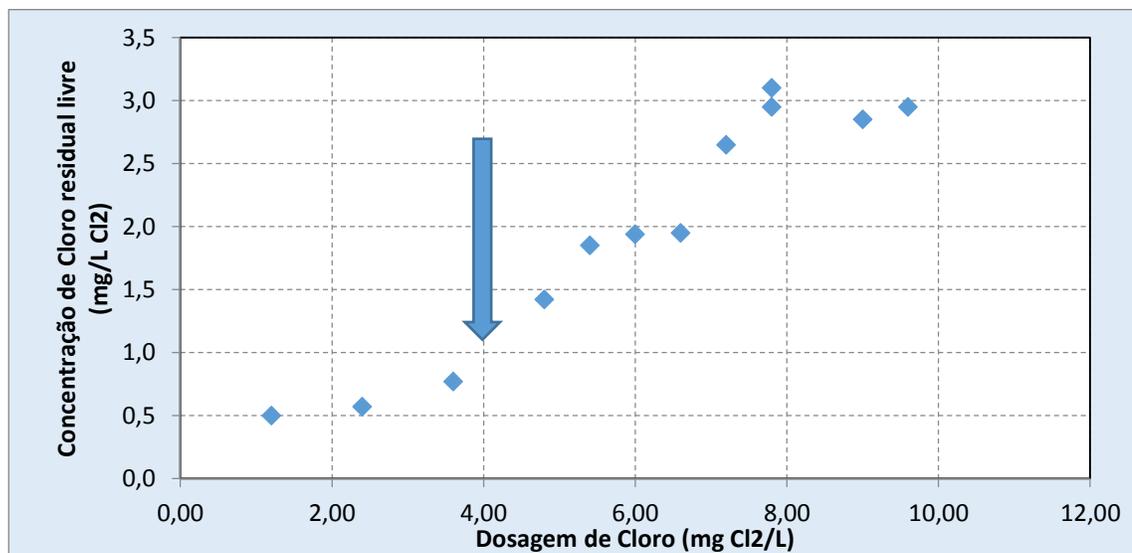


Figura 32 Resultado do ensaio de demanda de cloro da água tratada com Tanfloc.

Na Tabela 15 estão apresentados os resultados de SOH, da água tratada por FDD seguida de desinfecção. A formação de trihalomentos foi encontrada em todas as amostras analisadas, dentre os THM investigados, o clorofórmio foi o único encontrado em todas as amostras.

Não havendo diretrizes para trihalometanos para água de reúso, os mesmos foram comparados com a Portaria MS nº 2914 (Brasil, 2011), que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade de água para o consumo humano, e cita como Valor máximo permissível para trihalometanos totais 0,100 mg/L (ou 100 µg/L), destaca-se que os valores obtidos de Clorofórmio estão abaixo de 3,92 µg/L.

Em relação aos parâmetros de referência com recomendações da USEPA (2004) para reúso, sendo: pH, turbidez, cloro residual, DBO, Sólidos Suspensos e *E.Coli*, encontram-se em destaque na Tabela 14, todos atendem aos requisitos.

Na Figura 33 esta apresentado os resultados obtidos nos ensaios de FDD com a comparação dos parâmetros Turbidez, pH e DBO para os diferentes coagulantes empregados.

Tabela 14 Resultados após FDD e desinfecção.

Parâmetros	Unidade	Al ₂ (SO ₄) ₃		PAC		FeCl ₃		TANFLOC	
		média	DP	media	DP	Média	DP	média	DP
pH	adimensional	7,99	0	7,98	0,06	8,08	0,02	7,93	0,02
Cor aparente	uH	<0,1	0	<0,1	0	<0,1	0	<0,1	0
Turbidez	uT	1,25	0,05	1,15	0,12	1,37	0,05	0,98	0,18
Cloro residual livre	mg/L Cl ₂	1,00	0,01	0,90	0,06	1,05	0,05	1,04	0,05
TOC	mg/L C	5,056	0,052	5,112	0,381	4,892	0,105	5,394	0,302
DBO	mg/L O ₂	6,5	0,5	5,0	0,8	5,7	0,5	5,3	0,8
Sólidos Suspensos	mg/L	1,6	1,2	0,5	0,5	0,7	0,4	2,0	1,18
Coliformes totais	NMP/100mL	1050	250	450	50,0	2467	2520	242	83
<i>E.Coli</i>	NMP/100mL	50	50	ausente	0	ausente	0	ausente	0
Clorofórmio	µg/L	0,30	0,29	<0,1	0	0,06	0,08	3,92	0,43
Bromodichlorometano	µg/L	<0,1	0	<0,1	0	<0,1	0	<0,1	0
Dibromoclorometano	µg/L	<0,1	0	<0,1	0	<0,1	0	<0,1	0
Bromofórmio	µg/L	<0,1	0	<0,1	0	<0,1	0	<0,1	0

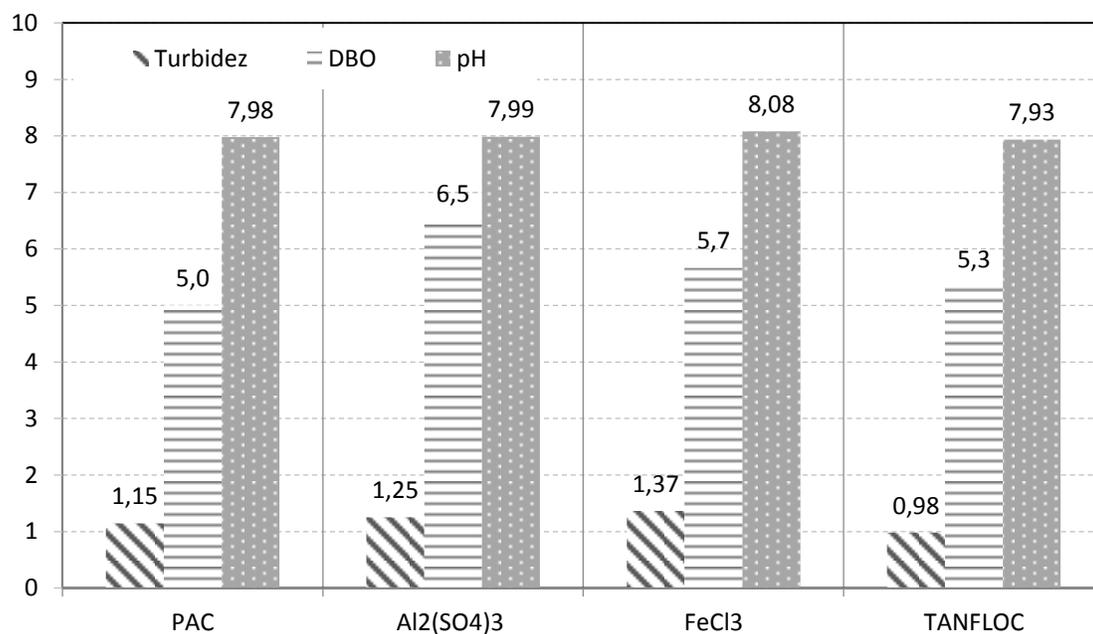


Figura 33 Resultados de ensaio após FDD e desinfecção.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Conclui-se principalmente que a proposta de inserção da tecnologia de FDD seguida de oxidação com cloro como tratamento do Efluente da ETE Caiçara possibilitou a obtenção de água com qualidade para reúso urbano irrestrito, confirmando as categorias de reúso proposta pela USEPA (2004) com DBO <10 mg/LO₂; cloro residual livre de 1mg/L e pH de 6 a 9.

Em relação aos resultados obtidos pode-se ainda concluir que:

- A qualidade do efluente da ETE Caiçara, monitorada no período de 25 semanas apresentou conformidade com os padrões de emissão citados do Decreto SP nº 8486 (1976) e pela Resolução CONAMA 430 (2011), principalmente no quesito DBO5 dias, 20°C;
- Quanto a qualidade para fins de reúso pode-se concluir que o efluente da ETE Caiçara, não atende aos requisitos das Diretrizes da USEPA (2004) e das Normas Técnicas (ABNT) NBR 13969/1997, portanto a necessidade de uma tecnologia complementar se faz necessária;
- Pelo monitoramento pôde-se observar que a qualidade para fins de tratabilidade não apresentou variações significativas de principalmente: pH (7,30 a 8,0), Cor 40 ±10,19) e turbidez (3,9± 1,30), permitindo-se concluir que a qualidade existente atende ao enquadramento para a implementação da tecnologia de FDD;
- Os ensaios de tratabilidade com os coagulantes: Sulfato de Alumínio; PAC; Cloreto Férrico e o TanFloc apresentaram resultados eficientes em relação à remoção da turbidez e da cor aparente, com dosagens em torno de 15 a 25 mg/L, sem a necessidade do uso de acidificantes ou alcalinizantes;
- O uso da FDD seguido de oxidação com cloro como proposta de tratamento do efluente da ETE Caiçara, com vistas ao reúso, foi de grande valia na remoção de matéria orgânica, mensurada através do COT, sendo obtido no efluente da ETE de 81mg/L de COT e após o tratamento proposto o valor remanescente foi de aproximadamente 5 mg/L C, obtendo-se uma remoção de 93,8%;

- Quanto à investigação da formação de THM no efluente da ETE tratado por processo biológico aeróbio seguido de desinfecção com cloro, foi encontrado Clorofórmio em 100% das amostras analisadas, com destaque para os valores obtidos de 77,76 a 156,44 µg/L;
- A confirmação da potencialidade de formação de THM foi obtida pelos ensaios de PF THM realizados com o efluente da ETE Caiçara, onde foi obtido PF THM de 146,69µg/L ± 9,87, podendo-se concluir sobre o inconveniente processo de simples adição de cloro no efluente, portanto fica explícita a necessidade de um tratamento preliminar para remoção de matéria orgânica e inibição da formação de THM reconhecidamente indesejáveis e cancerígenos;
- Os valores obtidos de THM na água tratada pela tecnologia de FDD seguida de oxidação com cloro, foi entre 15,27 e 18,11 µg/L. Portanto, conclui-se que a tecnologia proposta traz principalmente o benefício na redução da formação de THM na água de reúso.
- Em relação aos requisitos para água de reúso, conclui-se que pela qualidade da água obtida, a mesma pode ser utilizada para todos os tipos, porém tem-se como sugestão a irrigação de parques mediante análises do solo, recarga de aquífero, acondicionamento para o sistema de incêndio, lavagens de rua e veículos e descargas sanitárias.

Recomenda-se a continuidade dos estudos em escala piloto para que possam futuramente serem realizados visando a obtenção de parâmetros operacionais e hidráulicos que permitam a implementação da tecnologia de FDD em escala real com avaliação de custos de aquisição, implementação e operação.

REFERÊNCIAS

ADIN, A., ASANO, T. The Role of Physical-Chemical Treatment in Wastewater Reclamation and Reuse. *Water Science and Technology*, v.37, n. 10, p. 79-90, 1998.

ADROVER, M. et al. Chemical properties and biological activity in soils of Mallorca following twenty years of treated wastewater irrigation. *Journal of Environmental Management*. 95 (2012).

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA), Ministério do Meio Ambiente. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. ANA, Brasília, 2010.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Brasília, ANA, 2014.

ALBINATI R. C. B.; ALBINATI A. C. L.; MEDEIROS Y. D. M. Utilização de águas desprezadas para a produção de alimentos no Semiárido. XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Bahia, 2003.

ALVAREZ, D. et al. Minimization-optimization of water use in the process of cleaning reactors and containers in a chemical industry. *Journal of Cleaner Production*, nº12, 2004.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). Standard Methods for the Examination of water and Wastewater. 20th edition. Washington, USA 2005.

ANGELAKIS, A.N.; MARECOS DO MONTE, M.H.; BONToux, L.; ASANO, T. The status of wastewater reuse practice in the Mediterranean basin. *Wat. Res.* Vol. 33, Nº 10, 1999: 2201-2217. Great Britain.

AQUALPOLO AMBIENTAL S.A.; Tecnologia e Água de Reúso. Disponível em: <http://www.aqualopo.com.br/agua-de-reuso>. Acesso em 10 out 2015.

ASANO, T. Water from Wastewater – The Dependable water resource. **Water Science and Technology**, 2001.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), NBR nº 13.969: Tanques sépticos – Unidade de tratamentos complementar e disposição final dos efluentes líquidos. Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

AZEVEDO NETO, J.M. et al. Técnicas de abastecimento de água. 3ed. São Paulo: CETESB/CETESB, 2.v. 1987.

BAHRI, Akissa. Water reclamation and reuse criteria. In: ASANO, Takashi. Water quality management library – Volume 10/Wastewater reclamation and reuse. Pennsylvania, USA: Technomic Publication, 1998.

BIXIO, D.; THOEYE, C.; DE KONING, J.; JOKSIMOVIC, D., SAVIC, D.; WINTGENS, T.; MELIN, T., 2006. Wastewater reuse in Europe. *Desalination*. Belgium.

BRAGA, B., Introdução a Engenharia Ambiental. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRAILE, Pedro Marcio. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. CETESB, São Paulo Brasil, 1993.

BRANDÃO, C.C.S; LACERDA, M.R.S.; ABREU, M. C. Influência do tempo de floculação na filtração direta de águas com baixa turbidez e teor elevado de algas. In: VII SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2006. Anais.

BRASI. Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 de março de 2005.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 a. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 de março de 2005. Seção 1.

BRASIL. CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrão de lançamento de efluentes complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.

BRASIL. Lei nº 9.984-17, Julho 2000. Dispõe sobre a criação da Agencia Nacional de Água-ANA, federal de implementação da política nacional de recursos hídricos e de coordenação do sistema de nacional de gerenciamento recursos hídricos e dá outra providencias. Diário oficial da união, Brasil, 18 de julho de 2000.

BRASIL. Portaria MS nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, 12 dez. 2011.

CBH-PARDO. Relatório Anual de Situação dos Recursos Hídricos e Plano de Bacia/UGRHI-4 Pardo. Ribeirão Preto 2009. Disponível: http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/sigrh_colegiado.exe. COLEGIADO=CRH/CBH acesso: 15 /01/2016.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Norma Técnica: Contagem de bactérias heterotróficas – Método de ensaio. São Paulo, 2006.

CETESB. Reúso da água. São Paulo. SP. Disponível em: <http://www.CEBESB.sp.gov.br/aguas/gesta_reuso.asp> Acesso em: 15/01/2016.

CNRH/MMA – Resolução nº 121, de 16 de dezembro de 2010. Estabelecem diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na

Resolução CNRH n° 54, de 28 de novembro de 2005. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, DF, 16 de março de 2011.

Conselho Nacional de Recursos Hídricos. RESOLUÇÃO n° 121. Estabelecem diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH n° 54, de 28 de novembro de 2005. Resolução n° 121, de 16 de dezembro de 2010.

Conselho Nacional de Recursos Hídricos. RESOLUÇÃO n° 54. **Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências.** Resolução n° 54, de 28 de novembro de 2005.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS/MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (CNRH/MMA). Resolução n° 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, DF, 09 de março de 2006.

CREPALLI, M. S. Qualidade da água do Rio Cascavel. Dissertação (Programa de PósGraduação em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Paraná, 2007.

DACACH, Nelson Gandur. **Tratamento primário de esgoto.** 1 ed. Rio de Janeiro: EDC – Ed. Didática e Científica, 1991.

DANIEL, Luiz Antônio. PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BASICO (BRASIL). Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável. São Carlos: ABES, 2001.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA: DAEE, 2014. Disponível em: <<http://www.comitespcj.org.br/images/Download/Portaria-DAEE-1213-04>>. Acesso em: 15 jan. 2016.

DI BERNARDO, L. (Coordenador). **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta.** Rio de Janeiro: ABES, Rima 2003, 498 p.. Projeto PROSAB.

DI BERNARDO, L., DANTAS, A. D. B. Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. 2ª edição. São Carlos: Rima Editora, 2005.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D; VOLTAN, P.E.N. Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. São Carlos: LDiBe, 2011.

EPA, Guidelines for water reuse, US Environmental Protection Agency Report, EPA/625/R-92/004, US Agency for International Development, Washington, DC, 1992.

ESTATUTO COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARDO (CBH PARDO) em Congresso do Aquífero Guarani, 2009.

FEITOSA, A. C. F.; MANOEL FILHO, J. Hidrogeologia: conceitos aplicados, 1997 INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento básico. Disponível: <http://www.IBGE.GOV.BR>.

FILHO, D. B.; MANCUSO, P. C. S. Conceito de reúso de água. In: Reúso de água. Barueri, SP 1ª edição 2013, reimpressão 2007. Ed. Manole.

FILHO, P. N. de P. Tratamento de esgoto urbano para reúso – ETE Jesus Netto. In: Reúso da água conceitos, teorias e práticas. 2 ed. São Paulo: Blucher, 2010.

FURTADO M., fev. 2012, “Reúso de água – Esgoto recuperado abastece a indústria nas metrópoles”, Revista QUIMICA E DERIVADOS, edição n. 518, ISSM 0481-4118.

GANOULIS, J.; PAPALOPOULOU, A. Risk Analysis of Wastewater reclamation and Reuse. *Water Science and Technology*, v.33, 1996.

GHOUSH, M., AMIRTHARAJAH, A., ADIN, A. Particle Destabilization for Tertiary Treatment of Municipal Wastewater by Filtration. *Water Science and Technology*, v.30, n. 9 , 1994.

GONÇALVES, R. F.; JORDÃO, E. P.; SOBRINHO, P. A., 2003. Introdução In: Desinfecção de Efluentes Sanitários. 1ª ed. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB. Departamento de Saneamento Ambiental da UFES.

GONÇALVES. Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de organismos patogênicos e substâncias nocivas, Projeto PROSAB. 1ª edição. Vitória. Rima Artes e Textos, 2005.

GRULL, D.; MANCUSO, P. C. S.; EIGER, S. Descarga zero e reúso para irrigação em parques temáticos. In: Reúso de água. Barueri, SP 1ª edição 2004, re-impressão 2013. Ed. Manole.

HESPANHOL, I. 2003. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. *Bahia Análise e Dados*, v13, n. especial, Salvador, 2003.

HESPANHOL, I., MIERZWA, J., RODRIGUES, L.; SILVA, M. (2006). 29f. Manual de Conservação e Reúso de água na Indústria. Rio de Janeiro: Federação das Indústrias do Rio de Janeiro - FIRJAN/SEBRAE, 2006.

JIMÉNEZ, B. ASANO, T. *Water reuse: an international survey of current practice, issues and needs*. 1.ed. Londres: IWA Publishing, 2008.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 4ª edição, Rio de Janeiro: SEGRAC, 2005.

KURODA, E. K. Avaliação da filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento em sistemas de dupla filtração. (Dissertação do Mestrado)- Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Carlos, São Carlos, 2002.

LAVRADOR FILHO, J. (1987). Contribuição para o entendimento do reúso planejado da água e algumas considerações sobre suas possibilidades no Brasil. Dissertação de Mestrado. São Paulo: Escola Politécnica de São Paulo.

LAVRADOR FILHO, J. (2013). Contribuição para o entendimento do reúso planejado da água e algumas considerações sobre suas possibilidades no Brasil. São Paulo: Escola Politécnica, USP. Dissertação (Mestrado).

LEITE, A. M. Reúso de água na gestão integrada de recursos hídricos. Dissertação (mestrado em planejamento e gestão ambiental) - Programa de Pós-graduação em Planejamento e Gestão Ambiental, Universidade Católica de Brasília, Brasília, 2003.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Ed. Átomo 2005.

LIBHABER, M. Experiência de reúso de água em Israel: apresentação oral. Trabalho apresentado no 1º Simpósio Internacional de Reúso de Água Simpósio, ABES-PR, Curitiba, 2012.

LIMA, E.B.N.R. Modelação integrada para gestão de qualidade da água na bacia do Rio Cuiabá. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2001.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H.F, (editores). Reúso de Água. NISAM – US Barueri, São Paulo, Manole, 2003.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering treatment, disposal and reuse**. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 1991.

MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I. Água na Indústria – Uso racional e reúso. Oficina de Textos. São Paulo, 2005.

MOGAMI, S., “Reúso de água no Brasil”, Revista Hidro, (Nov.) 2011.

MONTEIRO, P. C. G., (2005). Viabilidade do uso da radiação solar na desinfecção da água. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.

MOTA, S.; MONTEGGIA, L. O.; SANTOS, A. B.; SANTOS, E. S.; PADILHA, R. S. Utilização de nutrientes de esgoto tratado na piscicultura. In: Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Fortaleza, CE 1997. Ed. ABES.

MUJERIEGO, R., ASANO, T., The role of advanced treatment in wastewater reclamation and reuse. *Water Science and Technology*, v.40, n.4-5, 1999.

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. *Committee on the assessment of water reuse. Water reuse: potential for expanding the nation's water supply through reuse of municipal wastewater*. Washington,USA: NAP, 2012.

NBR 12216/1992. Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas, Comitê Brasileiro de Construção Civil, Rio de Janeiro, Abril 1992.

ODENDAAL, P.E.; GROBLER, G.L. Wastewater reuse in South Africa. In: ASANO, Takashi. *Water quality management library – Volume 10/Wastewater reclamation and reuse*. Pennsylvania,USA:TechnomicPublication,2005.

PASCHOALATO, C.F.P.R.; BUTÃO, D.F.; LOPES, C.SG.; SILVA, B.M.; MELLO, T.P.S. Quantificação simultânea de trihalometanos, cloro hidrato, cloropicrina, halocetonas e

haloacetnitrilas em água potável. In: CONGRESSO INTERAMERICA DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, XXXII. Punta Cana, Bávaro: AIDIS, 2010.

PASCHOALATO, Cristina Filomêna Pereira Rosa. Efeito da pré-oxidação, coagulação, filtração e pós-cloração na formação de subprodutos orgânicos halogenados em águas contendo substâncias húmicas. 2005. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

PROJETO AQUIFERO GUARANI, Memória do Seminário Aquífero Guarani - Plano de Ação Estratégica para a gestão do Aquífero Guarani, Área piloto de Ribeirão Preto, 2014.

REVISTA DAE. 3º Workshop de uso e reúso de águas residuárias. São Paulo: Sabesp, Ano LX, Agosto 2009.

Ribeirão Preto. Prefeitura Municipal.CODERP.Portal da Cidade de Ribeirão Preto. Disponível em: <http://www.coderp.com.br>

RODRIGUES, R. S. As dimensões legais e institucionais do reúso de água no Brasil: proposta de regulamentação de reúso de água no Brasil. Dissertação (mestrado em engenharia) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

ROGRIGUES ODENDAAL, P. E.; WESTHUIZEN, J. L. J.; GROBLER, G. L. CROOK, James Wastewater reuse in South Africa. In: ASANO, Takashi. Water quality management library – Volume 10/Wastewater reclamation and reuse. Pennsylvania, USA: Technomic Publication, 1998.

ROSÁRIO. G, PASCHOALATO, C.F.P.R, Monitoramento de potencial de formação de subprodutos orgânicos halogenados em mananciais para o controle da etapa de pre-oxidação nas estações de tratamento de água. Dissertação de Mestrado UNAERP, Ribeirão Preto SP, 2012.

SANTOS, Eliane Prado Cunha Costa dos et al . Estudo da coagulação aplicada à filtração direta descendente. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro , v. 12, n. 4, p. 361-370, dez. 2007. Disponível<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413- em 24 maio 2016.

SANTOS, M. O. R. M. D. O impacto da cobrança pelo uso da água no comportamento do usuário. Tese (doutorado em ciências em engenharia civil) - Coordenação de Pós-Graduação de Pesquisa e Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SANTOS, V. R., Avaliação da qualidade da água do Rio Andrada através do modelo QUAL2k. Trabalho de Conclusão de Curso – Engenharia Ambiental. Universidade de Passo Fundo, 2009.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 50.667, de 30 de março de 2006. Disponível em: ftp://ftp.sp.gov.br/ftpcomitej/decreto_506667/06.PDF.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Disponível em:http://www.ade.sp.gov.br/legislação/decreto_8486.htm.

SÃO PAULO (Estado). Portaria DAEE nº 1213, de 6 de agosto de 2004. Disponível em SERVIÇOS DE SANEAMENTO BÁSICO NO ESTADO DE SÃO PAULO (SABESP), Notícias: “SABESP fornece 110 milhões de litros de água de reúso por mês, disponível em: www.sabesp.com.br/noticias-detalhes.aspx?secao=66&id=1317, acesso em de 08 de dezembro de 2015.

SILVA, A. K. FLORES, L. C. GALDEANO, M. M. VAL, P. T. **Reúso de água e suas implicações jurídicas**. 1.ed. São Paulo.SP: Navegar. 2003.

SNIS Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, *ranking* de saneamento básico 2015.

Disponível: <www.tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento2015. Acesso 06/06/2016

STANGE, K., & TEIXEIRA, E. P. (2010). Reaproveitamento da Água Pré-Tratada não Utilizada para Hemodiálise. In: D. D. TELLES, & R. P. COSTA, Reúso da Água: conceitos, teorias e práticas 2ª Edição, São Paulo.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. 3th ed. Mc. Graw-Hill, Inc, 1991.

TEIXEIRA, A. R.; SANTOS, E. P. C. C. S. ; ALMEIDA, C. P. ; PÁDUA, V. L. ; LIBÂNIO, M.. **Tratabilidade de água com baixa turbidez por filtração direta ascendente e descendente**. In: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental - AIDIS, 2004, San Juan, Puerto Rico. Anais, 2004.

TOSETTO, M. S – Tratamento terciário de esgoto sanitário para fins de reúso urbano. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Universidade de Campinas, Campinas, 2005.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Guideline for Water Reuse, Manual, Technology Transfer –EPA, sept. 1992.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Method 551.1. Determination of chlorination disinfection byproducts chlorinated solvents, and halogenated pesticides/herbicides in drinking water by liquid-liquid extraction and chromatography with electron-capture detection. CD-ROM Revision 1. Ohio, USA, 1995.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2004. Guidelines for Water Reuse. Cincinnati. (EPA/625/R-92/04, Manual, Technology Transfer).

VON SPERLING, M.; MOTA F. S. B; Nutrientes de Esgoto Sanitários: Utilização e Remoção. Projeto PROSAB. ABES. Rio de Janeiro, 2009.

VON SPERLING, M.; MOTA F. S. B; Nutrientes de Esgoto Sanitários: Utilização e Remoção. Projeto PROSAB. ABES. Rio de Janeiro, 1999.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. n. ISBN 92 4 154685 9 (v. 4), France, 2006.

ZANETTI, F.; DE LUCA, G.; SACCHETTI, R. Microbe removal in secondary effluent by filtration. *Annals of Microbiology*, 56, October, 2006.

Apendices A

Tabela com resultados do monitoramento

Apendice B
Cromatogramas