

Universidade Federal de Santa Catarina

**CARACTERIZAÇÃO E CLARIFICAÇÃO POR SEDIMENTAÇÃO DA ÁGUA DE
LAVAGEM DE FILTRO RÁPIDO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ÁGUA**

CRISTIANO OLINGER

Florianópolis

2002

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

CARACTERIZAÇÃO E CLARIFICAÇÃO POR SEDIMENTAÇÃO DA ÁGUA DE
LAVAGEM DE FILTRO RÁPIDO DE UMA ESTAÇÃO DE ÁGUA

Dissertação apresentada ao Curso
de Pós-Graduação em Engenharia
Ambiental do Centro Tecnológico
da Universidade Federal de Santa
Catarina como requisito final à
obtenção do título de Mestre.
Orientador : Prof. Flávio Rubens
Lapolli, Dr.

CRISTIANO OLINGER

Florianópolis
2002

“CARACTERIZAÇÃO E CLARIFICAÇÃO POR SEDIMENTAÇÃO DA ÁGUA DE LAVAGEM DE FILTRO RÁPIDO DE UMA ESTAÇÃO DE ÁGUA”

CRISTIANO OLINGER

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

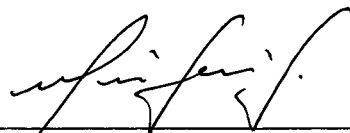
MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental

Aprovado por:



Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Orientador)



Prof. Mauricio Luiz Sens, Dr.



Prof. Péricles Alves Medeiros, Dr.



Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Coordenador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
ABRIL/2002

Dedico essa dissertação à minha mãe,
Roseli Laus,
Pelo exemplo de luta,
E aos meus avós,
Antônio (“in memórium”) e Nilita Olinger,
Por toda dedicação.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Santa Catarina.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Capes pela concessão da bolsa de estudos para realização desta pesquisa.

Ao orientador Prof. Flávio Rubens Lapolli por todo incentivo, dedicação e compreensão demonstrados.

À Samae – Brusque/SC que cedeu todas instalações para realização dos trabalhos.

À todos funcionários da Estação de Tratamento de Água que colaboraram muito na coleta e análise das amostras.

Ao chefe da Estação, Sr. Márcio Cardoso, um eterno amigo, companheiro de Mestrado e incansável apoiador.

À Anglian Water por ceder seu laboratório e funcionários pela ajuda.

Ao LIMA (Laboratório Integrado de Meio Ambiente), pelos equipamentos e apoio nas análises realizadas, e pelo auxílio dos funcionários Nico e Américo.

À Coordenadoria do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e aos professores pelo excelente trabalho desenvolvido.

“Todos os momentos são mágicos
se nos levam
aos nossos sonhos.”
(Paulo Coelho)

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xii
LISTA DE ABREVIATURAS	xv
LISTA DE SÍMBOLOS	xvi
RESUMO	xvii
ABSTRACT	xviii
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 OBJETIVO PRINCIPAL.....	3
2.2 OBJETIVO ESPECÍFICO	3
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	4
3.1 Sistemas de tratamento de água.....	4
3.1.1 Coagulação	5
3.1.1.1 Mistura rápida.....	6
3.1.1.2 Sistema helicoidal.....	7
3.1.1.3 Estabilidade dos colóides	8
3.1.1.4 Mecanismos de coagulação	9
3.1.1.5 Coagulante e seus auxiliares.....	10
3.1.1.5.1 Sulfato de Alumínio	11
3.1.2 Flocculação	12
3.1.2.1 Gradiente de velocidade.....	13
3.1.2.2 Unidades de flocculação	15
3.1.3 Decantação	16
3.1.3.1 Decantador ideal e não ideal.....	18
3.1.3.2 Escoamento superficial	19
3.1.3.3 Distribuição e coleta de água nos decantadores.....	20
3.1.3.4 Tipos de decantadores	21
3.1.4 Filtração.....	22
3.1.4.1 Filtração rápida.....	23
3.1.4.2 Mecanismos de filtração.....	23

3.1.4.3 Cinética de filtração	24
3.1.4.4 Perda de carga	25
3.1.4.5 Índice de filtrabilidade	25
3.1.4.6 Lavagem dos filtros	27
3.2 Resíduos formados nas Estações de Tratamento de água.....	28
3.2.1 Características gerais dos resíduos de ETAs.....	29
3.2.2 Alternativas de disposição dos resíduos de ETAs.....	30
3.2.2.1 Equalização	30
3.2.2.2 Condicionamento.....	32
3.2.2.3 Decantação, flotação e adensamento	33
3.2.2.4 Recirculação.....	34
3.2.2.5 Desaguamento	35
3.2.2.5.1 Lançamento em lagoas	35
3.2.2.5.2 Disposição em leito de secagem	37
3.2.2.5.3 Filtros prensa.....	38
3.2.2.5.4 Filtros à vácuo	39
3.2.2.5.5 Centrífugas	40
3.2.2.5.6 Filtros prensa de esteiras (“Belt Press”)	40
3.2.2.5.7 Concentrador de gravidade de dupla célula	41
3.2.2.6 Disposição no solo	41
3.2.2.7 Lançamento direto em águas superficiais	42
3.2.2.8 Lançamento na rede de esgotos	42
3.2.2.9 Legislação	42
4 MATERIAIS E MÉTODOS	47
4.1 Características da ETA-Centro/Brusque	47
4.2 Descrição do filtro utilizado para coleta das amostras.....	48
4.3 Procedimento experimental.....	49
4.3.1 Monitoramento da água afluente e efluente ao filtro	49
4.3.2 Monitoramento da água afluente e efluente à ETA	50
4.3.3 Coleta de amostras	50
4.4 Análises Físico-Química.....	52
4.4.1 Turbidez	52
4.4.2 Sólidos Suspensos.....	53

4.4.3 pH.....	53
4.4.4 Sólidos Totais.....	53
4.4.5 Sólidos Sedimentáveis.....	54
4.4.6 Sólidos Totais Dissolvidos e Condutividade Elétrica.....	55
4.4.7 Cor.....	55
4.4.8 Cloretos e Sulfatos.....	55
4.4.9 Ferro e Manganês.....	56
4.4.10 Alumínio.....	56
4.4.11 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	56
4.4.12 Carbono Orgânico Total Dissolvido (COT _D).....	56
4.5 Quantificação e qualificação de coliformes.....	57
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	58
5.1 Avaliação do volume de água tratada pela ETA e volume gasto para lavagem dos filtros.....	58
5.2 Monitoramento da água afluenta e efluente à ETA-Centro/Brusque.....	60
5.3 Monitoramento da água afluenta e efluente ao filtro.....	63
5.4 Análises da qualidade da água resultante da lavagem do filtro.....	66
5.5 Análises da qualidade da água resultante da lavagem do filtro em função do tempo de lavagem.....	67
5.6 Ensaio de clarificação em cone Imhoff da água de lavagem sem adição de polímeros.....	70
5.7 Análises do sobrenadante da água de lavagem do filtro após clarificação por sedimentação em cone Imhoff sem adição de polímeros.....	71
5.8 Análises Bacteriológicas.....	79
6 CONCLUSÕES.....	81
7 RECOMENDAÇÕES.....	83
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	84
ANEXOS.....	90

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Fluxograma de uma estação de tratamento de água tradicional.....	4
Figura 3.2 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica.....	9
Figura 3.3 – Forças atuantes em uma partícula sólida durante a sedimentação ..	17
Figura 3.4 – Planta baixa e corte de um decantador ideal	18
Figura 4.1 – Fotografia da ETA-Centro/Brusque	47
Figura 4.2 - Esquema de funcionamento do filtro rápido por gravidade estudado.....	49
Figura 4.3 – Fotos mostrando qualidade da água de lavagem do filtro nos diferentes tempos de coleta.....	51
Figura 4.3 – Foto mostrando qualidade da água nos cones de Imhoff em diferentes tempos de sedimentação	54
Figura 5.1 – Variação da turbidez presentes no afluente (água bruta) e efluente (água filtrada) à ETA-Centro/Brusque durante 48 horas de funcionamento do 1º monitoramento	60
Figura 5.2 – Variação da turbidez presentes no afluente (água bruta) e efluente (água filtrada) à ETA-Centro/Brusque durante 48 horas de funcionamento do 2º monitoramento	61
Figura 5.3 – Variação da turbidez presentes no afluente (água bruta) e efluente (água filtrada) à ETA-Centro/Brusque durante 48 horas de funcionamento do 3º monitoramento	61
Figura 5.4 – Variação da turbidez presentes no afluente (água bruta) e efluente (água filtrada) à ETA-Centro/Brusque durante 48 horas de funcionamento do 4º monitoramento	62
Figura 5.5 – Variação da turbidez presentes no afluente (água bruta) e efluente (água filtrada) à ETA-Centro/Brusque durante 48 horas de funcionamento do 5º monitoramento	62
Figura 5.6 – Variação da turbidez presente no afluente e efluente ao filtro durante 48 horas de funcionamento do 1º monitoramento	64

Figura 5.7 – Variação da turbidez presente no afluente e efluente ao filtro durante 48 horas de funcionamento do 2º monitoramento.....	64
Figura 5.8 – Variação da turbidez presente no afluente e efluente ao filtro durante 48 horas de funcionamento do 3º monitoramento.....	65
Figura 5.9 – Variação da turbidez presente no afluente e efluente ao filtro durante 48 horas de funcionamento do 4º monitoramento.....	65
Figura 5.10 – Variação da turbidez presente no afluente e efluente ao filtro durante 48 horas de funcionamento do 5º monitoramento	66
Figura 5.11 – Variação do pH em cada coleta em função do tempo de lavagem do filtro	67
Figura 5.12 – Variação da Cor em cada coleta em função do tempo de lavagem do filtro	69
Figura 5.13 – Variação da Turbidez em cada coleta em função do tempo de lavagem do filtro.....	69
Figura 5.14 – Curva logarítmica dos sólidos sedimentáveis presentes em cada coleta em função do tempo de lavagem do filtro.....	70
Figura 5.15 – Valores de Turbidez da água de lavagem e do sobrenadante da água de lavagem do filtro em função das coletas realizadas.....	72
Figura 5.16 – Valores de Cor da água de lavagem e do sobrenadante da água de lavagem do filtro em função das coletas realizadas.....	72
Figura 5.17 – Turbidez Remanescente após clarificação por sedimentação em cone Imnhoff em função do tempo de lavagem	73
Figura 5.18 – Cor Remanescente após clarificação por sedimentação em cone Imnhoff em função do tempo de lavagem.....	74
Figura 5.19 – Sulfatos Remanescente após clarificação por sedimentação em cone Imnhoff em função do tempo de lavagem	76
Figura 5.20 – Cloretos Remanescente após clarificação por sedimentação em cone Imnhoff em função do tempo de lavagem	76
Figura 5.21 – Manganês Remanescente após clarificação por sedimentação em cone Imnhoff em função do tempo de lavagem	77
Figura 5.22 – Ferro Remanescente após clarificação por sedimentação em cone Imnhoff em função do tempo de lavagem.....	78

Figura 5.23 – Alumínio Remanescente após clarificação por sedimentação em cone Imhoff em função do tempo de lavagem	78
Figura 5.24 – NMP/100 mL de Coliformes Totais e Coliformes Fecais na amostra das águas bruta, decantada, filtrada, composta e composta sobrenadante da lavagem do filtro	79
Figura 5.25 – NMP/100 mL de Coliformes Totais na amostra inicial e sobrenadante da água de lavagem em função do tempo de coleta	80
Figura 5.26 – NMP/100 mL de Coliformes Fecais na amostra inicial e sobrenadante da água de lavagem em função do tempo de coleta.....	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Período de detenção em função da taxa de escoamento superficial.....	20
Tabela 3.2 – Comparação entre as eficiências de diferentes processo de separação de fases utilizados no tratamento dos resíduos de ETAs	31
Tabela 3.3 – Padrões de emissão de efluentes de qualquer fonte poluidora, direta ou indiretamente, nos cursos de água, segundo a legislação federal.....	44
Tabela 5.1 – Volume total de água tratada, volume de água para lavagem dos filtros e, porcentagem do volume de água para lavagem dos filtros em relação ao volume total de água tratada pela ETA-Centro/Brusque, no ano de 2000	58
Tabela 5.2 – Volume total de água tratada, volume de água para lavagem dos filtros e, porcentagem do volume de água para lavagem dos filtros em relação ao volume total de água tratada pela ETA-Centro/Brusque, no ano de 2001	59
Tabela 5.3 – Características da água de lavagem do filtro considerado durante cada coleta.....	66
Tabela 5.4 – Características do sobrenadante da água de lavagem do filtro considerado durante cada coleta após clarificação por sedimentação em cone Imhoff por 30 minutos (amostra composta)	71
Tabela 5.5 – Valores de turbidez da água de lavagem, sobrenadante da água de lavagem após clarificação e porcentagem de turbidez remanescente.....	75
Tabela A.01 – Valores de turbidez do afluente (água bruta) e efluente (água filtrada) da ETA-Centro/Brusque durante os 5 monitoramentos realizados.....	91
Tabela A.02 – Características durante o 1º monitoramento da água afluente (água decantada) e água efluente (água filtrada) ao filtro	92
Tabela A.03 – Características durante o 2º monitoramento da água afluente (água decantada) e água efluente (água filtrada) ao filtro	93

Tabela A.04 – Características durante o 3º monitoramento da água afluyente (água decantada) e água efluente (água filtrada) ao filtro	94
Tabela A.05 – Características durante o 4º monitoramento da água afluyente (água decantada) e água efluente (água filtrada) ao filtro	95
Tabela A.06 – Características durante o 5º monitoramento da água afluyente (água decantada) e água efluente (água filtrada) ao filtro	96
Tabela A.07 – Características físico-químicas da água de lavagem do filtro após 1º monitoramento durante os intervalos de coleta	97
Tabela A.08 – Características físico-químicas da água de lavagem do filtro após 2º monitoramento durante os intervalos de coleta	98
Tabela A.09 – Características físico-químicas da água de lavagem do filtro após 3º monitoramento durante os intervalos de coleta	99
Tabela A.10 – Características físico-químicas da água de lavagem do filtro após 4º monitoramento durante os intervalos de coleta	100
Tabela A.11 – Características físico-químicas da água de lavagem do filtro após 5º monitoramento durante os intervalos de coleta	101
Tabela A.12 – Características físico-químicas do sobrenadante da água de lavagem do filtro após 1º monitoramento durante os intervalos de coleta.....	102
Tabela A.13 – Características físico-químicas do sobrenadante da água de lavagem do filtro após 2º monitoramento durante os intervalos de coleta.....	103
Tabela A.14 – Características físico-químicas do sobrenadante da água de lavagem do filtro após 3º monitoramento durante os intervalos de coleta.....	104
Tabela A.15 – Características físico-químicas do sobrenadante da água de lavagem do filtro após 4º monitoramento durante os intervalos de coleta.....	105
Tabela A.16 – Características físico-químicas do sobrenadante da água de lavagem do filtro após 5º monitoramento durante os intervalos de coleta.....	106
Tabela A.17 – Resultados de coliformes totais e coliformes fecais.....	107

Tabela A.18 – Resultados de DQO e COT.....	107
--	-----

LISTA DE ABREVIATURAS

ASCE	- American Society of Civil Engineers
AWWA	- American Water Works Association
AWWSC	- American Water Works Service Company
CAESB	- Companhia de Água e Esgotos de Brasília
DAAE	- Departamento Autônomo de Água e Esgoto
COPASA-MG	- Companhia de Saneamento de Minas Gerais
EESC	- Escola de Engenharia de São Carlos
ETA	- Estação de tratamento de água
ETAs	- Estações de tratamento de água
ETE	- Estação de tratamento de esgoto
EUA	- Estados Unidos da América
FAPESP	- Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo
FINEP	- Financiadora de Estudos e Projetos
Journal AWWA	- Journal American Water Works Association
Journal WPCF	- Journal Water Pollution Control Federation
NMP	- Número mais provável
PROSAB	- Projeto de Saneamento Básico
RMSP	- Região Metropolitana de São Paulo
SABESP	- Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

LISTA DE SÍMBOLOS

A	- área filtrante (cm^2)
b	- inclinação da reta de t/V versus V (s/cm^6)
b_p	- comprimento da paleta (m)
C_D	- coeficiente de arrasto
COA	- Carbono orgânico assimilável (mg/L)
COT	- Carbono orgânico total (mg/L)
DBO	- Demanda bioquímica de oxigênio (mg/L)
DQO	- Demanda química de oxigênio (mg/L)
G	- gradiente de velocidade médio (s^{-1})
h_p	- altura da paleta (m)
KPa	- quilo Pascal
N_r	- rotação do rotor (rpm)
P	- pressão aplicada sobre a torta de lodo ($\text{g}/\text{cm} \cdot \text{s}^2$)
p	- potência total dissipada pelas paletas (N m/s)
r	- resistência específica à filtração (cm/g)
r_1	- resistência específica à pressão P_1
S_c	- compressibilidade
SST	- sólidos suspensos totais (mg/L)
ST	- sólidos totais
SV	- sólidos voláteis
t	- tempo de filtração (s)
T_0	- turbidez inicial (uT)
T_r	- turbidez remanescente (uT)
V	- volume filtrado (cm^3)
V	- volume útil (m^3)
V_s	- velocidade de sedimentação (cm/s)
γ	- peso específico da água (N/m^3)
μ	- viscosidade absoluta da água ($\text{N s}/\text{m}^2$)
ΔP	- variação de pressão ($\text{g}/\text{cm} \cdot \text{s}^2$)

RESUMO

Olinger, C. (2001). *Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtro rápido de uma estação de tratamento de água*. Florianópolis, 2002. XXX p. Dissertação (Mestrado) – UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina.

Atualmente, as estações de tratamento de água, tem utilizado em sua maioria, os corpos receptores mais próximos ou a rede de águas pluviais como destino final para os resíduos formados durante o processo de tratamento

A maior parcela destes resíduos é formada pela água proveniente da lavagem dos filtros e pode chegar, dependendo da ETA, de 1 a 5 % do volume total de água tratada.

A diminuição destes resíduos formados e disposição final adequada deve ser estudada para que se possibilite a adoção destes métodos por todas as ETAs.

O reaproveitamento da água de lavagem dos filtros, após sua clarificação, é importante pois contribui para o atendimento da crescente demanda de água e a diminuição do despejo, que será tratado e/ou enviado para a disposição final.

Neste trabalho foi estudada a caracterização da água de lavagem dos filtros de uma ETA que utiliza sulfato de alumínio como coagulante primário. Através desses ensaios verificam-se a possibilidade de reaproveitamento da água de lavagem dos filtros, mediante a recirculação de parte desta água que possui após algum tempo qualidade superior a água aduzida a ETA e também a viabilidade de clarificação por sedimentação da água de lavagem com o objetivo de reduzir os resíduos produzidos pela ETA e aumento no volume reaproveitado.

Palavras-chave: estação de tratamento de água; água de lavagem dos filtros; clarificação; reuso.

ABSTRACT

Olinger, C. (2001). Caracterization and clarification by sedimentation of water of quick filter backwashing of a water treatment plant. Florianópolis, 2002. 107 p. essay (Master Degree) - UFSC – Federal University of Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brazil (in portuguese).

Nowadays, most water treatment plants have used the nearest water bodies or the urban drainage network as final disposal of the waste that is formed during the treatment process. Most of this waste is formed by the water from the filter backwashing and can come, depending on the water treatment plant up to 1 to 5% of the total volume of treated water. The decrease of the waste formed and appropriate final disposal must be researched so that this method can be adopted by all water treatment plants. The reuse of the backwash water from filters after due clarification process is important as it contributes to meeting rising water demands and the reduction of waste waters that will be treated or sent to final disposal.

This project studies the characterization of filter backwash water of a WTP which employs aluminum sulfate as the primary coagulant. Through these experiments, it is verified the possibility of reuse of the backwash water from filters, through the recirculation of part of this water that presents, after some time of washing, superior quality of the water lead to the WTP and also the possibility of clarification by sedimentation of backwashing water aiming at reducing the waste produced by the WTP and increase of reuse amount.

Keywords: water treatment plant; filter backwashing water; clarification; reuse.

1 INTRODUÇÃO

O sistema de tratamento de água utilizado nas ETAs apesar de proporcionar uma necessidade básica de toda população, a água, se torna deficiente em sua maioria quando se diz respeito ao despejo dos resíduos formados durante o processo de tratamento.

A grande maioria das ETAs brasileiras continua lançando normalmente os resíduos provenientes da lavagem dos filtros e descarga dos decantadores sem qualquer tratamento. Embora as leis ambientais irem contra esta prática, ela continua sendo utilizada devido ser a solução mais econômica e também devido a falta de uma fiscalização maior pelos órgãos ambientais.

Segundo GRANDIN (1992), os resíduos gerados nas descargas dos decantadores representam uma parcela pequena do volume de água tratada, cerca de 0,06 a 0,25%, com uma certa quantidade de sólidos e materiais indesejáveis, devendo portanto ser tratados e os resíduos dispostos de forma conveniente. Nos tanques de preparação e armazenamento de produtos químicos, os despejos são produzidos por ocasião das lavagens em volumes não significativos. Agora, o que pode de alguma forma contribuir para atender a crescente demanda e escassez de água é a recuperação da água utilizada durante a lavagem dos filtros que chega representar de 1 a 5% do volume de água tratada em uma ETA .

A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, que gerencia o abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), o qual consome mais de 40 m³/s de água tratada, fez um levantamento das perdas decorrentes principalmente de lavagens de filtros e decantadores. As perdas nestas estações corresponderam, em média, ao longo de um ano de operação, a uma vazão contínua de 1,5 m³/s de água tratada, suficiente para abastecer uma população de 430 mil habitantes SABESP (1987).

No Brasil algumas ETAs realizam com sucesso a recirculação de 100% da água de lavagens dos filtros, tais como as ETAs do Guaraú no Sistema Cantareira e Alto da Boa Vista no Sistema Guarapiranga, ambas responsáveis pelo

abastecimento de água de parte da RMSP, com capacidade para 33,0 e 11,0 m³/s, respectivamente (FERREIRA FILHO, 1997).

A Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA-MG) realiza a recirculação da água de lavagem dos filtros nas ETAs Morro Redondo, Rio Manso e Sistema Rio das Velhas. Esta última tem capacidade para tratar 6,0 m³/s, e é responsável por 47% da produção de água distribuída na Região Metropolitana de Belo Horizonte, sendo a principal unidade de tratamento do Estado de Minas Gerais, segundo CASTRO et al. (1997^a).

A ETA Rio Descoberto, em Brasília, com capacidade instalada de 6,0 m³/s, é gerenciada pela Companhia de Água e Esgotos de Brasília (CAESB) e realiza o reaproveitamento de água de lavagem dos filtros, após sua clarificação. O sistema permite a reutilização de cerca de 170 L/s de água, segundo BARBOSA (1997).

O estudo dos resíduos formados no processo de tratamento de água deve ser estudado por cada ETA já que as características dos mesmos irão variar devido ao tipo de coagulante, condicionantes, polímeros, etc. usados no tratamento, além da característica da água bruta tratada, sistema de tratamento utilizado, etc., para que se busque a redução dos resíduos e tratamento dos mesmos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar a água proveniente da lavagem de filtros rápidos com vistas a sua recirculação.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar os efluentes da água de lavagem de filtros rápidos.
- Estudar e propor através de ensaios de sedimentação, alternativa para o tratamento da água de lavagem dos filtros rápidos.
- Estudar e propor recomendações para redução do volume de água de lavagem dos filtros rápidos.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Sistema de tratamento de água

Os sistemas de abastecimento de água das cidades na maioria das vezes têm utilizado-se de mananciais superficiais como fonte para atender ao consumo de água da população. Esta fonte, anteriormente abundante, agora se torna escassa e com qualidade comprometida, necessitando de um tratamento cada vez mais refinado para que possa ser consumida pela população.

Todo esse tratamento é executado nas estações de tratamento de água que variam de tipo, forma e tamanho conforme a qualidade do manancial e da população a ser atendida.

O tipo de estação mais encontrado é o sistema tradicional ou completo de tratamento que consiste na aplicação de produtos químicos, sais de ferro ou alumínio, para desestabilização das partículas coloidais, formando flocos com tamanho suficiente para sua posterior remoção.

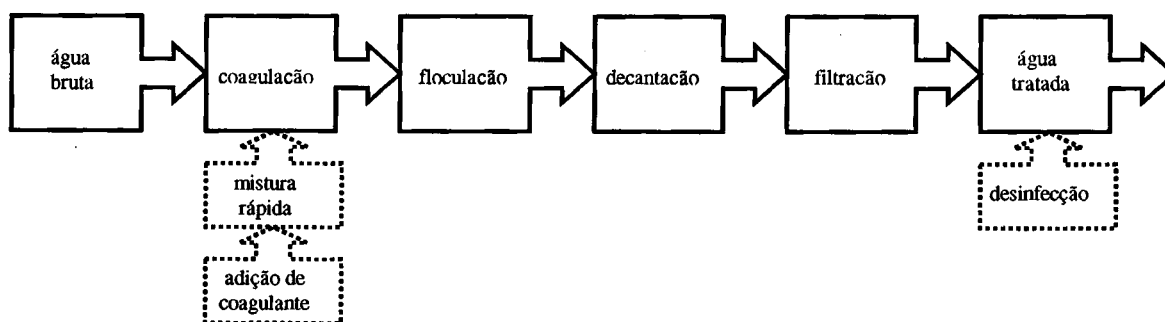


Figura 3.1 - Fluxograma de uma estação de tratamento de água tradicional.

Todo o processo inicia-se com a captação da água bruta do manancial para estação, aí então, começa todo um processo físico-químico para a purificação desta água visando transformá-la em água potável para o consumo público.

A primeira fase em uma estação de tratamento de água tradicional é a coagulação, que inicia-se com adição de coagulante na água bruta e acontece através de um processo de mistura rápida para dispersão mais uniforme possível deste coagulante na água em um período bem curto de tempo, variando de

décimos de segundos à cerca de 100 segundos (RICHTER E AZEVEDO NETO, 1991).

Após esta etapa inicia-se a floculação, processo físico que ocorre em unidades de mistura lenta com a finalidade de agrupar as partículas coloidais desestabilizadas durante a coagulação. Através de agitação com tempo e velocidades controlados, estas partículas passam a se chocar formando flocos com tamanho suficiente para posterior remoção.

Com a formação do floco, a água passa pelo processo de decantação ou sedimentação, que acontece em grandes tanques (decantadores) onde o floco irá sedimentar com a ação da gravidade e posteriormente será removido através de descargas de fundo ou com esvaziamento do tanque.

A água decantada com parte dos flocos que não sedimentaram é encaminhada para o último processo antes da distribuição que é o processo de filtração, que consiste na passagem da água por um meio filtrante para clarificação final.

Ao término de todo o processo a estação de tratamento produz água para abastecimento e gera resíduos, lodo sedimentado nos decantadores e da lavagem dos filtros, que são na maioria das estações lançados de volta ao corpo receptor (PENALVA REALI, 1999).

3.1.1 Coagulação

A coagulação, geralmente realizada com sais de alumínio e ferro, resulta de dois fenômenos: o primeiro, essencialmente químico, consiste nas reações do coagulante com a água e na formação de espécies hidrolisadas com carga positiva e depende da concentração do metal e pH final da mistura; o segundo, fundamentalmente físico, consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja contato com as impurezas presentes na água. O processo é muito rápido e depende de várias características (pH, temperatura, quantidade de impurezas, etc.) (DI BERNARDO, 1993).

A coagulação também é definida como o processo de desestabilização da carga elétrica das partículas em suspensão e colóides, que provocam a cor e turbidez no meio líquido (KAWAMURA, 1991).

Esta fase, é o primeiro processo realizado nas estações de tratamento de água e tem total importância para o sucesso dos processos de floculação, decantação e filtração realizados posteriormente.

3.1.1.1 Mistura Rápida

A mistura rápida é definida como um processo físico mecânico no qual a água é agitada para que nela se criem gradientes de velocidade que definam a intensidade da agitação. Os gradientes de velocidade (G) utilizados na mistura rápida são altos variando de 350 a 750 s⁻¹(geralmente usado como padrão para a mistura rápida).

Os principais fatores que influenciam na eficiência da mistura são:

- o tempo de mistura do coagulante na água, que deve ser extremamente curto (frações de segundo);
- a intensidade de agitação deve ser elevada de tal modo que permita assegurar dentro do tempo de reação a completa dispersão do coagulante na água (LEME, 1990).

Para encontrar-se o tempo de mistura rápida e a quantidade de coagulante a ser utilizada realizam-se ensaios de "Jar Test" onde são encontrados as características para uma coagulação ótima.

Entre as diversas formas existentes para promover a mistura rápida, as mais comumente usadas no Brasil têm sido as seguintes (RICHTER E AZEVEDO NETO, 1991):

- medidores Parshall, em que se procura tirar proveito do pequeno ressalto hidráulico que pode ser produzido em seu trecho divergente;
- malhas difusoras;

- injetores, constituídos por jatos introduzidos no interior do fluxo da água a ser tratada;
- agitadores mecanizados.

3.1.1.2 Sistema Coloidal

Os sistemas coloidais no que se refere ao tratamento de água são classificados como hidrófobos ou suspensóides quando repelem a água e hidrófilos ou emulsóides quando apresentam afinidade com a água.

Os colóides hidrófilos podem ser classificados em reversíveis e são termodinamicamente estáveis incluindo moléculas de detergente ou sabão (miscelas), proteínas, amidos e alguns polímeros de grande cadeia, já os colóides hidrófobos são classificados em irreversíveis e são termodinamicamente instáveis tais como argilas, óxidos metálicos, microorganismos, etc.

A estabilidade depende da resultante final das forças de atração e repulsão que agem entre as partículas coloidais. As forças de atração conhecidas como de “Van der Waals” são causadas pela interação de partículas dipolares permanentes ou induzidas enquanto as forças de repulsão são fornecidas pelo potencial Zeta.

Entre as propriedades dos colóides que influem na coagulação estão a hidrofobia, a hidrofilia e a mobilidade eletroforética.

Nos sistemas hidrófilos, as partículas reagem quimicamente com a água ou fase dispersora e com os coagulantes metálicos, enquanto nos sistemas hidrófobos não há a intervenção da água na reação, a coagulação assume características mais físicas do que químicas.

A mobilidade eletroforética, que resulta do fenômeno da eletroforese, nada mais é do que o movimento de migração que sofrem as partículas de argila coloidal para um dos pólos elétricos criados no interior de uma dispersão coloidal onde foram colocados dois eletrodos entre os quais passa a corrente elétrica (DI BERNARDO, 1993).

3.1.1.3 Estabilidade dos Colóides

A carga elétrica das partículas, fator responsável pela estabilidade coloidal, pode ser adquirida através das imperfeições na estrutura cristalina, ou da adsorção de íons da solução na superfície das mesmas.

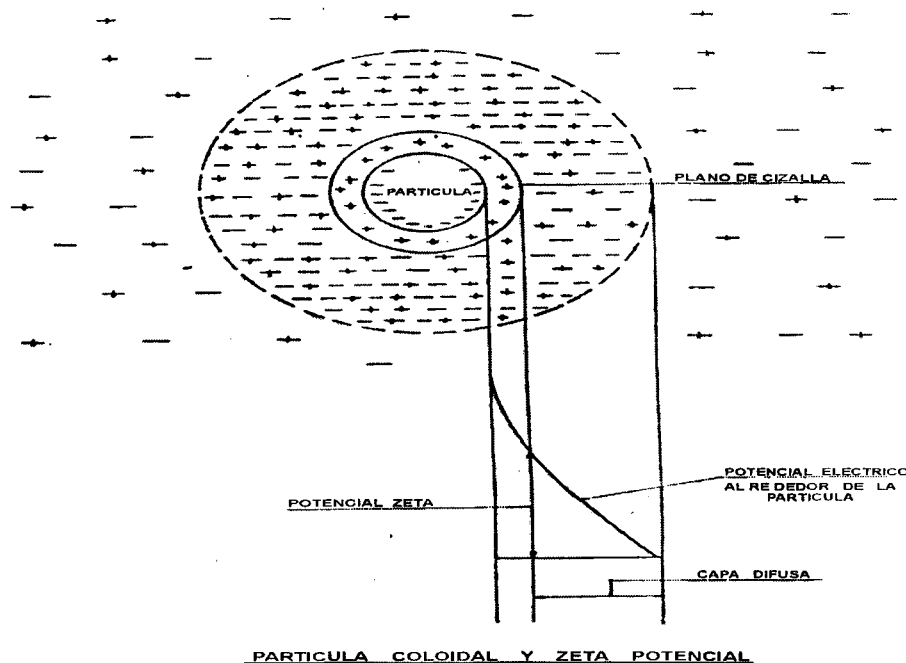
São duas as formas de estabilidade das partículas e moléculas: a estabilidade eletrostática e a estabilidade estérica. Para cada condição de estabilidade são considerados dois aspectos: a) estrutura da interface sólido-líquido; b) forças entre duas interfaces quando próximas entre si.

Na estabilização eletrostática, a maior parte das partículas e moléculas de substâncias húmicas possuem superfície carregada eletricamente, decorrente de três processos:

- a) grupos presentes na superfície sólida que, ao reagir com a água, podem receber ou doar prótons;
- b) grupos superficiais que podem reagir com a água e com outros solutos além de prótons;
- c) imperfeições na estrutura da partícula responsável pela parcela substancial da carga das argilas minerais.

Devido aos três processos, através dos quais os colóides se apresentam com carga de superfície negativa, ocorre um balanço com íons de carga elétrica líquida (DI BERNARDO, 1993).

Segundo STERN (citado em DI BERNARDO, 1993) existe uma distância mínima entre a superfície do colóide e os íons de carga contrária (positivos), na qual o potencial elétrico decresce linearmente, em seguida a diminuição resulta exponencial, passando pela fronteira entre a camada compacta e a difusa, local denominado Potencial Zeta e está associado à aplicação da diferença de potencial em uma amostra de água contendo colóides negativos de tal forma que uma certa porção do meio, em torno da partícula, caminha junto com esta ao eletrodo positivo, caracterizando o Plano de Cisalhamento.



PARTICULA COLOIDAL Y ZETA POTENCIAL
 FIGURA 3.2 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica
 Fonte: DI BERNARDO, 1993.

3.1.1.4 Mecanismos da Coagulação

A literatura apresenta quatro principais formas de desestabilização das partículas coloidais através da coagulação:

- a) **Compressão da Camada Difusa:** a introdução de um eletrólito indiferente provoca a desestabilização do colóide através de interações eletrostáticas, isto é, íons de mesma carga são repelidos e de carga contrária, atraídos pelos colóides. O eletrólito causa um aumento na densidade de cargas na camada difusa e diminui a esfera de influência das partículas, ocorrendo a coagulação por compressão da camada difusa.
- b) **Adsorção e Neutralização de Carga:** o mecanismo de adsorção-neutralização de carga é muito importante quando o tratamento é realizado através de uma das tecnologias de filtração direta, pois não há necessidade da produção de flocos para posterior sedimentação mas de partículas desestabilizadas que serão retidas no meio filtrante. A desestabilização de uma dispersão coloidal consiste nas interações entre coagulante-colóide, coagulante-solvente e colóide-solvente. É provável que as interações coagulante-solvente sejam responsáveis ela

adsorção do coagulante na interface colóide-água. No caso de espécies hidrolisadas de alumínio e de ferro ou de polímeros sintéticos catiônicos, é comum ocorrer a adsorção específica, causada pela interação entre coagulante e colóide.

- c) Varredura: variando-se a quantidade de coagulante, o pH e a concentração de alguns tipos de íons na água pode se ter a formação de precipitados. O fenômeno de varredura se dá quando estes precipitados envolvem as partículas coloidais forçando a sua precipitação também. Este mecanismo independe da neutralização da carga dos colóides e a condição ótima pode não corresponder aquela em que o Potencial Zeta é mínimo. Este mecanismo é largamente utilizado nas ETAs em que se tem a floculação e sedimentação antecedendo a filtração pois há a formação de flocos de maior tamanho e com velocidades de sedimentação relativamente altas.
- d) Adsorção e Formação de Pontes: este mecanismo acontece quando são utilizados como coagulantes compostos orgânicos sintéticos ou naturais caracterizados por grandes cadeias moleculares, que gozam de propriedade de apresentar sítios ionizáveis ao longo da cadeia. Os polímeros podem ser classificados como: catiônico, apresenta sítios ionizáveis positivos; aniônico, apresenta sítios ionizáveis negativos; não-aniônico, não apresenta sítios ionizáveis; anfotérico, apresenta sítios ionizáveis negativos e positivos.

3.1.1.5 Coagulantes e seus auxiliares

Os coagulantes podem ser classificados em polieletrólitos ou auxiliares de coagulação e coagulantes metálicos, e atuam como polímeros, além da ação da carga elétrica que possuem (LEME, 1990).

Nos polieletrólitos, as cadeias polimerizadas já estão formadas quando eles são agregados à água. Os polieletrólitos podem ser naturais ou sintéticos, ambos encontrados comercialmente agindo como coagulantes ou auxiliares de

coagulação. Classificam-se de acordo com sua carga elétrica em catiônico e aniônico, conforme tal carga seja positiva ou negativa.

Nos coagulantes metálicos, a polimerização se inicia no contato com a água, vindo a seguir a etapa de absorção dos colóides nela existentes. Os coagulantes metálicos podem ser classificados em três tipos: sais de alumínio, sais de ferro e compostos diversos.

Os coagulantes mais empregados são os inorgânicos (sais de alumínio e de ferro), como por exemplo o sulfato de alumínio, o cloreto férrico e o sulfato férrico. São também utilizados os coagulantes orgânicos com densidade de carga positiva também chamados de polímeros catiônicos, que podem ser sintéticos ou naturais (quitosana por exemplo).

3.1.1.5.1 Sulfato de Alumínio

O sulfato de alumínio é uma das substâncias químicas mais amplamente usada para a coagulação nos tratamentos de água, devido a sua excelente formação de floco, sua relativa economia e a sua facilidade de manuseio.

Quando um sal de alumínio é adicionado em meio aquoso, ocorre inicialmente a sua dissociação, seguida pela reação com a água, de modo a permitir a formação de espécies mononucleares e polinucleares. Numerosos estudiosos têm-se dedicado a elucidar quais espécies hidrolizadas seriam formadas preferencialmente; no entanto, ainda não há um consenso sobre quais são as espécies preponderantes, permanecendo muita controvérsia sobre o assunto.

O sulfato de alumínio não pode permanecer completo na água pois é encontrado sempre hidrolizado, e é esta a causa que explica por que íons como o Al^{+3} não são encontrados em soluções aquosas (LEME, 1990).

A quantidade de sulfato de alumínio a ser aplicada no tratamento de água são determinadas experimentalmente por ensaio de "Jar Test" e variam conforme a qualidade da água afluyente a estação de tratamento de água, ou seja, características físico-químicas da mesma.

3.1.2 Floculação

Após o processo de coagulação, produzido na unidade de mistura rápida, então, há necessidade que as partículas coloidais desestabilizadas neste processo passem a se unir umas às outras formando os flocos.

Para que isto ocorra, deve-se manter a água em agitação lenta, de forma que as partículas desestabilizadas choquem-se entre si. Tal agitação é reduzida com o tempo para que os flocos possam ir crescendo ao longo do processo e também porque flocos maiores não resistem a agitações intensas, como as utilizadas no início da floculação, pois as forças de cisalhamento a prevalecentes seriam capazes de rompê-los (VIANNA, 1997).

A floculação tem sido representada matematicamente considerando dois fatores principais: o transporte, que se realiza devido a variação de velocidade do fluido com a partícula, e a atração, que é parte de um número de pequenas forças variáveis geralmente pertencentes à natureza da superfície da própria partícula.

A variação de velocidade do fluido com a partícula resulta do movimento Browniano das partículas (floculação pericinética), dos gradientes de velocidade devido a agitação (floculação ortocinética) e de diferenças na velocidade de sedimentação das partículas individualmente (sedimentação diferencial).

Relações complexas existem entre numerosos fatores que afetam o fenômeno da floculação. Estes fatores podem ser: o sistema químico, incluindo o tipo e concentração do coagulante, pH, alcalinidade, tipo e concentração de íons no meio líquido, heterogeneidade de uma suspensão em relação ao tipo, tamanho e fração de volume das partículas e o tipo de reator incluindo o grau de mistura e variação na escala e intensidade da turbulência.

A expressão mais geral do modelo teórico da floculação pode ser representada, combinando os efeitos de agregação e quebra de flocos (ARGAMAN, 1971) (citado por DI BERNARDO, 1993) por:

$$dN/dt = - (\text{função de agregação}) + (\text{função de quebra}) \quad (1)$$

Onde a função de agregação, ou taxa de crescimento dos focos (ARGAMAN e KAUFMAN, 1971) (citado por DI BERNARDO, 1993) defini-se por:

$$dN_A/dt = - K_A N G \quad (2)$$

N = concentração de partículas primárias (m^{-3})

G = gradiente de velocidade (s^{-1})

K_A = coeficiente de agregação

E a função de quebra (KAUFMAN, 1970) (citado por DI BERNARDO, 1993) é definida por:

$$dN_B/dt = K_B N_0 G$$

(3) N_0 = concentração inicial de partículas primárias ao entrar no floculador (m^{-3})

K_B = coeficiente de quebra

Combinando as equações (2) e (3), a equação (1) torna-se

$$dN/dt = -K_A N G + K_B N_0 G \quad (4)$$

3.1.2.1 Gradiente de Velocidade

Segundo SMOLUCHOWSKI (1917) (citado por DI BERNARDO, 1993) a taxa de floculação, em condições de fluxo laminar, é diretamente proporcional ao gradiente de velocidade em um dado ponto. Entretanto, como os gradientes de velocidade localizados não são conhecidos no regime turbulento, CAMP E STEIN (1943) (citado por DI BERNARDO, 1993) substituíram a função puntual gradiente de velocidade, dv/dy , por um valor médio mensurável, definido como

$$G = (W/\bullet) = (\varepsilon/\nu) \quad (5)$$

em que:

\bullet = coeficiente de viscosidade absoluta;

W = função de dissipação = potência total dissipada dividida pelo volume da câmara de floculação = valor médio do trabalho devido a forças de cisalhamento hidrodinâmico por unidade de volume e por unidade de tempo;

ε = potência dissipada por unidade de massa do fluido;

ν = coeficiente de viscosidade cinemática

Agora considerando a existência de tensões de cisalhamento, RICHTER (1981) e ARBOLEDA (1982) (citados em RICHTER E AZEVEDO NETO, 1991), mostraram que o gradiente de velocidade (G), como definido anteriormente, perde muito de seu sentido físico para a maioria dos flocladores reais, onde o regime é turbulento.

Aparece então uma tensão originária do regime turbulento denominada de esforço cortante de Reynolds, definida por

$$\tau = \eta \, dv/dy$$

em que:

η = coeficiente de viscosidade virtual ou de turbulência ou viscosidade de redemoinho

A tensão total é dada, então por $\tau = (\mu + \eta)dv/dy$ e a equação (5) toma a forma

$$G = [W / (\mu + \eta)]^* \quad (6)$$

O gradiente de velocidade é o parâmetro mais importante na cinética da floculação e no dimensionamento de flocladores, daí ser de fundamental importância entendê-lo para melhor compreender todo o processo que envolve a floculação.

O gradiente de velocidade é originado nos fundamentos da mecânica dos fluídos. Ao iniciar-se o movimento de um fluido dentro de um tubo, as velocidades de escoamento de todos os pontos de um plano normal ao eixo do tubo são praticamente iguais. Quando o movimento continua, junto à parede do tubo forma-se uma camada estacionária denominada "camada limite de Prandtl" (uma película aderente e imóvel de fluído) (LEME, 1990).

Com o movimento do fluido, outras camadas de fluido irão se atritar com esta camada, gerando esforços tangenciais, como se diferentes camadas se atritassem entre si, deslocando-se com velocidades diferentes, originando-se, em virtude de tais forças de resistência, “gradientes de velocidade” que se estendem por toda a seção transversal do tubo.

3.1.2.2 Unidades de Flocação

Os sistemas de flocação têm sido classificados em hidráulicos ou mecanizados. Dentre os hidráulicos, comumente são encontrados nas estações os de chicanas com escoamento vertical ou horizontal e, com menor frequência, o tipo Alabama, o de escoamento helicoidal e o de meio granular. Os sistemas mecanizados para promoverem a flocação podem ter equipamentos com eixo vertical ou horizontal e podem possuir rotores com paletas giratórias, paralelas ou perpendiculares ao eixo, ou rotores constituídos de turbinas com pás ou hélices (DI BERNARDO, 1993).

A seleção do tipo ou do equipamento de flocação é influenciada por uma série de fatores, entre eles: tamanho da instalação, regularidade na vazão e período de operação, segurança operacional, capacidade operativa e de manutenção local, características construtivas, custo e disponibilidade de energia

O critério de simplicidade deve sempre estar presente no projeto de um floclador. Um tanque retangular, dotado de alguns equipamentos de agitação, é uma alternativa mais simples de construir do que um canal sinuoso com dezenas de paredes defletoras muito próximas, como é o caso de um floclador hidráulico de chicanas de pequena capacidade. Além disso, sua operação fica dificultada nas operações de limpeza.

Os flocladores hidráulicos de chicanas de fluxo horizontal demandam uma grande área e, por este motivo, a não ser em algum projeto de estação de pequeno porte, são sempre mais caros que os de fluxo vertical. Devem ser considerados sempre como uma alternativa excepcional.

Capacidades superiores a 1.000 l/s geralmente conduzem à utilização de floculadores de eixo horizontal ou de turbinas (RICHTER E AZEVEDO NETO, 1991).

3.1.3 DECANTAÇÃO

Somente neste século é que foram registrados estudos teóricos e pesquisas acerca da aplicação da sedimentação para clarificação da água.

A decantação ou sedimentação é um processo dinâmico de separação de partículas sólidas suspensas nas águas. Essas partículas, sendo mais pesadas do que a água, tenderão a cair para o fundo, com uma certa velocidade (velocidade de sedimentação). Para aumentar a eficiência da decantação ou sedimentação deve-se diminuir a velocidade de escoamento reduzindo os efeitos da turbulência (CETESB, 1979) (citado em DI BERNARDO, 1993).

Basicamente, a teoria da sedimentação se resume no efeito da gravidade sobre partículas suspensas num líquido de densidade inferior. Sob a influência da gravidade, qualquer partícula que tiver uma densidade maior que a da água, irá sedimentar-se com uma velocidade crescente até o momento em que a resistência do líquido se igualar no peso efetivo da partícula. Neste momento, a velocidade de sedimentação se torna constante e passa a depender unicamente do tamanho, da forma, do peso específico da partícula como, também, do peso específico e viscosidade da água (LEME, 1990).

Pode-se visualizar através da figura 2 que qualquer partícula não coloidal, suspensa em um meio líquido em repouso e de menor massa específica, será acelerada pela ação da gravidade até que as forças de resistência viscosa (F_E =empuxo) e de deformação do líquido (F_D =força de arrasto) sejam iguais à resultante do peso efetivo da partícula (F_G).

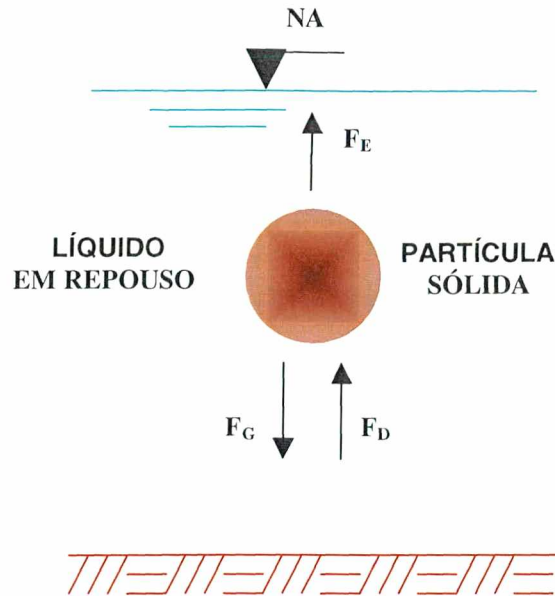


Figura 3.3 – Forças atuantes em uma partícula sólida durante a sedimentação.

Fonte: DI BERNARDO, 1993.

Os processos de sedimentação podem ser utilizados com várias finalidades, como: remoção de areia, remoção de partículas sedimentáveis finas e por último nas estações de tratamento de água que são os casos mais frequentes para depósito da maior quantidade de sedimentos possíveis após os processos de coagulação e floculação melhorando assim a carreira dos filtros (DI BERNARDO, 1993).

As unidades onde acontecem o processo de sedimentação são chamadas de decantadores e variam de forma: quadrados, retangulares e circulares; em função do escoamento da água: horizontal, vertical, radial e espiral e conforme as condições de funcionamento: clássico ou convencional, com contato de sólidos do tipo dinâmico, compacto ou acelerado e com escoamento laminar (tubulares ou de placas) (RICHTER E AZEVEDO NETO, 1991).

Através de ensaios de “Jar Test” pode ser calculado o período de detenção necessário para uma perfeita decantação e assim projetar o tamanho dos decantadores. O volume do decantador vai ser o produto da vazão estabelecida com o período de detenção.

A velocidade da água deve ser muito inferior à velocidade que causaria o arrastamento das partículas no caso de fluxo horizontal sendo aceito geralmente velocidades inferiores à 1,25 cm/s e muito inferior à velocidade de sedimentação

das partículas a remover para o fluxo vertical sendo aceito velocidades inferiores a 0,15 cm/s.

3.1.3.1 Decantador Ideal e Não Ideal

Segundo HAZEN (1904) (citado em DI BERNARDO, 1993), o decantador ideal poderia ser dividido em quatro zonas distintas (ver fig. 3.1 e 3.2):

- zona de entrada: destinada a distribuir uniformemente o afluente na seção transversal do tanque;
- zona de sedimentação: onde as características hidráulicas do escoamento permitem a deposição das partículas;
- zona de lodo: destinada a armazenar temporariamente as partículas removidas;
- zona de saída: destinada a coletar uniformemente a água decantada.

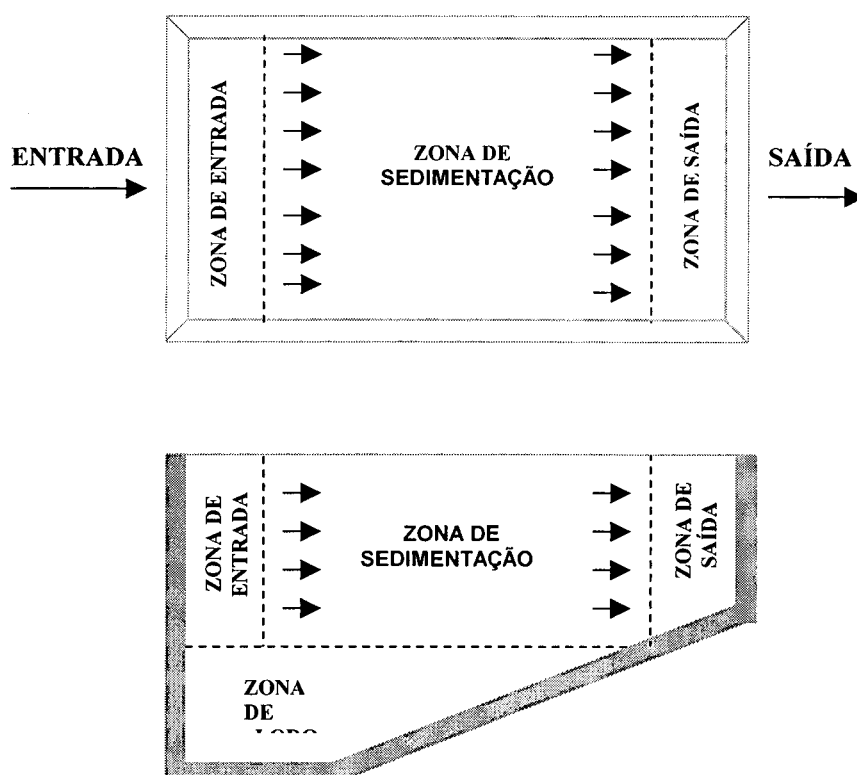


Figura 3.4 – Planta baixa e corte de um decantador ideal.

Fonte: DI BERNARDO, 1993.

Quando as partículas não são discretas, mas floculentas e os decantadores não são ideais, surgem questões importantes, tais como: a) a diferença entre as partículas floculentas e as discretas; b) a influência das características hidráulicas do escoamento no desempenho dos decantadores; c) as vantagens advindas do fato da eficiência de remoção das partículas ser dependente, principalmente, da área superficial.

Tem sido observado que as partículas floculentas podem aglomerar-se durante a sedimentação, resultando em uma velocidade maior que aquela da partícula inicialmente considerada. No decantador não ideal, não se pode afirmar que a capacidade de remoção das partículas seja independente da profundidade e do tempo médio de detenção, mas sim, que para suspensões de partículas floculentas em decantadores com escoamento contínuo, a área superficial e a taxa de escoamento superficial são parâmetros mais importantes que a profundidade e o tempo médio de detenção (DI BERNARDO, 1993).

3.1.3.2 Escoamento Superficial

É possível traçar-se uma curva que represente a variação da concentração da substância traçadora na saída do decantador, em função do tempo de detenção dessa substância. Essa curva, que expressará o regime do escoamento e a variação do tempo de detenção, denomina-se curva de escoamento e por seu intermédio pode-se estimar a influência das causas perturbadoras da eficiência hidráulica. (LEME, 1990)

O período de detenção está relacionado à taxa de escoamento superficial e às condições da operação na estação. Na Tabela 01 tem-se os valores comumente adotados na prática.

TABELA 3.1 – Período de detenção em função da taxa de escoamento superficial

TAXA DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL (m ³ /m ² d)	PERÍODO DE DETENÇÃO (h)
15 - 20	3,5 - 4,5
20 - 30	3,0 - 4,0
30 - 40	2,5 - 3,5
40 - 50	2,0 - 3,0
50 - 60	1,5 - 2,5

Fonte: DI BERNARDO, 1993

A relação Q/A é conhecida como taxa de escoamento superficial e é, usualmente, dada em m³/m²xdia (m/dia). A taxa de escoamento superficial é numericamente igual à velocidade crítica de sedimentação (V_{cs}). Todas as partículas com velocidade de sedimentação (V_s) igual ou superior a V_{cs} serão integralmente removidas no decantador. Partículas com velocidade de sedimentação menores que a V_{cs} só serão removidas se entrarem no decantador a uma profundidade (x) do fundo não superior a $x=V_s.t_0$, sendo t_0 , o tempo nominal de detenção. (RICHTER E AZEVEDO NETO, 1991).

3.1.3.3 Distribuição e coleta de água nos decantadores

Como a coagulação e a floculação, também a distribuição da água floculada no decantador tem forte influência para o sucesso da sedimentação.

Geralmente, a veiculação da água floculada é feita por meio de canal provido de comportas que alimentam os decantadores, sendo que o escoamento é perpendicular em relação às entradas. Para evitar ruptura dos flocos nas comportas ou deposição excessiva de flocos no canal de distribuição, a velocidade de escoamento deve estar compreendida entre 0,1 e 0,6 m/s e, o gradiente de velocidade nesses dispositivos, ser inferior ao da última câmara ou trecho da unidade de floculação (DI BERNARDO, 1993).

Uma das formas mais utilizadas em decantadores com fluxo horizontal são as chamadas cortinas de distribuição que é feita por meio de paredes de madeira, alvenaria ou concreto, providas de orifícios.

A coleta da água, outro ponto importante, pode ser feita por meio de tubos providos de orifícios ou por meio de calhas.

A experiência tem demonstrado que, cargas sobre o coletor de saída, da ordem de 5 l/sxm ou maiores, geram velocidades de aproximação de intensidade tal que arrastam para os vertedores os flocos que ainda não tenham sedimentado.

Quanto menor a profundidade e a taxa de escoamento superficial do tanque, menor deve ser a vazão por unidade de comprimento de coletor a ser adotada, resultando valores tão baixos que requerem uma nivelção perfeita dos vertedores, de modo a assegurar uma perfeita distribuição de fluxo por toda sua extensão.

A remoção do lodo nos decantadores pode ser contínua, semi-contínua e periódica.

Uma das maneiras empregadas é raspando o lodo para um poço, de onde é descarregado através de tubulação com válvula, sincronizada com o movimento do raspador. No caso do sifão flutuante, o lodo é descarregado em uma canaleta lateral, diposta ao longo do decantador. A descarga pela canalização coletora pode ser proporcionada por pressão hidráulica direta ou pela ação do sifão. Este é utilizado com evidentes vantagens quando se deseja automatizar as descargas (RICHTER E AZEVEDO NETO, 1991).

3.1.3.4 Tipos de Decantadores

Os decantadores utilizados no tratamento de água potável, cujas características hidráulicas dependem de sua forma geométrica e do sentido e direção do escoamento podem ser classificados em (LEME, 1990) :

- Quanto ao sentido do escoamento: horizontal e vertical;
- Quanto à forma: circulares, quadrados e retangulares;
- Quanto à direção do escoamento: retilíneo, radial ou espiralado;

- Quanto ao sistema de remoção do lodo decantado: simples com remoção manual ou hidráulica e mecanizada com remoção intermitente ou contínua;
- Quanto ao tipo: convencional ou de alta taxa.

3.1.4 Filtração

A filtração, último processo de uma estação de tratamento de água, tem como objetivo principal retirar da água as partículas em suspensão que não foram retiradas durante a sedimentação ou decantação. Este processo consiste em passar a água através de um meio poroso que pode ser areia, antracito, terra diatomácea ou uma malha muito finamente tecida.

A filtração pode envolver ações físicas como: coagem, sedimentação, adsorção e absorção; ações químicas como: oxidação e ionização; ações biológicas como: desenvolvimento de bactérias aeróbias na camada superficial do leito; e ações bioquímicas como a tensão superficial dos filmes. Graças à combinação dessas ações, é que partículas com tamanho da ordem de $1,0 \cdot m$ ficam retidas em espaços intergranulares de aproximadamente $500 \cdot m$ (CETESB, 1979).

As unidades de tratamento onde se processa a filtração denominam-se filtros e podem ser classificados nos seguintes tipos (LEME, 1990):

De acordo com o tipo de material do meio filtrante: areia; carvão ou antracito; carvão-areia; de carvão-areia-granada; de terra diatomácea; etc.

De acordo com a disposição do material do meio filtrante no leito: em camadas superiores de areia com granulometrias diferentes (um só meio filtrante); em camadas superpostas de areia e carvão, com granulometrias diferentes; em camadas de areia, carvão e granada com granulometrias diferentes (meio de múltiplas camadas); de carvão, areia e granada misturados (meio misturado).

De acordo com o sentido de escoamento da água: escoamento descendente (down-flow); escoamento ascendente (up-flow); escoamento nos dois sentidos (bi-flow).

De acordo com a taxa ou velocidade de filtração: lentos; rápidos; de taxas elevadas (superiores às dos filtros rápidos).

De acordo com a pressão existente: de pressão ou com a superfície sob pressão; de gravidade ou com a superfície livre.

A taxa de filtração deve ser cuidadosamente fixada pelo projetista e quando possível determinada por meio de filtros piloto.

O número de filtros varia conforme o tamanho da ETA, das taxas de filtração, de fatores econômicos e claro da vazão que se deve atingir. Não deve ser um número inferior a 3 filtros, mas geralmente, adota-se um número par (RICHTER E AZEVEDO NETO, 1991).

3.1.4.1 Filtração rápida

Quando a velocidade com que a água atravessa o leito filtrante é elevada o filtro é denominado de filtro rápido.

Um filtro rápido consiste de uma camada de areia, ou, em alguns casos, de uma camada de um meio poroso mais grosso e menos denso (ex. o antracito) colocado sobre a camada de areia, o que vai permitir a filtração a taxas ainda mais elevadas (RICHTER E AZEVEDO NETO, 1991).

A ação deste tipo de filtro é extremamente complexa consistindo de coagem, floculação e sedimentação e o comportamento da operação depende da qualidade da água e do tratamento químico prévio.

3.1.4.2 Mecanismos de filtração

A retenção de impurezas na filtração é considerada o resultado de dois mecanismos distintos, porém, complementares: transporte e aderência. Em primeiro lugar as partículas devem se aproximar das superfícies dos grãos e, posteriormente, devem permanecer aderidas a este de modo a resistir às forças de cisalhamento resultantes das características hidrodinâmicas do escoamento ao longo do meio filtrante.

Os mecanismos de transporte são influenciados, principalmente, pelas características físicas e químicas do afluente, do pré-tratamento químico, da taxa de filtração, do meio filtrante e do método de operação. Dentre os mecanismos de transporte comumente considerados para explicar a aproximação das partículas aos grãos do meio filtrante, também denominados de coletores, tem-se: impacto inercial, interceptação, sedimentação, difusão e ação hidrodinâmica.

Quando próximas à superfície dos grãos (coletores) do meio filtrante, as partículas são capturadas e aderidas a estes por meio dos mecanismos de aderência. A eficiência da aderência entre partículas transportadas e grãos depende, principalmente, das propriedades das superfícies de ambos. As partículas podem aderir diretamente às superfícies dos grãos como às partículas previamente retidas.

A aderência é atribuída a duas categorias de fenômenos: interação entre as forças elétricas e as de Van der Waals, e interação superficial de origem química (DI BERNARDO, 1993).

3.1.4.3 Cinética de filtração

O efeito global dos mecanismos de transporte e de aderência e do arrastamento de partículas previamente retidas tem sido quantificado por meio de duas teorias distintas: a) teoria fenomenológica; b) teoria das trajetórias.

Na teoria fenomenológica a filtração pode ser entendida como uma quantidade de subcamadas que, progressivamente e, seqüencialmente, vão exaurindo sua capacidade de retenção de partículas. As variações que ocorrem no interior de cada subcamada são muito complexas e dependem, principalmente, da sua espessura e do tempo de operação.

Segundo a teoria das trajetórias, o meio filtrante é constituído de coletores individuais, aos quais as partículas são aderidas. A teoria das trajetórias exige o conhecimento prévio de alguns parâmetros, tais como: geometria e tamanho dos coletores, características do escoamento em torno dos coletores, natureza e magnitude das forças atuantes nas partículas presentes na suspensão e características de aderência (DI BERNARDO, 1993).

3.1.4.4 Perda de carga

Independentemente da teoria utilizada para se analisar a remoção de partículas em um meio filtrante, ocorre um aumento de perda de carga com o decorrer da filtração devido à retenção das partículas. A variação da perda de carga em um meio filtrante pode ser em função da espessura da camada filtrante e tempo de funcionamento. Quando se tem um meio filtrante não uniforme, é necessário considerar aquelas subcamadas (DI BERNARDO, 1993).

3.1.4.5 Índice de filtrabilidade

A eficiência da filtração está relacionada às características da suspensão (tipo, tamanho e massa específica das partículas, resistência das partículas às forças de cisalhamento, temperatura de água, concentração de partículas, Potencial Zeta, pH da água), às características do meio filtrante (tipo de material granular, tamanho efetivo, tamanho do maior e menor grão, coeficiente de desuniformidade, massa específica do material granular, espessura da camada filtrante) e características hidráulicas (taxa de filtração, carga hidráulica disponível, método de controle).

Por causa da dificuldade da análise de tantos fatores para descobrir a eficiência da filtração alguns autores propuseram índices de filtrabilidade, com o fim de quantificar a filtrabilidade de uma suspensão em um determinado meio filtrante.

O índice de filtrabilidade de Hudson considera que o transpasse final ocorre nos períodos de coagulação/floculação pobre, tendo sido observado que, para meios filtrantes com características diferentes, operados com diversas taxas de filtração (constantes), o transpasse final era iniciado quando a turbidez superava 0,2 uT.

O índice de transpasse final, segundo esse autor, é dado por:

$$ITF = \frac{V_{00} \cdot Def \cdot H_f}{L_f}$$

em que:

ITF : índice de transpasse final (cm mm³/min)

V00 : velocidade de aproximação ou taxa de filtração (cm/min)

Def : tamanho efetivo do meio filtrante (mm)

Hf : perda de carga do meio filtrante (m)

Lf : espessura da camada filtrante (m)

O índice de filtrabilidade de Cleasby recomenda a determinação do índice de filtrabilidade em duas profundidades distintas para verificar o desempenho das camadas do meio filtrante. Cleasby defende que quanto maior o índice de filtrabilidade, melhor filtrabilidade apresentará a suspensão afluente.

O índice de filtrabilidade segundo Cleasby é calculado por:

$$IF = \frac{\lambda \cdot \alpha}{Hf}$$

em que:

IF : índice de filtrabilidade (1/cm²)

λ : coeficiente do filtro no momento considerado (cm⁻¹)

α : depósito específico acumulado em uma subcamada (mg/l)

Hf : aumento de perda de carga no intervalo de tempo considerado (cm)

O índice de filtrabilidade de Ives considera que quanto menor o índice de filtrabilidade, maior será a eficiência de filtração.

Segundo Ives :

$$IF = \frac{Hf \cdot T_{ue}}{T_{u\alpha} \cdot t \cdot V00}$$

em que:

IF : índice de filtrabilidade

Hf : perda de carga no instante considerado (m)

t : tempo considerado (s)

V00 : velocidade de aproximação (m/s)

Tu α : turbidez média do afluente (uT)

Tue : turbidez média do efluente (uT)

Através da equação sugerida por Ives é desejável que se tenham valores baixos de Hf e Tue, valores altos de V00 e Tu α e carreiras de filtração com duração longa (DI BERNARDO, 1993).

3.1.4.6 Lavagem dos filtros

Um período de trabalho do filtro termina porque a perda de carga se elevou tanto que ele já não mais pode produzir água na taxa desejada, ou porque, em virtude da existência de rompimento de flocos, a sua eficiência qualitativa foi reduzida, o filtro deve ser lavado.

Os filtros rápidos são lavados por inversão do fluxo, isto é, no sentido ascendente, com uma vazão capaz de assegurar uma expansão adequada para o meio filtrante. Essa expansão não deve ser pequena e nem muito grande para não reduzir o orçamento dos grãos e aumentar a perda de material. Na maioria dos casos considera-se expansões entre 25 e 50% tidas como satisfatórias, sendo 40% um valor comum.

A velocidade ascensional da água para lavagem deve ser determinada através da granulometria do material filtrante empregado e da temperatura da água. Não recomenda-se atualmente velocidades inferiores a 0,80 m/min, embora os filtros possam ser lavados com velocidades menores. Após o cálculo da

velocidade ascensional calcula-se a vazão necessária tomando-se para isso a área do filtro a ser lavado e então com esta vazão calcula-se o tamanho do reservatório que será a quantidade de água necessária com esta vazão em um tempo de 6,5 minutos (RICHTER e AZEVEDO NETO, 1991).

A retirada da água de lavagem dos filtros se faz por meio de calhas que devem ter sua altura definida em projeto para que não ocorra fuga do material filtrante durante a lavagem e para uma perfeita remoção dos materiais indesejáveis. Sua altura é calculada dependendo da expansão que se definiu para o meio filtrante e recomenda-se uma altura mínima de 0,60 m do leito filtrante para o fundo da calha de coleta.

Também pode haver uma lavagem auxiliar dos filtros, o que vem sendo empregado em estações de grande porte, principalmente na Europa e Estados Unidos, com os seguintes sistemas: lavagem superficial com o sistema móvel (agitadores Palmer), lavagem superficial com o sistema de bocais fixos e lavagem com ar e água, sendo esta última a mais empregada.

A lavagem com auxílio de ar tem sido empregada por proporcionar uma lavagem mais uniforme; completa, com conservação do meio filtrante; menor consumo de água para lavagem; eliminação do problema de localização ou de duplicidade de lavagem superficial nos filtros de dupla camada; eliminação dos problemas mecânicos da lavagem superficial com torniquetes e dos problemas de atravancamento que ocorrem no caso de sistema fixo; redução da altura da camada suporte quando existente.

3.2 Resíduos formados nas estações de tratamento de água

Os principais resíduos formados nas estações de tratamento de água são a água de lavagem dos filtros e o lodo acumulado nos decantadores, além desses resíduos, só que em menor volume, o rejeito de limpeza dos tanques de produtos químicos.

Esses resíduos tem sido continuamente lançados nos cursos d'água mais próximos das ETAs alterando consideravelmente as características desse corpo receptor. A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

(SABESP) gerencia o abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), que consome cerca de 60.000 L/s de água e gera, em suas estações de tratamento de água (ETAs), aproximadamente 2.200 L/s de águas de lavagem de filtros e resíduos dos decantadores, que não tem sido dispostos adequadamente. Estima-se que cerca de 2.000 toneladas de sólidos são lançados em coleções de águas brasileiras sem nenhum tratamento (SABESP, 1987).

Os resíduos gerados na água de lavagem e descarga dos decantadores tem como característica seu grande grau de umidade, geralmente maior que 95%, estando de maneira geral, sob forma fluida.

Os lodos gerados nos decantadores das ETAs completas podem ter suas características bastante variadas, dependendo fundamentalmente das condições apresentadas pela água bruta, dosagens e produtos químicos utilizados, forma de limpeza dos decantadores, entre outros fatores (PENALVA REALI, 1999).

3.2.1 Características gerais dos resíduos de ETAs

A caracterização dos resíduos gerados nas ETAs, de acordo com sua natureza física, química e microbiológica, é de fundamental importância para avaliar seus possíveis impactos ambientais e para definir os métodos e equipamentos para seu tratamento e disposição final.

As características destes resíduos variam geralmente com a qualidade da água bruta, a origem, a tecnologia de tratamento utilizada para a água bruta, o tipo e dosagem de produtos químicos empregados e o procedimento utilizado para a limpeza das unidades, de forma que não existe uma composição que possa ser considerada típica para os mesmos.

A descarga de fundo efetuada nos decantadores, por exemplo, gera resíduos menos concentrados que os obtidos durante a limpeza mecanizada e estes, por sua vez, são menos concentrados que os obtidos durante a limpeza manual (GRANDIN, 1992). Quanto maior for a relação entre a dosagem de coagulante e a concentração de sólidos presentes na água bruta, menor será a concentração de sólidos presentes nos resíduos e maior será o volume de resíduo gerado (AWWARF & KIWA, 1990).

3.2.2 Alternativas de disposição dos resíduos de ETAs

Existem atualmente várias maneiras para tratamento dos despejos gerados em ETAs, sendo extremamente importante encontrar métodos alternativos para o tratamento e disposição dos lodos visando a proteção do meio ambiente. Em cada ETA, o método de tratamento dos despejos e a forma empregada para disposição do lodo deve ser escolhido, verificando alternativas e soluções para o problema, pois uma escolha adequada deve levar em conta os seguintes aspectos: quantidade e características dos despejos; disponibilidade de área e características dos mananciais próximos às ETAs; custos envolvidos nas possíveis soluções, sendo que as características dos despejos variam muito em ETAs diferentes e, os resultados obtidos para um determinado despejo, não poderá ser aplicado em outro.

As tecnologias utilizadas para o tratamento do despejos resumem-se basicamente na separação das fases líquida e sólida, aumentando a concentração dos sólidos no material sedimentado por clarificação/adensamento e desidratação, de maneira que o reuso do sobrenadante e a disposição final do sedimentado sejam possíveis. O grau de tratamento necessário depende diretamente do método de disposição a ser utilizado e da qualidade desejada para a parcela líquida recirculada.

3.2.2.1 Equalização

A equalização dos resíduos das ETAs pode se fazer necessária antes de seu tratamento, a fim de permitir uniformidade de vazão e concentração na entrada das unidades de tratamento e, conseqüentemente, maior controle operacional e eficiência do processo.

TABELA 3.2 - Comparação entre as eficiências de diferentes processos de separação de fases utilizados no tratamento dos resíduos de ETAs

Unidades de separação de fases	Percentual final de sólidos totais (%)	
	Holanda	Estados Unidos da América
Decantadores	-	1 a 2 ^(a) 1 a 4 ^(b)
Adensadores	2 a 4	2 a 4 ^(c) 3 a 15
Leitos de secagem	15 a 40	20 a 25
Lagoas de lodo	< 20	7 a 15
Filtros prensa	30 a 50	35 a 45
Prensas desaguadoras	15 a 30	10 a 15
Filtros a vácuo	10 a 25	-
Centrífugas	15 a 30	10 a 20

(a) Sem condicionamento químico

(b) Com condicionamento químico

(c) Por gravidade

Fonte: CORNWELL et al. (1987)

Os resíduos gerados durante a lavagem de filtros rápidos apresentam taxa de descarga elevada, de modo que sua equalização é geralmente recomendada. Para os decantadores convencionais com limpeza manual, tal procedimento também se faz necessário, visto que os resíduos são gerados na forma de "batelada". Em muitas situações, recomenda-se a instalação de equipamentos de remoção contínua de lodo nesses decantadores, a fim de permitir uma produção

mais uniforme de resíduos. No entanto, geralmente a configuração dessas unidades não permite tal readaptação.

O volume de projeto dos tanques de equalização depende da frequência de lavagem das unidades, do volume de água utilizado em cada lavagem e da eficiência do processos de separação. A velocidade do escoamento nos tanques de equalização deve ser elevada o suficiente para não permitir a deposição interna de sólidos.

3.2.2.2 Condicionamento

O condicionamento dos resíduos de ETA tem como objetivo acelerar os processos de separação de suas fases líquida e sólida, proporcionando, desta forma, maior taxa de escoamento superficial, o que resulta na construção de unidades de separação de menor porte. Além disso, o condicionamento melhora a qualidade da fase líquida desses resíduos.

O condicionamento pode ser de natureza química (adição de polímeros) ou de natureza física (congelamento). O condicionamento químico é o mais difundido e os condicionantes mais utilizados são os polímeros naturais ou sintéticos e os sais metálicos de alumínio ou ferro. Os polímeros têm se mostrado mais eficientes que os sais metálicos. No caso, os mais hidrolíticos têm sido os mais eficientes, visto que proporcionam maior remoção de partículas coloidais (AWWARF & KIWA, 1990).

A utilização de polímeros naturais (a base de amido, por exemplo) aumenta a concentração de matéria orgânica biodegradável no resíduo, podendo resultar na formação de um ambiente anóxico. Nestas condições, o potencial redox do meio tende a diminuir, promovendo, conseqüentemente, a migração de contaminantes sorvidos na fase sólida para a fase líquida. A deterioração da qualidade da fase líquida poderá restringir o reaproveitamento da mesma. Vale salientar que a própria matéria orgânica presente no polímero natural também contribui para a deterioração da fase líquida dos resíduos.

Além do tipo e dosagem do condicionante, o tempo e o gradiente da mistura são de grande importância na eficiência do condicionamento químico, de

forma que quanto maior for a dosagem do condicionante, maiores serão o gradiente e o tempo de agitação (AWWARF & KIWA, 1990). Os fatores que influenciam na dosagem dos polímeros são: concentração de sólidos, pH e intensidade da mistura (ASCE, 1996).

Estudos realizados na Holanda, com resíduos da lavagem de filtros, indicaram que, para tempo de sedimentação de 30 min, o percentual de remoção de ferro foi de 90%, quando adicionados polímeros sintéticos; sem a adição de polímeros, esse percentual foi de 70%, para tempo de sedimentação de 2 h. Dentre os polímeros sintéticos, os aniônicos foram os mais eficientes e sua dosagem ótima foi de aproximadamente 1 mg/L (AWWARF & KIWA, 1990).

O condicionamento químico dos lodos reduz a resistência específica dos mesmos, já que resulta no aumento do tamanho de suas partículas. Os testes de resistência específica podem ser utilizados nos estudos de seleção do tipo e dosagem ótima dos condicionantes empregados nos estudos de clarificação dos resíduos de ETA. Elaborando um gráfico dos valores de resistência específica versus os da dosagem do condicionante, a dosagem ótima pode ser obtida pelo ponto de inclinação mínima da referida curva (CORNWELL et al., 1987).

O congelamento do lodo vem sendo empregado em ETAs de países de clima frio que geram grande quantidade de lodo de difícil desaguamento. Embora os custos com energia elétrica sejam consideravelmente mais altos que os obtidos para o condicionamento químico, o custo global do processo de desaguamento pode ser menor. Métodos de desaguamento de baixo custo, precedidos de condicionamento por congelamento, podem resultar em grau de desaguamento entre 30 e 50%. No entanto, as experiências com congelamento natural são poucas (CORNWELL et al., 1987).

3.2.2.3 Decantação, flotação e adensamento

Os resíduos de ETAs são concentrados inicialmente em decantadores ou flotadores, seguidos ou não de adensadores. O processo de flotação geralmente resulta em lodos mais concentrados que os obtidos no de decantação, embora os gastos envolvidos sejam maiores.

O adensamento é utilizado para concentrar ainda mais os lodos obtidos nos processos de decantação ou flotação, reduzindo, desta forma, as dimensões das unidades de desaguamento, o que implica em menores gastos.

No entanto, os custos relativos ao gerenciamento dos resíduos de ETA não dependem unicamente do volume dos mesmos, mas também de sua sedimentabilidade e de seu potencial de desaguamento (AWWARF & KIWA, 1990).

3.2.2.4 Recirculação

Para reduzir os volumes dos resíduos a serem tratados em uma ETA de ciclo completo uma das soluções que vem sendo desenvolvidas seria a clarificação da água de lavagem dos filtros, já que esta fase que produz mais resíduos, e posterior recirculação para o início da ETA como água bruta.

SCALIZE (1997), verificou que a fração de água tratada utilizada na lavagem de filtro de uma ETA era da ordem de 1,5 %, enquanto que a SABESP diz que a perda na Região Metropolitana de São Paulo com as descargas de decantadores e lavagem de filtros chega a 4% do volume diário de água tratada.

As tecnologias utilizadas para o tratamento dos resíduos resumem-se basicamente na separação das fase líquida e sólida, aumentando a concentração dos sólidos no material sedimentado por clarificação/adensamento e desidratação, de maneira que o reuso do sobrenadante e a disposição final do material sedimentado sejam possíveis.

Estudos realizados por SOUZA FILHO (1998), determinaram que a água de lavagem dos filtros pode ser recirculada com a água bruta das ETAs com tecnologia de tratamento em ciclo completo, desde que não exceda a 10% da vazão da água bruta. Essa recirculação pode ser integral ou não, com ou sem processo de clarificação, sem ou com uso de condicionante.

Destacam-se no Brasil duas ETAs que realizam a recirculação da água de lavagem sem qualquer tratamento, a ETA de Guaraú e de Alto da Boa Vista ambas na cidade de São Paulo, responsáveis pelo abastecimento da maior parte

da Região Metropolitana de São Paulo. FERREIRA FILHO (1997), relata que o reaproveitamento da água de lavagem dos filtros além de reduzir as perdas, também reduz a dosagem de sulfato de alumínio.

3.2.2.5 Desaguamento

Os processos de desaguamento utilizados para lodos de ETA podem ser naturais ou mecânicos. As lagoas de lodo e os leitos de secagem são exemplos de processos de desaguamento natural, enquanto as centrífugas, os filtros prensa e os filtros a vácuo são exemplos de processos de desaguamento mecânica. Esta é mais indicada nos seguintes casos:

- indisponibilidade de área;
- possibilidade de contaminação do solo e das águas subterrâneas;
- deseja-se elevada concentração de sólidos na torta;
- deseja-se que o tratamento ocorra em curto período de tempo.

Por razões econômicas, nas ETAs que geram baixo volume de lodo, geralmente utiliza-se a desaguamento natural (AWWARF & KIWA, 1990). Vale salientar que durante o processo de desaguamento, a eficiência do mesmo não é o único fator a ser considerado. A qualidade do efluente líquido também é importante, especialmente quando este é recirculado.

3.2.2.5.1 Lançamento em lagoas

As lagoas para disposição de lodos podem ser em depressões naturais ou artificiais, construídas através de diques ou escavações em terra (REH, 1980).

Mesmo não sendo um dos processos mais eficientes de adensamento, desidratação e/ou disposição final, tem sido e continuam sendo utilizados com esta finalidade, sendo o meio de tratamento mais popular principalmente nos casos onde se tem disposição de área para sua implantação, pois é um processo que apresenta baixos custos de implantação, operação e manutenção, que são relativamente simples, quando comparados com outros processos. Este método

torna-se viável para locais com áreas de baixo custo e próximas às ETAs, com condições topográficas e geofísicas adequadas, CORDEIRO (1993).

REH (1980), relata que na Flórida os lagos tem aproximadamente 2,5 m ou mais de profundidade. Diz ainda que posteriormente os locais são utilizados para construção de parques.

O grande problema em muitas lagoas se deve ao fato do lodo não ser suficientemente concentrado, dificultando o manuseio e transporte para disposição final. Estudos mostram que concentrações de sólidos totais podem variar de 1,7% na superfície chegando até 10% no fundo da lagoa. KRASAUSKAS (1969), com remoção de 70% da DBO afluente, 99% da DQO e 99% de sólidos suspensos, sendo que a turbidez permanece em torno de 10 uT.

Alguns fatores são importantes na elaboração do projeto, tais como: clima, permeabilidade do solo, características e taxa de sedimentação do despejo, área requerida, profundidade da lagoa, uso de múltiplas lagoas, métodos de limpeza, distribuição uniforme do fluxo e decantação (FABER & NARDOZZI, 1972).

Neste processo o adensamento se dá por gravidade e a desidratação por perda de água através da infiltração no solo e, principalmente por evaporação e transpiração. O sobrenadante deve ser corretamente retirado e, quando cheia, poderá ser abandonada, transformando-se em forma de disposição final, ou então o lodo ser removido e, levado para outro destino, transformando as lagoas em processo contínuo de adensamento e desidratação.

Algumas desvantagens, a possibilidade de contaminação do lençol freático, através da água drenada para o subsolo principalmente por metais pesados, e também pela possibilidade de formação de crostas na superfície, que impedem a desidratação das camadas inferiores, a qual poderia prolongar-se por anos.

Outros problemas podem ser verificados com relação a proliferação demasiada de insetos. As lagoas são também um atrativo para crianças em áreas habitadas devendo portanto ser considerado um custo adicional de implantação para a construção de cercas e muros (KRASAUSKAS, 1969).

3.2.2.5.2 Disposição em leito de secagem

Os leitos de secagem são tanques rasos, com duas ou três camadas de areia, com tamanho efetivo de 0,3 a 0,5 mm e coeficiente de não uniformidade menor que 5,0, apresentando cerca de 30 cm de espessura. Sendo também constituído por uma camada suporte de britas de 1/8" a 1/4" com espessura de 0,15 a 0,30 m e, um sistema drenante que é constituído por tubos de 150 a 200 mm de diâmetro. O fundo geralmente é o próprio solo (CORDEIRO & CAMPOS, 1996).

Os despejos são geralmente dispostos em camadas de 20 a 30 cm, dependendo da maior ou menor resistência específica. No caso de profundidades maiores de até 60 cm, é condicionante que sejam utilizados adensadores antecedendo os leitos. Com o adensamento é possível obter-se lodos mais concentrados e, em consequência, menores áreas para a secagem.

Este sistema é afetado por diversos parâmetros, tais como: temperatura, umidade do ar, viscosidade do lodo, ventilação, etc. A remoção do lodo se dá manualmente ou mecanicamente, após secagem.

Esta técnica leva vantagem no seu custo inicial, pequena necessidade de operação, baixo consumo de energia, pouca ou nenhuma necessidade de condicionamento químico, alta concentração de sólidos na torta. Sua desvantagem está na necessidade de maior área em relação a equipamentos mecânicos, necessidade de conhecimentos sobre dados climatológicos e trabalho intensivo para remoção do lodo (CORDEIRO, 1993).

OBRIAN & GERE (citado por KRASAUSKAS, 1969) observaram que os despejos dispostos em leitos de secagem cujo afluente continha concentrações de 1% de sólidos, após intervalo de 70 a 100 horas, produziam resíduos com 20% de sólidos.

Segundo REH (1980) leitos de secagem requerem grandes áreas, sendo que o produto seco contém 50% de umidade, apresentando problemas na sua disposição final. Os sólidos podem ser dispostos em aterros sanitários e a parte líquida retornar ao sistema, ser lançado em cursos d'água, podendo ainda ser utilizada na irrigação. O pH deverá ser corrigido quando necessário.

CORDEIRO & CAMPOS (1996) através de leitos de secagem não convencionais obtiveram remoção de ST de 99,5%.

ADRIAM & NEBKLER (citado por CORDEIRO & CAMPOS, 1996) descrevem a ETA Rinconada em Los Gatos – Califórnia (EUA), que quando empregava leitos de secagem para lodos de ETAs e água de lavagem de filtros (após recuperação), a lâmina máxima de lodo utilizada era de 60 cm. Nesse sistema, o drenado do leito de secagem era lançados num curso d'água e os sólidos dispostos no solo.

3.2.2.5.3 Filtros prensas

Este sistema utilizado funciona de forma intermitente, sendo que os filtros de placas têm funcionamento em batelada, onde as câmara são preenchidas e a parte móvel do filtro provoca a compressão, de tal maneira, que é formada uma “torta” com a retirada do filtrado através da câmara.

Nos filtros a medida que são formadas as tortas de lodo no interior das câmaras, a pressão de alimentação aumenta mantendo constante a vazão. Esta pressão aumenta até atingir um máximo, pois a partir deste ponto torna-se inviável economicamente.

Trabalhos mostram que são possíveis concentrações de até 60% de sólidos nas tortas, com o pré-condicionamento do despejo. Sem o pré-condicionamento pode ser obtido concentrações de até 30%. Este é um sistema bastante utilizado nas ETAs, sendo que as tortas podem ser dipostas em aterros sanitários.

BISHOP (1987) relata concentrações de sólidos na torta de 40% aplicando cal como condicionante.

CORDEIRO & CAMPOS (1995) utilizando filtro prensa com manta de nylon obtiveram redução de 97,5% de ST e 89% da DQO para amostras que utilizam a serragem como condicionante.

Estudos realizados por DOE & MALMROSE apud CORNWELL & KOPPERS (1990) em estação piloto na cidade de Norfolk, concluíram que o filtro

prensa diafragma poderia obter 30% de sólidos na torta sem necessidade de condicionante.

3.2.2.5.4 Filtros à vácuo

Entre os sistemas de desidratação mecânica, este foi o sistema mais utilizado até a década de 70 nos EUA. Consiste basicamente em um tambor cilíndrico que gira parcialmente submerso em uma cuba com lodo a ser desidratado. Em volta do tambor existe um meio filtrante formado por um tipo de tecido permeável. O tambor é dividido em vários compartimentos. Quando estes compartimentos são imersos no lodo, o vácuo, que lhes é aplicado, succiona o lodo em direção ao meio filtrante, no qual fica retido, sendo que a água filtrada é retirada na parte interna do tambor. O vácuo continua ainda quando os compartimentos não estão mais em contato com o lodo, sendo interrompido próximo ao topo do tambor, ocasião em que a torta de lodo é liberada e raspada do meio filtrantes. Seu desempenho depende das condições do lodo e da operação do sistema.

Este sistema mostra-se eficiente na remoção de sólidos suspensos totais que podem chegar a 99% e turbidez de 5 uT. A concentração de sólidos na torta pode chegar de 20 a 40% (NEUBAUER & PROUDIFIT, 1969) (citado por PENALVA REALI, 1999). GRUNINGER (citado por CORDEIRO, 1993) obteve 20 a 30% de sólidos com a utilização de condicionante.

As desvantagens e os problemas que este método apresenta é que os lodos formados por coagulantes metálicos são difíceis de desidratar, sendo inferior em relação aos outros métodos e, também a operação é difícil com frequentes entupimentos, além de possuir um alto consumo de energia e um barulho intenso das bombas à vácuo. NEUBAUER (1968) realizando testes do funil de Buchner em laboratório, mostrou remoção de 99% de SS, 50% de DBO e 95% de DQO.

3.2.2.5.5 Centrífugas

Este processo utiliza-se da força centrífuga resultante da rotação rápida de um tambor, para acelerar a deposição de sólidos em sua parede e, conseqüentemente, promover a separação dos sólidos da fração líquida.

As centrífugas utilizadas podem ser de eixo horizontal que funcionam continuamente ou de eixo vertical que funcionam por bateladas.

WESTERHOFF & DALY (1974) e GRUNINGER (1976) (citados por PENALVA REALI, 1999) verificaram uma produção de sólidos com concentração de 24 a 28% com utilização de polímero como condicionante.

As desvantagens comumente citadas para este tipo de equipamento são: a alta concentração de sólidos encontradas no líquido descartado pelo equipamento operando com lodos de ETAs, barulho e vibrações durante a operação e relativo alto consumo de energia. Uma vantagem é o relativo baixo custo de implantação.

3.2.2.5.6 Filtros prensas de esteiras ("Belt Press")

Foi desenvolvido em 1960, sendo um equipamento que funciona com a introdução do lodo entre duas correias, sendo uma delas o meio filtrante, deslocando-se entre roletes, os quais promovem a compressão de uma esteira ou correia sobre a outra, provocando a drenagem do líquido. O arranjo e a pressão dos rolos são ajustáveis e bastante específico ao tipo de lodo.

O funcionamento do sistema envolve três etapas básicas: um bom condicionamento do despejo, drenagem gravitacional e compactação através de forças de compressão.

Segundo CORNWELL (1987) com a aplicação do "Belt Press" em despejos com concentrações de 2 a 4% de sólidos, permitiu que chegasse à média de 15% de sólidos.

GRANDIN (1992) diz que com pré-condicionamento poderá ser obtido concentrações de 25 a 30% ou mais dependendo das condições da água bruta.

Pode ser relatado como vantagens do sistema: o baixo custo de implantação, baixo consumo de energia, operação contínua e relativamente

simples com todas as partes da máquina visíveis ao operador, o barulho e vibrações são mínimos, a torta apresenta altos teores de sólidos, depois dos filtros prensas este é o melhor. A principal desvantagem é que o sistema se mostra muito sensível à qualidade do despejo de alimentação e da eficiência do pré-condicionamento. Porém este aspecto é comum a todos os sistemas de desidratação mecânica considerados (GRANDIN, 1992).

3.2.2.5.7 Concentrador de gravidade de dupla célula

Consiste em, após um pré condicionamento do despejo, na introdução de um tambor de adensamento, onde ocorre uma drenagem através de uma esteira filtrante. Através da mesma esteira, os sólidos adensados são transportados a um segundo tambor onde o rolamento contínuo do lodo promove a desidratação.

Foram realizados ensaios em laboratório, obtendo a partir dos lodos proveniente do tratamento com sais de ferro e de alumínio, com concentrações iniciais de sólidos de 1,6 e 0,5% respectivamente, com um pré condicionamento, concentrações de sólidos na torta do concentrado de 19,0 a 11,7% e, na torta de prensa de 33,6 e 17,0% (SHWOYER & LUTTINGER, 1973).

3.2.2.6 Disposição no solo

O lançamento de despejos de ETAs no solo é um método de disposição econômico, embora exija um controle rigoroso sobre possíveis contaminações e presença de metais. Nesse método, os despejos de ETAs, embora não tendo um valor fertilizante como os despejos de ETEs, podem ser aplicados na agricultura.

DEMPSEY (1990) (citado por PENALVA REALI, 1999) afirma que esse método de disposição apresenta como vantagem, o poder de modificar benéficamente as propriedades do solo enquanto recicla alguns resíduos. Como desvantagem são destacados: aumento na concentração de metais no solo e possivelmente na água subterrânea; adsorção do fósforo, diminuindo a produtividade do solo; excessiva aplicação de nitrogênio, resultando em

transporte de nitrato para a água subterrânea; possíveis efeitos causados pela aplicação de alumínio.

3.2.2.7 Lançamento direto em águas superficiais

A prática comumente usada tem sido o lançamento direto, dos despejos gerados em estações de tratamento de águas, nos cursos d'água mais próximos. Este método de disposição é o mais econômico, mas poderá acarretar grandes problemas quanto ao grau de poluição. Quando descarregados em rios com baixa velocidade, podem formar bancos de lodos e ocasionalmente causar odores desagradáveis. Este método possui muitas restrições, podendo ser viável em alguns casos particulares, onde a carga poluidora tem condições de ser absorvida pelo corpo receptor ou em cursos d'água não destinados ao abastecimento público ou a qualquer tipo de uso nobre.

REH (1980), diz que a descarga pode ser direta ou indiretamente (redes de esgotos), sendo que podem ser feitas em pequenos lagos, lagoas ou oceanos.

3.2.2.8 Lançamento na rede de esgotos

Nesta prática os despejos seriam lançados junto a rede coletora de esgotos sanitários, sendo desta forma tratado, desidratado e disposto juntamente com os esgotos.

De uma maneira ampla, esta prática não resolve o problema apenas transfere-o, podendo acarretar problemas no sistema de tratamento das ETEs. Os despejos provenientes da lavagem dos filtros são produzidos com taxas de escoamento muito elevadas em curtos períodos de tempo, implicando, na maioria das vezes, na necessidade de equalização antes de seu lançamento na rede coletora de esgotos sanitários.

3.3 Legislação

No Brasil, as legislações sobre prevenção e controle da poluição do meio ambiente, tanto de âmbito federal como estadual, em nenhum momento, citam explicitamente os resíduos gerados nas ETAs como poluentes, de forma que se

torna difícil se verificar o aspecto legal do gerenciamento e disposição final desses resíduos.

Segundo levantamento efetuado por CORDEIRO em 1993, 93% das agências estaduais brasileiras de saneamento não possuíam legislação ou regulamento que exigissem o tratamento desses resíduos, antes de dispô-los nos cursos de água.

Entretanto, observando os padrões de emissão de efluentes de qualquer fonte poluidora, direta ou indiretamente, nos cursos de água, pode-se notar que, possivelmente, as características dos resíduos de ETAs irão contrariar alguns parâmetros estabelecidos nessas legislações.

De acordo com levantamento bibliográfico efetuado sobre as características dos resíduos de ETAs, pode-se verificar que parâmetros como sólidos sedimentáveis, ferro solúvel, DBO, arsênico, cobre, chumbo, níquel, encontram-se em concentrações acima da permitida pelas legislações ambientais.

Na tabela 3.3 podemos verificar os valores padrões de emissão de efluentes de qualquer fonte poluidora, segundo a legislação federal.

TABELA 3.3 – Padrões de emissão de efluentes de qualquer fonte poluidora, direta ou indiretamente, nos cursos de água, segundo a legislação federal.

Parâmetro	Limites para o lançamento, direto ou indireto, em cursos de água
	Legislação Federal (Artigo 21, da Resolução nº 20 de 18 de junho de 1986, do CONAMA)
Amônia (mg N/L)	5,0
Arsênio (mg/L)	0,5
Bário (mg/L)	5,0
Boro (mg/L)	5,0
Cádmio (mg/L)	0,2
Chumbo (mg/L)	0,5
Cianetos (mg/L)	0,2
Cobre (mg/L)	1,0
Cromo hexavalente (mg/L)	0,5
Cromo trivalente (mg/L)	2,0
Estanho (mg/L)	4,0
Fenol (mg C ₆ H ₅ OH/L)	0,5
Ferro solúvel (mg/L)	15,0
Fluoretos (mg/L)	10,0
Manganês solúvel (mg/L)	1,0
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	Até 1,0
Mercúrio (mg/L)	0,01
Níquel (mg/L)	2,0
Prata (mg/L)	0,1
Selênio (mg/L)	0,05
Sulfitos (mg SO ₃ /L)	1,0
Sulfetos (mg S/L)	1,0
Zinco (mg/L)	5,0
PH	5 a 9
Temperatura	Inferior a 40° C, sendo que a elevação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C
Materiais flutuantes	Ausentes
Vazão de lançamento	Máxima de até 1,5 vezes da vazão média do período de atividade diária do agente poluidor
Óleos e graxas (mg/L)	20 (minerais)
	50 (animais e vegetais)

Fonte: Ministério do Meio Ambiente (MMA)

No entanto, vale salientar que, como os resíduos de ETAs apresentam características muito variadas, outros parâmetros poderão estar acima dos limites estabelecidos pelas mesmas e, até mesmo, os mencionados acima poderão estar abaixo desses limites.

Os sólidos sedimentáveis e os sais de ferro ou alumínio presentes nos resíduos de ETAs obviamente são os parâmetros de qualidade mais problemáticos, já que encontram-se em concentrações muito acima do permitido.

De acordo com a NBR – 10.004 de setembro de 1987, no seu item 3, Definições, sub-item 3.1 – Resíduos sólidos, os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água são classificados como resíduos sólidos.

De acordo com o Artigo 54, 2º parágrafo, da Lei nº 9.605/98, que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, se o crime ambiental ocorrer por lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, em desacordo com as exigências em leis ou regulamentos, a pena poderá ser de reclusão de um a cinco anos. No caso das ETAs, a mesma recorrerá sobre seus administradores, na medida de sua culpabilidade.

De acordo com o Centro de Apoio Operacional às Promotorias de Proteção do Meio Ambiente – CAOPMA, com relação à penalidade para os administradores de ETAs, poderia ser aplicado o artigo 68 da Lei 9.605/98 que trata da omissão em obrigação de relevante interesse ambiental, ressaltando-se que a responsabilização na esfera administrativa é independente da esfera criminal.

O decreto que regulamenta a Lei de crimes ambientais assinado no dia 26 de setembro de 1999 pelo Presidente da República, de forma que a partir desta data, quem infringir a legislação estará sujeito a multas que podem chegar a R\$ 50 milhões. Com relação à poluição do meio ambiente, as multas mais pesadas serão para quem realizar, sem autorização, obras potencialmente poluidoras, como usinas hidrelétricas, perfuração de poços de petróleo e mineração.

De acordo com as considerações acima, pode-se concluir que os resíduos gerados nas ETAs necessitam ser tratados antes de sua disposição final (corpo de água, rede coletora de esgoto ou até mesmo aterro sanitário), visto que

difícilmente irão atender aos padrões de emissão exigidos por esses corpos receptores. Embora esses resíduos não se encontrem explicitamente mencionado nas legislações ambientais, os mesmos são vistos como efluentes poluidores, de forma que sua disposição inadequada será enquadrada como infração sujeita à pena.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Características da ETA-Centro/Brusque

A estação de tratamento de água observada na pesquisa foi a estação do centro da cidade de Brusque/SC, com vazão de projeto para tratamento de 260 L/s com funcionamento 24 horas por dia e uma vazão média de 160 L/s.dia.

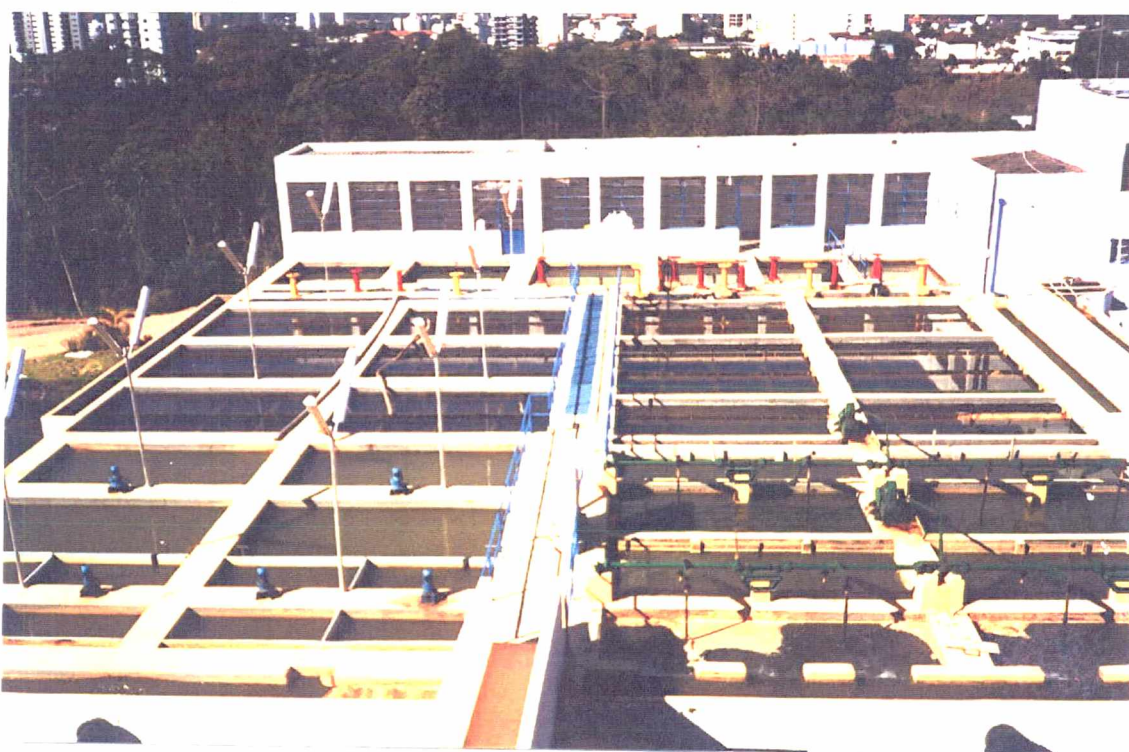


FIGURA 4.1 – Fotografia da ETA-Centro/Brusque

A estação é do tipo convencional, ou seja, ciclo completo, envolvendo os processos de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção.

A captação fica a 1200 m da estação junto ao rio Itajaí-Mirim com um desnível de 68 m. A água captada então é bombeada até a estação onde passa por todos processos até atingir as exigências para consumo.

O processo de coagulação é realizado com a adição de sulfato de alumínio em uma calha Parschall, em seguida, segue-se o tratamento onde a água passa pelos floculadores, sendo 2 do tipo Walking Beam, com gradientes de velocidade iguais: $G_1 = 40 \text{ s}^{-1}$ e $G_2 = 20 \text{ s}^{-1}$ e 3 floculadores de eixo vertical, com gradientes de velocidade iguais: $G_1 = 40 \text{ s}^{-1}$ e $G_2 = G_3 = 20 \text{ s}^{-1}$.

Após os floculadores, o processo continua nos decantadores, sendo no número de quatro. Os decantadores são de alta taxa com placas inclinadas de fibrocimento, sendo que 2 tem seu fundo chato e só é realizada descarga do lodo 1 vez ao mês e, os outros 2, tem fundo tipo Dort Mound onde a descarga do lodo é automática a cada 1 hora.

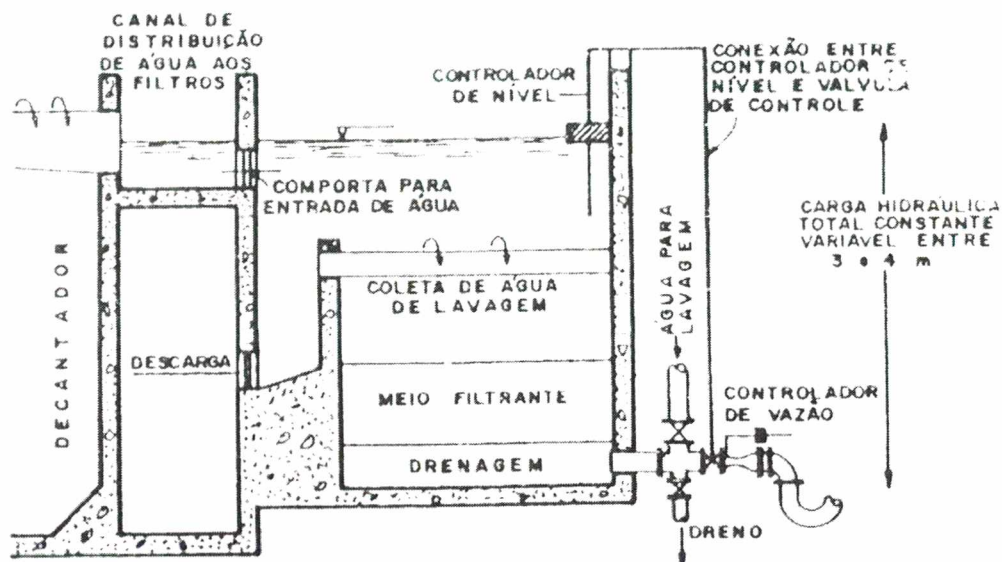
A filtração é feita em 6 filtros rápidos por gravidade sendo todos do tipo leito misto: areia + antracito. A lavagem dos filtros vem sendo feita a cada 2 dias de funcionamento totalizando o número de 90 filtros/mês.

A lavagem dos filtros é feita com introdução de água filtrada no sentido ascensional com alta pressão e vazão. Os despejos provindos da lavagem dos filtros seguem para um canal e em seguida para o esgoto.

A desinfecção da água para posterior consumo é feita com dióxido de cloro.

4.2 Descrição do filtro utilizado para coleta de amostra

O filtro analisado na estação tem como identificação filtro n.º 3 e como todos os outros é um filtro rápido por gravidade com leito misto de areia + antracito. Sua área é de $13,098 \text{ m}^2$ e sua taxa de filtração aproximadamente $175 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$. Sua lavagem é efetuada no período de 2 em 2 dias através da injeção de grande volume e pressão de água no sentido ascensional realizando o atrito entre os grãos de areia e também antracito e liberando assim todas impurezas e sólidos indesejáveis que vão para duas calhas e em seguida caem direto para o esgoto da estação que desemboca no rio Itajaí-Mirim.



Esquema

FIGURA 4.2 – Esquema de funcionamento do filtro rápido por gravidade estudado.

4.3 Procedimento experimental

4.3.1 Monitoramento da água afluyente e efluente ao filtro

Com o objetivo de conhecer a qualidade da água produzida pelos filtros realizou-se um monitoramento da água afluyente e efluente antes das coletas de água de lavagem.

Os filtros da ETA-Centro/Brusque funcionam, continuamente 48 horas, antes de serem lavados. Tomando como base esta informação foi promovido o monitoramento da água afluyente e efluente ao filtro em estudo durante 48 horas, utilizando turbidez, cor, pH, sólidos totais dissolvidos e condutividade como parâmetros. As coletas para estudo foram realizadas em intervalos de 4 horas. Este procedimento foi realizado durante 5 vezes, obtendo assim resultados para comparação. Após cada monitoramento, o filtro foi lavado, sendo coletadas amostras da água de lavagem para sua caracterização.

4.3.2 Monitoramento da água afluyente à ETA-Centro/Brusque (Água Bruta)

Paralelamente ao monitoramento da qualidade do afluyente e efluente ao filtro, a água aduzida à ETA-Centro/Brusque também foi caracterizada, medindo-se sua turbidez.

4.3.3 Coleta das amostras

Após o monitoramento das 48 horas antecedentes a lavagem do filtro então se dava o processo de coleta das amostras para análise.

As coletas eram realizadas durante a lavagem do filtro n.º 3. As amostras eram coletadas diretamente das calhas por meio de baldes considerando os seguintes tempos de lavagem: 0, 2, 4, 6, 8 minutos e a amostra composta que era a mistura de partes iguais de cada amostra. A primeira amostra ou seja tempo 0 era somente coletada quando o leito filtrante se expandia e a água de lavagem ficava totalmente turva.

Para o processo eram necessárias quatro pessoas divididas da seguinte forma. A primeira ficava responsável pelo registro de abertura e fechamento da lavagem, a segunda e terceira ficavam com baldes no interior do filtro para coleta da água de lavagem a cada tempo estipulado, e a quarta pessoa, controlava o tempo, pegava os baldes despejando a água de lavagem no interior de uma bacia e enchia os recipientes para posterior análises.

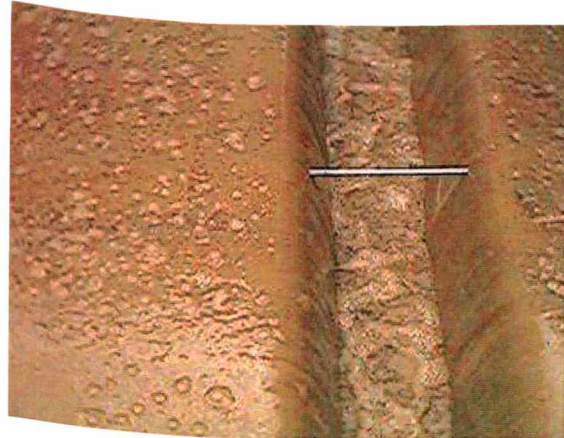
A coleta do material sobrenadante era realizada após 30 minutos de sedimentação da água de lavagem em cone Imhoff através de pipeta.

Todo este processo de coleta das amostras foram realizados por 5 vezes para posterior análise dos resultados.

A qualidade da água nos diferentes tempos de lavagem (coleta) pode ser verificada nas fotos da figura 4.3.



INÍCIO LAVAGEM



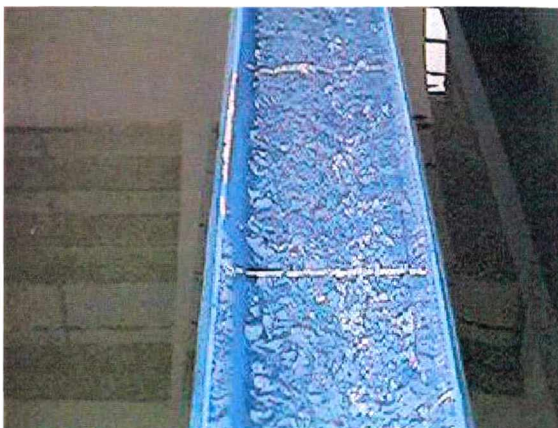
LAVAGEM (TEMPO 0 min.)



LAVAGEM (TEMPO 2 min.)



LAVAGEM (TEMPO 4 min.)



LAVAGEM (TEMPO 6 min.)



LAVAGEM (TEMPO 8 min.)

FIGURA 4.3 – Fotos mostrando qualidade da água de lavagem do filtro nos diferentes tempos de coleta.

4.4 Análises Físico-químicas

As análises físico-químicas realizadas durante a pesquisa foram as seguintes:

Água afluyente e efluente ao filtro nº 3 - pH, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos e condutividade.

Água afluyente à estação - turbidez,.

Água de lavagem do filtro nº 3 - pH, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos, condutividade, sólidos totais e sólidos suspensos, DQO e COT.

Água sobrenadante - pH, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos, condutividade, cloretos, sulfatos, manganês, ferro e alumínio, sólidos totais e sólidos suspensos.

As análises de cor, cloretos, sulfatos, ferro, manganês e alumínio, foram realizadas através do espectrofotômetro Hach D/R 2000. Os reagentes para as determinações, eram todos elaborados pela própria Hach, a metodologia também obedece as orientações da empresa, que são simplificações do Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater - APHA WPCF. Pelo motivo informado acima não estamos detalhando ou descrevendo os métodos.

O procedimento das outras análises são mencionados à seguir. Abaixo também há um resumo do significado de cada análise estudada.

4.4.1 Turbidez

A turbidez é uma medida da resistência da água à passagem da luz, causada pela presença de materiais em suspensão, tais como argila, sílica, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida em organismos microscópicos. Esses materiais ocorrem em tamanhos diversos, variando desde as partículas maiores que se depositam até partículas que permanecem em suspensão por muito tempo (partículas coloidais).

O método utilizado para medir a turbidez foi o nefelométrico (norma L 5.156 da CETESB-1978), que se baseia na leitura da intensidade da luz dispersa pela amostra em um ângulo de 90° com a direção da luz incidente, em relação à intensidade da luz dispersa por uma suspensão padrão nas mesmas condições.

A amostra é agitada para dispersar perfeitamente os sólidos e colocada em tubo de vidro até a marca indicada. O tubo com a amostra é inserido no lugar apropriado em um turbidímetro, no caso o utilizado foi o turbidímetro Hach modelo 2100P, cobrindo-se a amostra com o aparador. A leitura é feita diretamente.

4.4.2 Sólidos Suspensos

Os sólidos suspensos foram determinados através de filtração a vácuo em filtro de membrana de acetato de celulose (0,45 m) e posterior pesagem do filtro com o resíduo seco em estufa de 103°C a 105°C.

4.4.3 pH

O pH foi medido através de aparelho pH Metro Digital PG2000 da GEHAKA com calibração semi-automática.

4.4.4 Sólidos Totais

Os sólidos totais representam o conjunto de substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas (resíduos fixos) e em suspensão (sedimentáveis ou não). Utilizou-se o método gravimétrico, com prévia secagem das amostras após evaporação em estufa (103°C a 105°C). Para obtenção dos sólidos totais voláteis, os resíduos dos sólidos totais foram calcinados em mufla a 500°C 50°C.

4.4.5 Sólidos Sedimentáveis

Quantidade de material em suspensão que sedimenta por ação da força da gravidade, a partir de 1 litro de amostra que permanece por 30 minutos em cone de Imhoff.

Procedimento:

- colocar 1000 ml de amostra convenientemente agitada, medida em provetas, em cone de Imhoff;
- deixar em repouso durante 30 min;
- fazer a leitura na escala do cone de Imhoff em (ml/l).

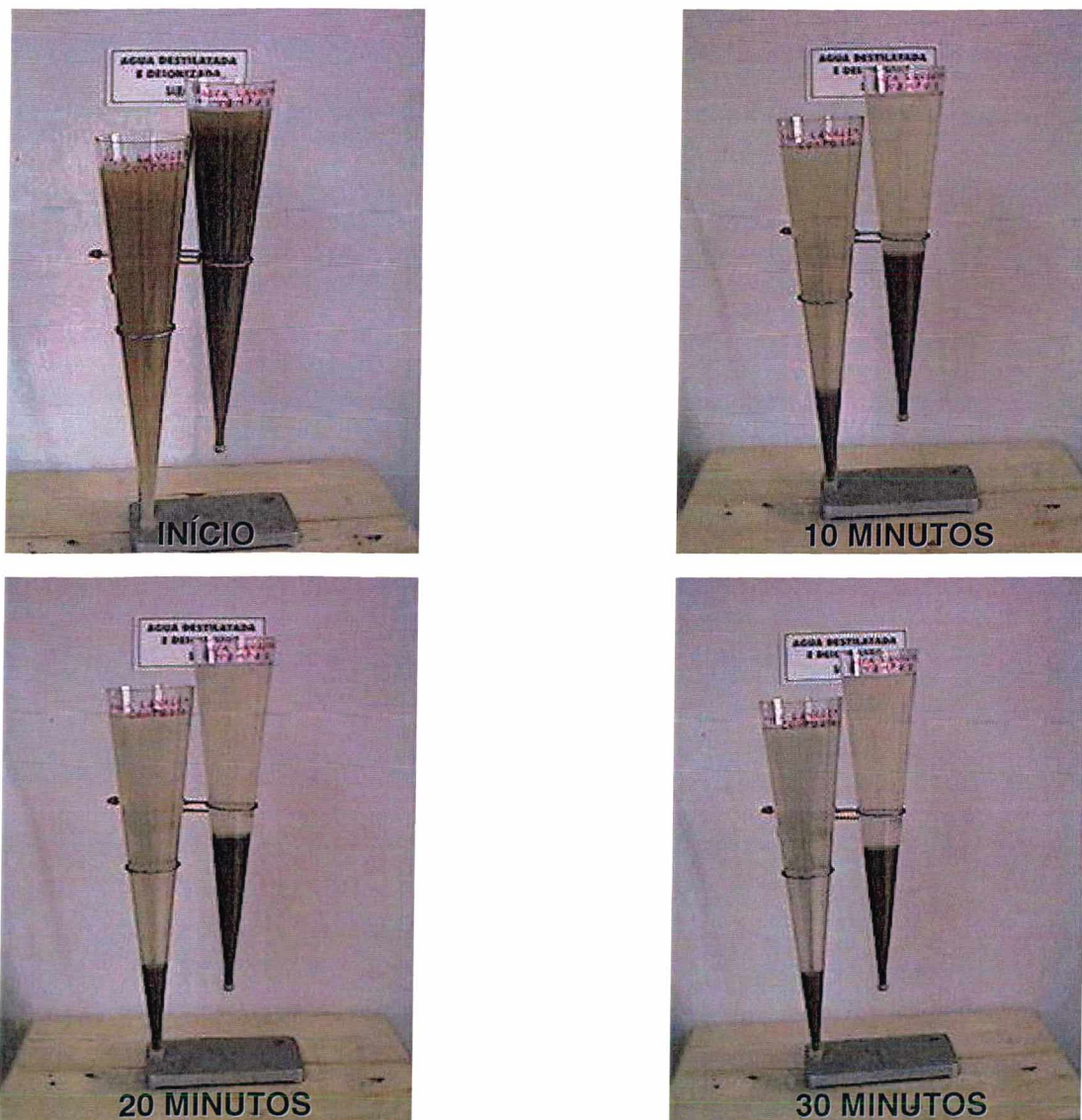


FIGURA 4.4 – Foto mostrando qualidade da água nos cones de Imhoff em diferentes tempos de sedimentação.

4.4.6 Sólidos Totais Dissolvidos e Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica depende da quantidade de sais dissolvidos na água e é aproximadamente proporcional à sua quantidade. Sua determinação permite obter uma estimativa rápida do conteúdo de sólidos totais dissolvidos de uma amostra, que representa a medida de íons na água. Os valores foram registrados através de um condutivímetro da marca Orion modelo 115, calibrado com uma solução especificada pelo próprio fabricante.

As análises de cor, cloretos e sulfatos, ferro, manganês e alumínio, foram realizadas através do espectrofotômetro Hach D/R 2000

4.4.7 Cor

A água pura é virtualmente ausente de cor. A presença de substâncias dissolvidas ou em suspensão altera a cor da água, dependendo da quantidade e da natureza do material presente. A cor na água normalmente é devida a ácidos húmicos e tanino, originados da decomposição de vegetais e, assim não representa risco algum a saúde. A cor é sensível ao pH. A sua remoção é mais fácil a pH baixo e ao contrário quanto maior o pH mais intensa é a cor.

4.4.8 Cloretos e Sulfatos

Além dos bicarbonatos, sais dissolvidos como cloretos e sulfatos, e outros em menor quantidade, caracterizam os sólidos totais dissolvidos. A presença de cloretos pode indicar alguma forma de poluição, apesar de, em algumas regiões do Brasil, próximas ao litoral, ocorrer a presença excessiva de cloretos sem que haja contaminação pelo ser humano. Ademais de conferir sabor salino às águas, teores elevados de cloretos podem interferir na coagulação, sendo 250 mg/l o valor máximo admitido. Não obstante os problemas relacionados à dureza, teores elevados de sulfatos causam efeitos laxativos mais acentuados que outros sais. O teor máximo de sulfatos admitido nas águas destinadas ao consumo humano é de 250 mg/l.

4.4.9 Ferro e Manganês

Geralmente, nas águas, o ferro solúvel está associado a bicarbonatos e cloretos; a presença de ferro não causa problemas no ser humano, porém, quando oxidado, traz inconvenientes sérios, com formação do precipitado, provocando manchas em sanitários e roupas e favorecendo crescimento da bactéria Chrenotrix. O manganês apresenta problemas semelhantes aos do ferro, porém, é de mais difícil remoção, pois a formação do precipitado (MnO_2) ocorre para valores de pH relativamente altos (geralmente, maior que 8), o que poderá dificultar a coagulação.

4.4.10 Alumínio

Constituinte inorgânico da água afeta a absorção de fósforo nos seres humanos e animais, portanto, a água deve ser tratada periodicamente.

4.4.11 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As amostras para Demanda Química de Oxigênio foram preservadas com ácido sulfúrico, mantendo o $pH \leq 2$ e estocadas sob refrigeração para posterior análise pelo método colorimétrico, em refluxo fechado, utilizando um espectrofotômetro HACH DR/4000 U.

4.4.12 Carbono Orgânico Total Dissolvido (COT_D)

Carbono Orgânico Total Dissolvido entende-se como uma fração do Carbono Orgânico Total (COT) que passa através de filtração a vácuo em filtro de membrana de acetato de celulose de $0,45 \mu m$. As amostras foram preservadas com ácido clorídrico, mantendo o $pH \leq 2$ e estocadas sob refrigeração, em frasco âmbar, para posterior análise. As análises foram realizadas no aparelho TOC-5000A, marca SHIMADZYU, através de NPOC (Carbono Orgânico Não Purgável) no LIMA, UFSC.

4.5 Quantificação e Qualificação de Coliformes

A quantificação dos Coliformes Totais e *E. coli* foi realizada através da técnica do Substrato Definido, Colilert[®]. É um método enzimático que em apenas 24 horas possibilita a confirmação dos resultados qualitativos e quantitativos, simultaneamente para Coliformes Totais e *Escherichia coli*, num mesmo recipiente.

Os materiais e equipamentos necessários à realização do exame são os seguintes: reagentes Colilert[®], frascos esterelizados, cartelas, seladora, incubadora à $35 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$, e lâmpada UV fluorescente. As cartelas são recipientes repartidos em 51 compartimentos para possibilitar a quantificação, que acondicionam a amostra com o reagente.

Na realização do exame, primeiramente o reagente foi adicionado à 100 mL da amostra contida em frasco esterilizado. Em seguida, a mistura foi transferida para uma cartela, que foi fechada em uma seladora. A cartela foi colocada em incubadora à $35 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$, por um período de 24 horas.

Após esse período, a cartela foi retirada da incubadora e feita a contagem dos compartimentos de coloração amarela, que indicam a presença de Coliformes Totais. Em seguida, a cartela foi colocada sob incidência da lâmpada UV fluorescente, e anotados os números de compartimentos fluorescentes, que indicam a presença de *E. coli*. De posse desses valores, foram consultadas tabelas desenvolvidas pelo fabricante, que quantificam em número mais provável (NMP) de coliformes.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Avaliação do volume de água tratada pela ETA e volume gasto para lavagem dos filtros

Com base nos relatórios mensais dos dados da ETA-Centro/ Brusque, foram verificados as variações do volume total de água tratada e o volume de água gasto na lavagem dos filtros, pelo período de 2000 e 2001. Esses dados são mostrados pelas tabelas 5.1 e 5.2.

TABELA 5.1 – Volume total de água tratada, volume de água para lavagem dos filtros e, porcentagem do volume de água para lavagem dos filtros em relação ao volume total de água tratada pela ETA-Centro/Brusque, no ano de 2000

ANO 2000	Volume total De água tratada (m³)	Volume de água para lavagem dos filtros (m³)	% da água para lavagem dos filtros em relação ao volume de água tratada
Jan	467683	3534	0,75
Fev	469254	3534	0,75
Mar	489288	3782	0,77
Abr	464360	3410	0,73
Mai	476547	3596	0,75
Jun	452770	3038	0,67
Jul	450647	3162	0,70
Ago	449287	3658	0,81
Set	402560	3162	0,79
Out	451117	3224	0,71
Nov	454703	2976	0,65
Dez	490863	3224	0,66
Média mensal	459923	3358	0,73

TABELA 5.2 – Volume total de água tratada, volume de água para lavagem dos filtros e, porcentagem do volume de água para lavagem dos filtros em relação ao volume total de água tratada pela ETA-Centro/Brusque, no ano de 2001

ANO 2001	Volume total De água tratada (m³)	Volume de água para lavagem dos filtros (m³)	% da água para lavagem dos filtros em relação ao volume de água tratada
Jan	516000	3348	0,65
Fev	482743	3162	0,66
Mar	537866	3472	0,65
Abr	480336	2976	0,62
Mai	470280	4340	0,92
Jun	443032	3906	0,88
Jul	428082	3472	0,81
Ago	446997	3906	0,87
Set	429037	3162	0,74
Out	447816	3534	0,79
Nov	458391	4154	0,91
Dez	477432	3844	0,81
Média mensal	468167	3606	0,77

Observa-se que para ETA-Centro/Brusque o volume de água gasto na lavagem dos filtros representa um valor entre 0,67 a 1% do volume de água tratada. Segundo GRANDIN (1992), os despejos provenientes da lavagem dos filtros representam de 1 a 5% do volume de água tratada. Para a AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS (ASCE) & AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA) (1996), a água de lavagem dos filtros geralmente representa um volume de 2 a 5% do volume total de água tratada em uma ETA. Na ETA Paiol, segundo SOUZA FILHO (1998) este volume era de 0,86% do volume de água tratada e na ETA Rio das Velhas (Belo Horizonte-MG), segundo

CASTRO (1997) a lavagem dos filtros representa um percentual de 0,96 a 1,62% da vazão afluyente à ETA.

A parcela de água de lavagem parece ser pequena em porcentagem, mas, se analisarmos o consumo em volume, verificamos que o que é gasto na ETA-Centro/Brusque poderia abastecer uma população de 15.000 a 20.000 habitantes.

5.2 Monitoramento da água afluyente (água bruta) e efluente (água filtrada) à ETA-Centro/Brusque

Paralelamente ao monitoramento do afluyente e efluente do filtro, foram coletadas amostras do afluyente (água bruta) e efluente (água filtrada) à ETA-Centro/Brusque, tendo sido efetuadas medidas de turbidez, cujos valores são encontrados nas tabelas A.01 contidas no anexo. Os resultados podem ser observados nos gráficos das figuras 5.1, 5.2, 5.3, 5.4 e 5.5.

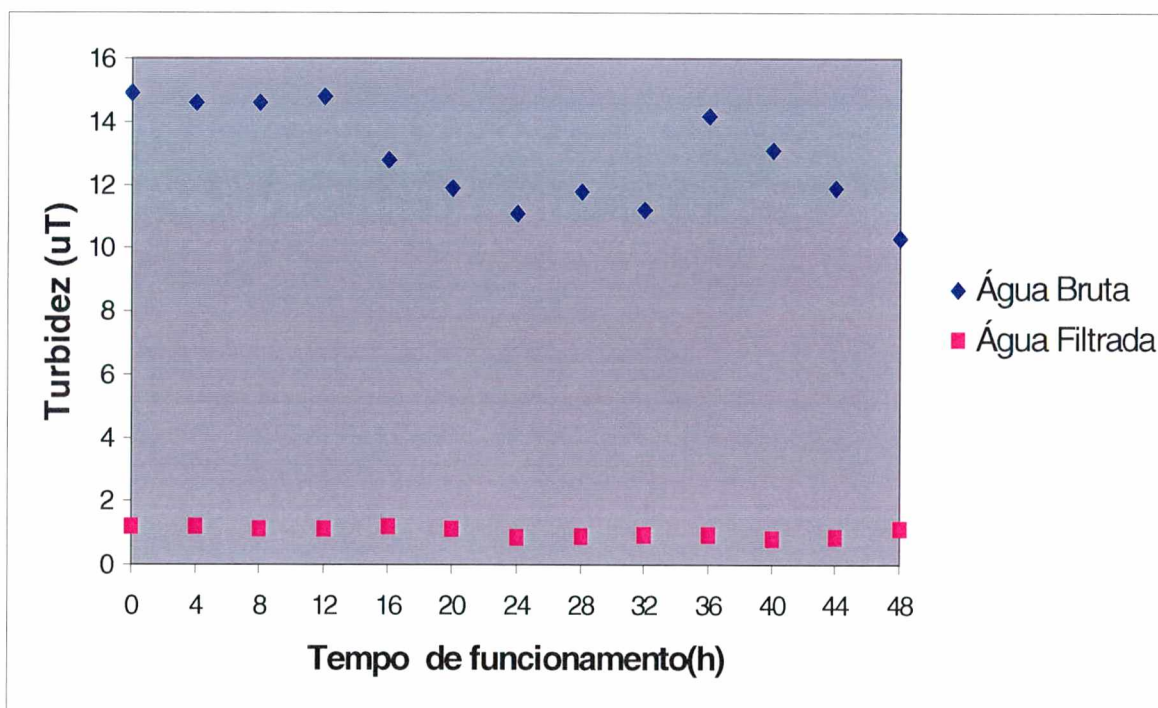


FIGURA 5.1 – Variação da turbidez presentes no afluyente (água bruta) e efluente (água filtrada) à ETA-Centro/Brusque durante 48 horas de funcionamento do 1º monitoramento

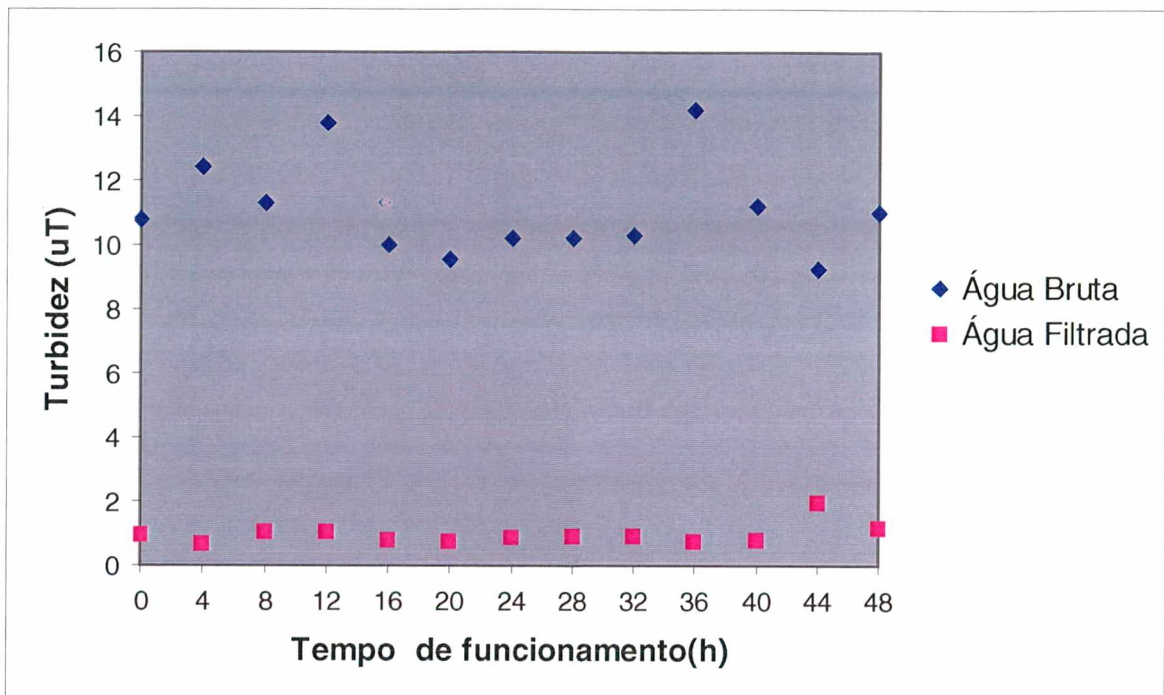


FIGURA 5.2 – Variação da turbidez presentes no afluente (água bruta) e efluente (água filtrada) à ETA-Centro/Brusque durante 48 horas de funcionamento do 2º monitoramento

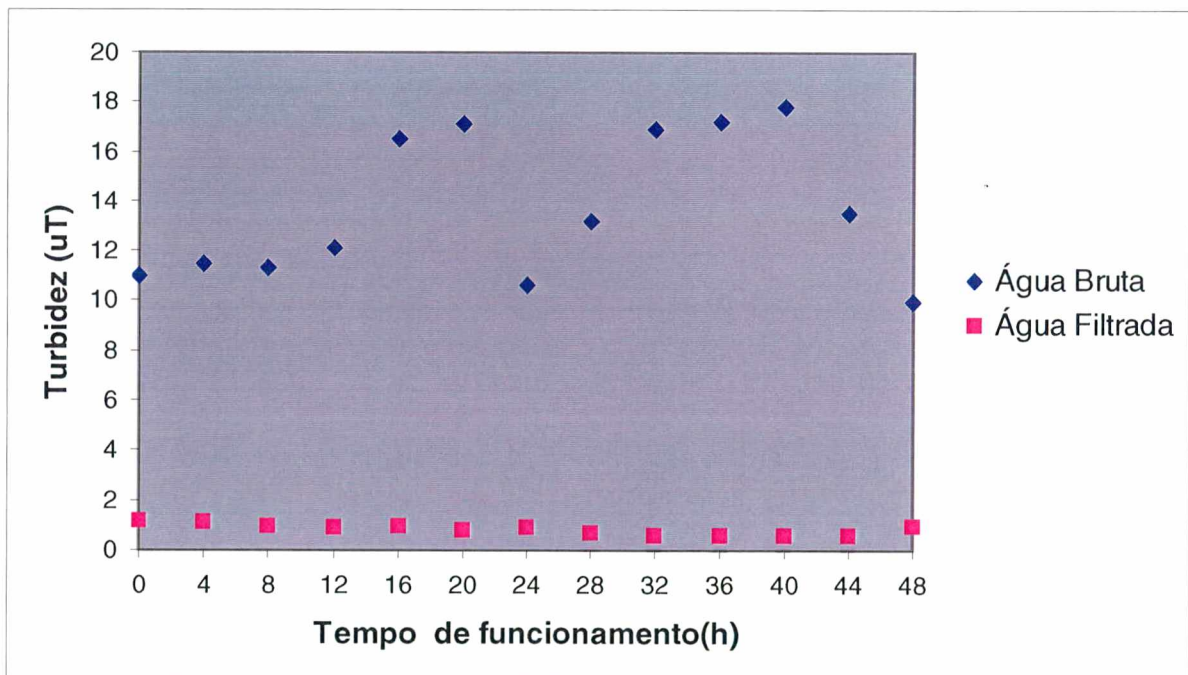


FIGURA 5.3 – Variação da turbidez presentes no afluente (água bruta) e efluente (água filtrada) à ETA-Centro/Brusque durante 48 horas de funcionamento do 3º monitoramento

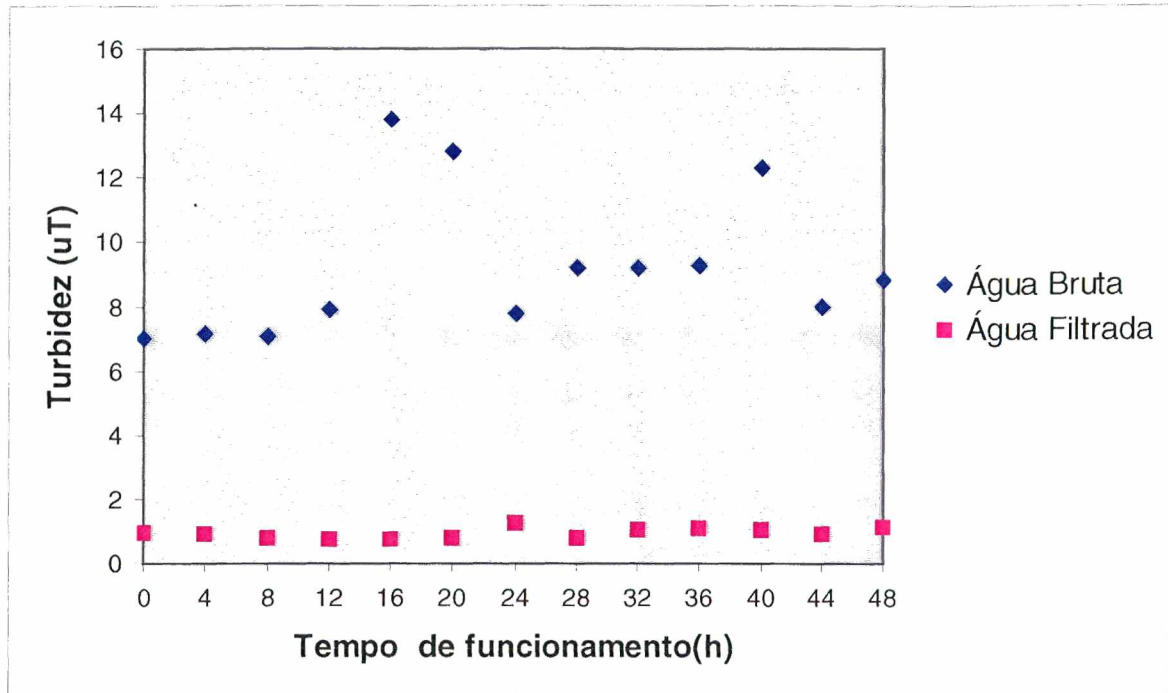


FIGURA 5.4 – Variação da turbidez presentes no afluente (água bruta) e efluente (água filtrada) à ETA-Centro/Brusque durante 48 horas de funcionamento do 4º monitoramento

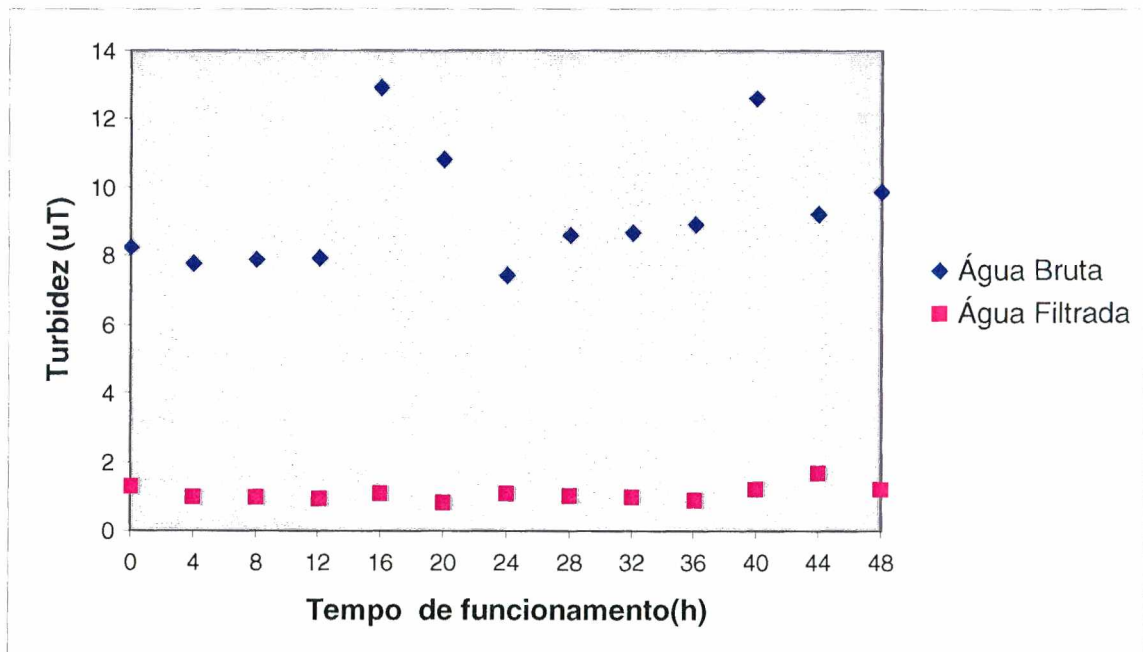


FIGURA 5.5 – Variação da turbidez presentes no afluente (água bruta) e efluente (água filtrada) à ETA-Centro/Brusque durante 48 horas de funcionamento do 5º monitoramento

Como é identificado na tabela A01 em anexo, os valores de turbidez da água bruta variaram de 7,2 a 17,8 uT enquanto que a turbidez da água filtrada variou de 0,6 a 1,94 uT durante os monitoramentos executados anteriormente a cada coleta de amostras.

Observa-se pelas figuras apresentadas que o efluente mantém a qualidade em termos de turbidez no decorrer de toda carreira de filtração sendo que alguns valores mais elevados de turbidez ocorreram durante período de chuvas.

5.3 Monitoramento da água afluyente ao filtro (água decantada) e água efluente (água filtrada) ao filtro

No período de 48 horas anteriores à coleta das amostras da lavagem do filtro nº 3 foi realizado o monitoramento da água afluyente (água decantada) e efluente (água filtrada) ao filtro com a análise de várias características físico-químicas .

As médias de turbidez no afluyente do filtro ficaram entre a faixa de 3,21 a 1,78 uT apesar de terem ocorrido picos durante o monitoramento que podem ser explicados por falhas na operação. Já o efluente do filtro manteve uma média entre 1,06 a 0,29 uT também com alguns picos de turbidez.

Os valores das análises físico-químicas obtidas durante o monitoramento do afluyente (água decantada) e efluente (água filtrada) do filtro podem ser observados nas tabelas A.02, A.03, A.04, A.05 e A.06 em anexo e a variação de turbidez é identificada nas figuras 5.6, 5.7, 5.8, 5.9 e 5.10.

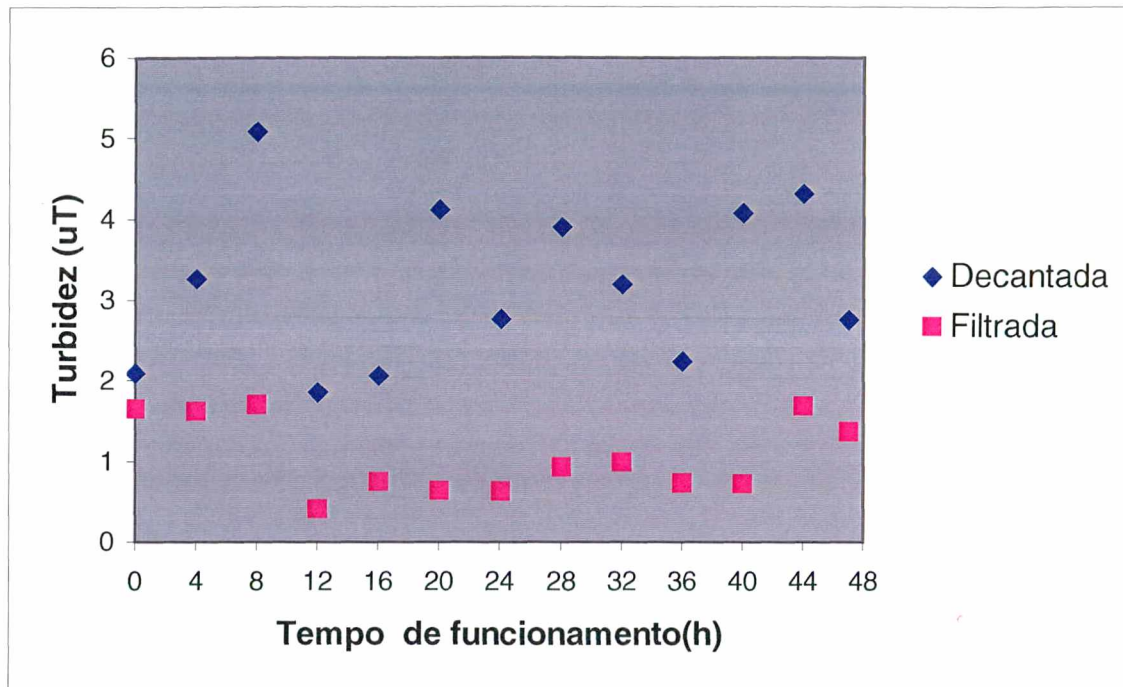


FIGURA 5.6 – Variação da turbidez presentes no afluente e efluente do filtro durante 48 horas de funcionamento do 1º monitoramento

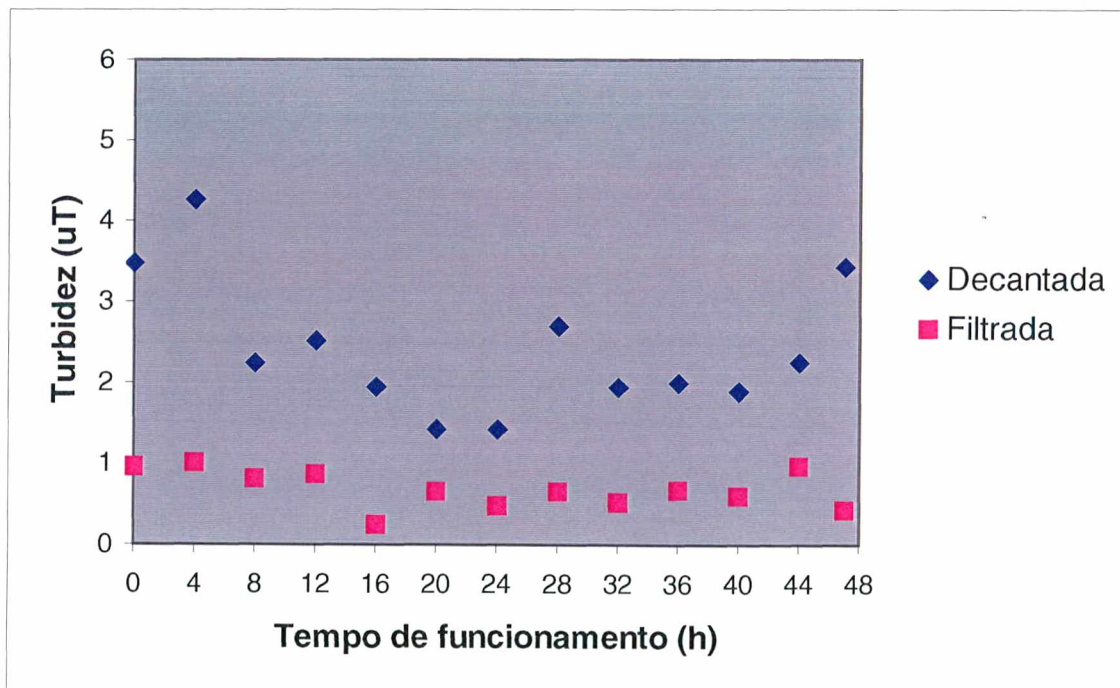


FIGURA 5.7 – Variação da turbidez presentes no afluente e efluente do filtro durante 48 horas de funcionamento do 2º monitoramento

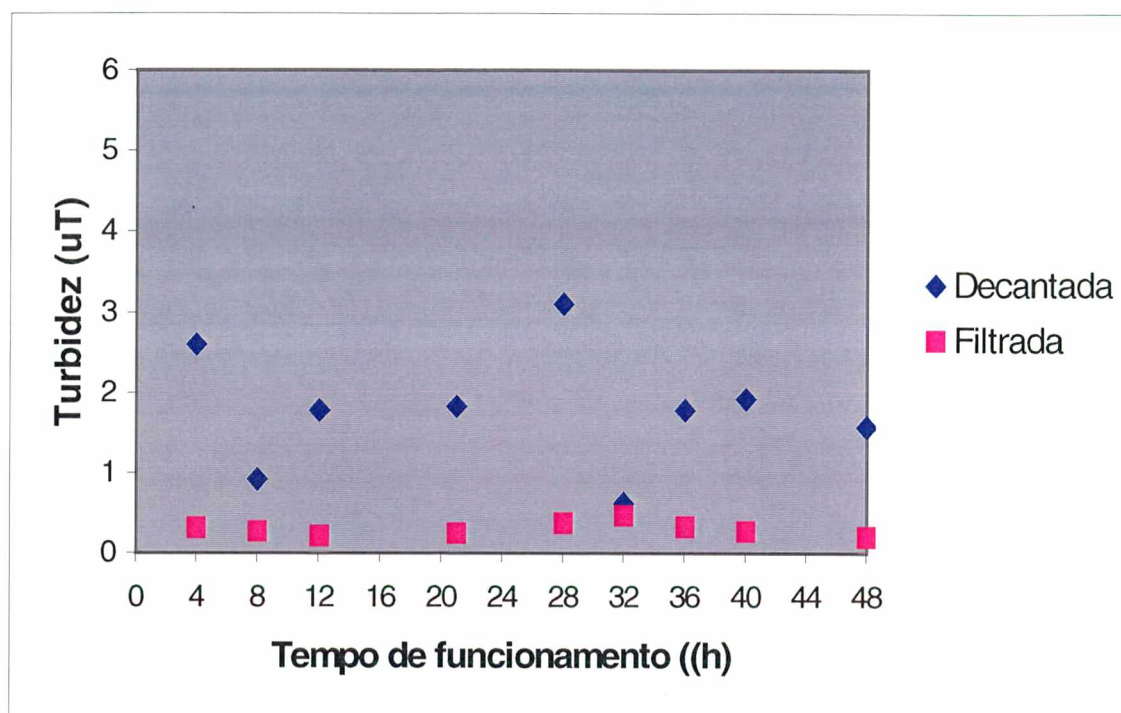


FIGURA 5.8 – Variação da turbidez presentes no afluente e efluente do filtro durante 48 horas de funcionamento do 3º monitoramento.

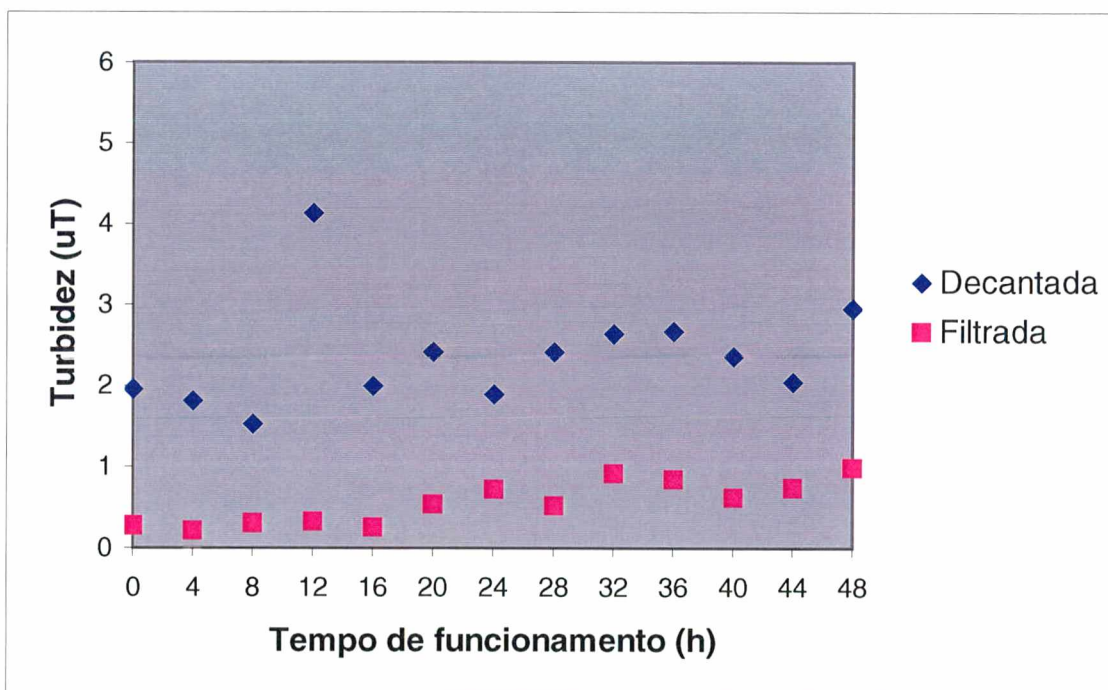


FIGURA 5.9 – Variação da turbidez presentes no afluente e efluente do filtro durante 48 horas de funcionamento do 4º monitoramento

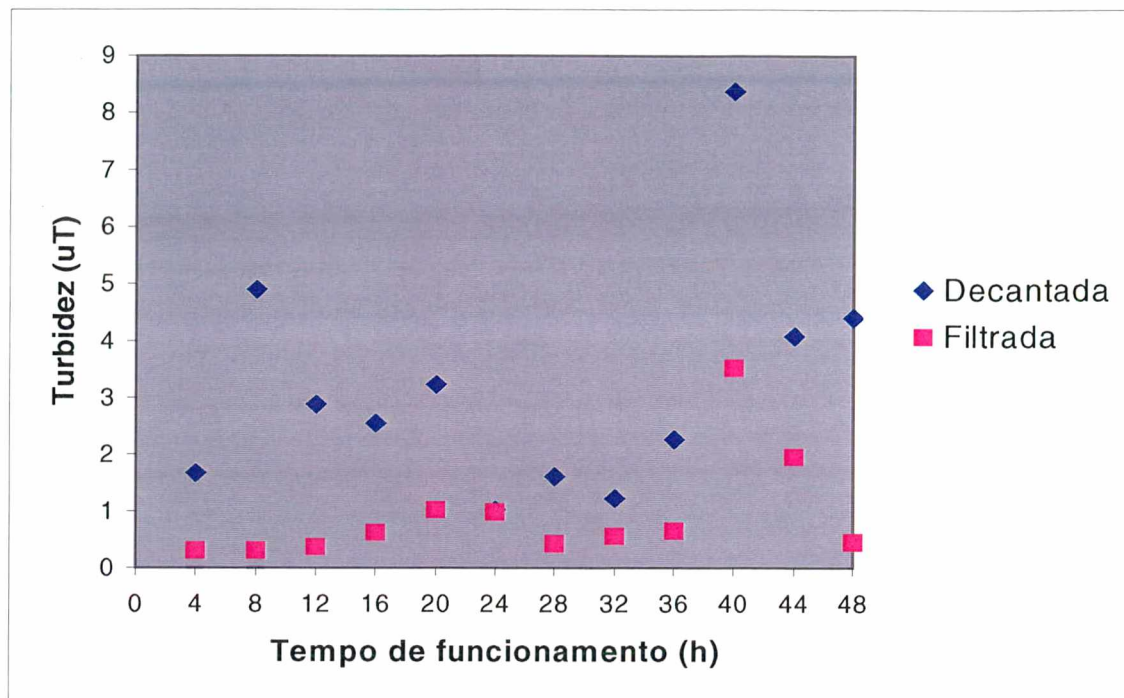


FIGURA 5.10 – Variação da turbidez presentes no afluente e efluente do filtro durante 48 horas de funcionamento do 5º monitoramento.

5.4 Análises da qualidade da água resultante da lavagem do filtro

TABELA 5.3 – Características da água de lavagem do filtro considerado durante cada coleta.

PARÂMETROS	ÁGUA DE LAVAGEM- Amostra Composta				
	1ª Coleta	2ª Coleta	3ª Coleta	4ª Coleta	5ª Coleta
Turbidez (uT)	50,3	74,8	197	46,9	183
Cor Aparente (uC)	227	375	1200	222	795
pH	7,29	7,15	7,04	7	7,31
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	86,5	91,8	90	93,2	111,7
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	43,1	45,9	45,4	46,7	55,9
Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	3	5	43	2	50

Na tabela 5.3 estão identificados os dados obtidos a partir da amostra composta, ou seja, de partes iguais das amostras coletadas no tempo 0, 2, 4, 6 e 8 minutos da lavagem do filtro após cada monitoramento.

Verifica-se que a ETA-Centro/Brusque apresentou uma turbidez variando de 46,9 a 197 uT para a água de lavagem analisada nestas 5 coletas. A variação grande entre os valores pode ser explicada devido não ser levado em consideração a perda de carga, para lavagem do filtro, que é feita a cada 2 dias. Esses valores estão de acordo com os relatados pela literatura, pois segundo GRANDIN (1992), a água de lavagem dos filtros pode apresentar turbidez da ordem de 200 uT.

5.5 Análises da qualidade da água resultante da lavagem do filtro em função do tempo de lavagem

Para maior caracterização da água de lavagem do filtro estudado foram realizadas análises a cada período de 2 minutos de lavagem, começando no tempo 0 até o tempo 8 minutos. Os valores obtidos nas análises da água de lavagem do filtro em função do tempo de lavagem podem ser observados nas tabelas A.07 a A.11, A.17 e A.18 do anexo.

Os valores do pH mantiveram-se estáveis durante o período de lavagem do filtro entre a faixa de 6,8 à 7,6 conforme figura 5.11. Os mesmos valores de pH foram observados durante todos monitoramentos

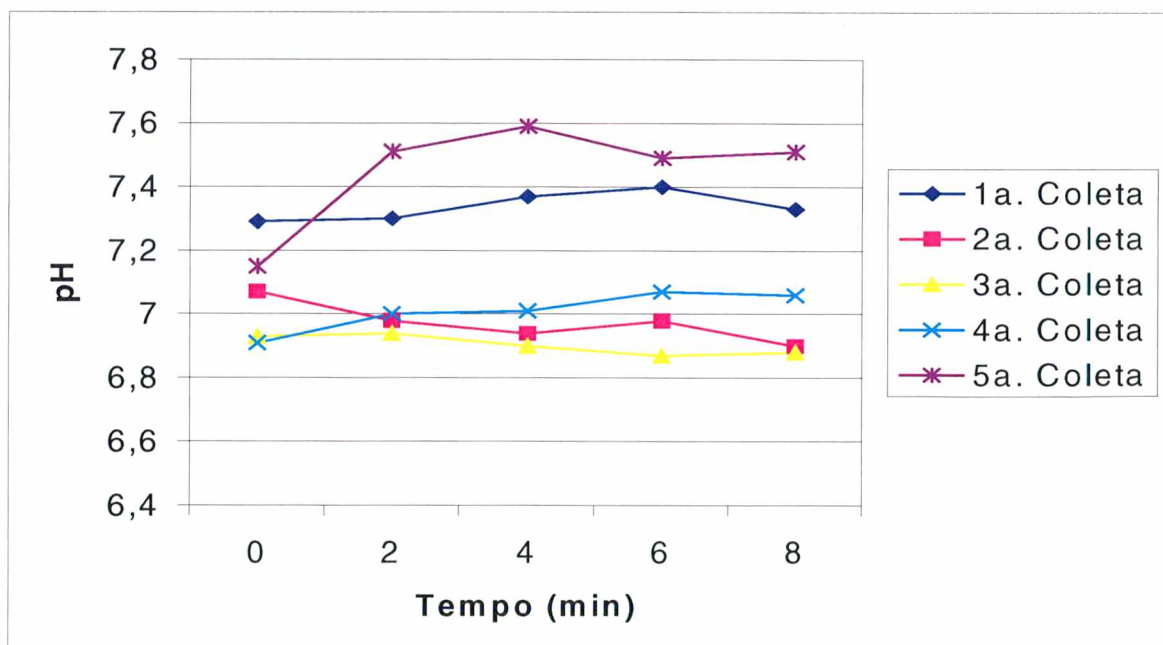


FIGURA 5.11 – Variação do pH em cada coleta em função do tempo de lavagem do filtro.

Como o pH manteve-se em uma faixa neutra em todas análises realizadas podemos considerar que o mesmo não possuiu influência nenhuma na alteração dos dados.

Através das análises das tabelas A.07 a A.11 pode-se verificar que a turbidez e cor máxima da água de lavagem ficaram em torno de 200 uT e 1200 uC, respectivamente na amostra composta. Os picos superiores a 1100 uT para turbidez e 4100 uC para cor no início do processo de lavagem no 3º e 5º monitoramento podem ser explicados por falhas no processo de coleta .

Observa-se através das figuras 5.12 e 5.13 que após os 2 primeiros minutos de lavagem os valores de turbidez e cor passam a acompanhar a queda das outras coletas de menor valor de turbidez e cor inicial o que deixa claro a falha na coleta do 3º e 5º monitoramento. A queda continua chegando após 8 minutos de lavagem a uma faixa de turbidez entre 5 a 10 uT e de cor entre 20 e 40 uC.

Após o 4º minuto de lavagem verifica-se que o ganho na qualidade da água é pequeno. Dos 87,4 a 99,2 % de redução da turbidez nos primeiros 4 minutos de lavagem diminuí-se para 4,9 a 0,2 % de redução nos últimos 4 minutos de lavagem do filtro.

Estudos realizados pela SEREC (1987) mostram picos de turbidez de 250 uT para ETA Guaraú, dois minutos e meio após o início de lavagem.

Nesse estudo a SEREC afirma que a parcela preponderante da descarga dos sólidos ocorre conforme a ETA, nos 2 a 5 minutos iniciais de lavagem e que nos tempos posteriores quase não são removidos mais sólidos, mostrando que lavagens prolongadas somente têm o efeito de gastar água desnecessariamente.

Como pode ser visto nas figuras 5.12 e 5.13, pelos dados obtidos na ETA-Centro/Brusque durante as 5 coletas realizadas, torna-se dispendioso manter a lavagem do filtro por um tempo muito superior aos 4 ou 5 minutos.

Como mencionado anteriormente, o volume de água que é necessária para fazer a lavagem dos filtros durante um mês na ETA-Centro/Brusque poderia abastecer uma população de aproximadamente 15 a 20 mil habitantes.

Além disto, o custo das lavagens torna-se um fator importante no cálculo do metro cúbico da água , pois as lavagens dos filtros ocorrem com água filtrada e

tratada pela ETA, depois de terem sido bombeadas para um reservatório elevado para atingir a pressão necessária para limpeza dos filtros da ETA.

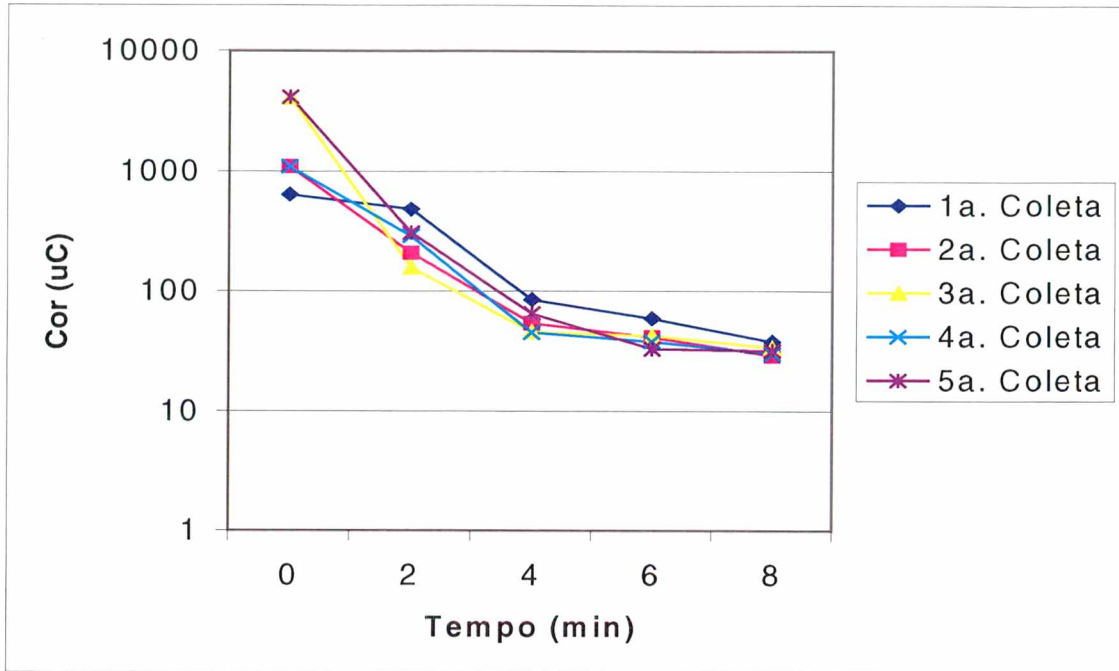


FIGURA 5.12 – Variação da Cor em cada coleta em função do tempo de lavagem do filtro.

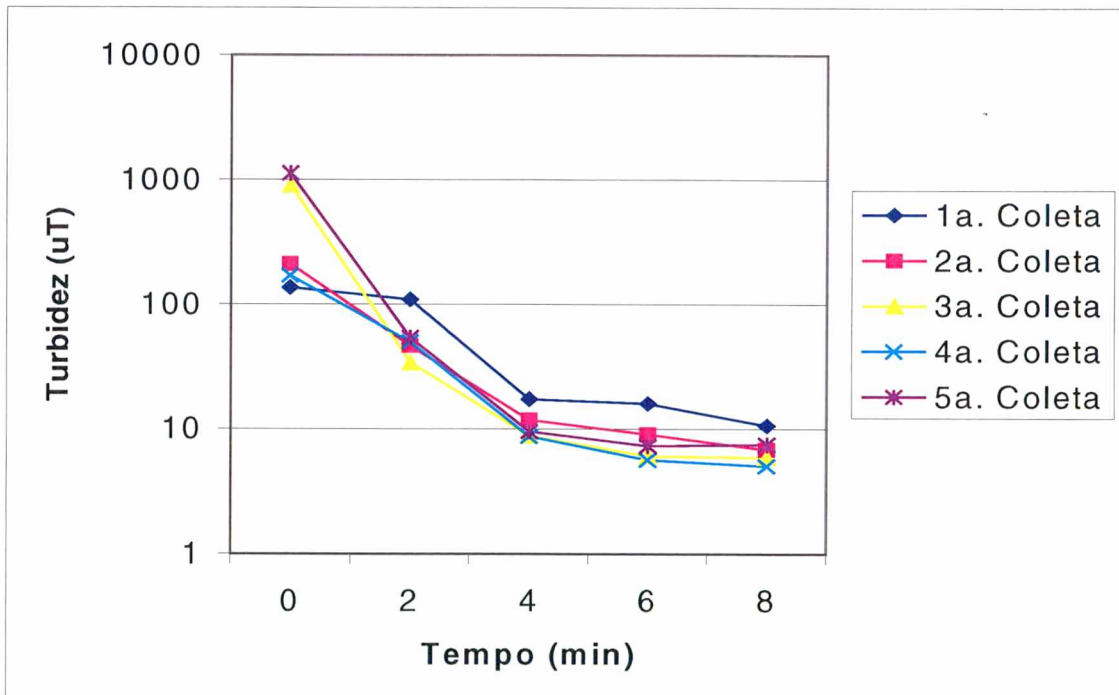


FIGURA 5.13 – Variação da Turbidez em cada coleta em função do tempo de lavagem do filtro.

5.6 Ensaio de clarificação em Cone Imhoff da água de lavagem sem adição de polímeros

Na figura 5.14 pode ser verificado a variação do volume de sólidos sedimentáveis na água de lavagem do filtro estudado em relação ao tempo de lavagem do filtro após um tempo de sedimentação de 30 minutos em cone Imhoff.

O maior volume de sólidos logicamente é observado no início da lavagem do filtro e chegou ao valor máximo de 250 ml/L nas 5 coletas realizadas. Já aos 2 minutos de lavagem do filtro verifica-se uma grande queda no volume de sólidos chegando aos 4 minutos a valores inferiores a 1 ml/L. Como os sólidos sedimentáveis estão ligados aos valores de cor e turbidez verifica-se que acontece o mesmo processo analisado anteriormente, com a queda brusca dos sólidos nos primeiros 4 minutos de lavagem do filtro e queda lenta nos 4 minutos subsequentes.

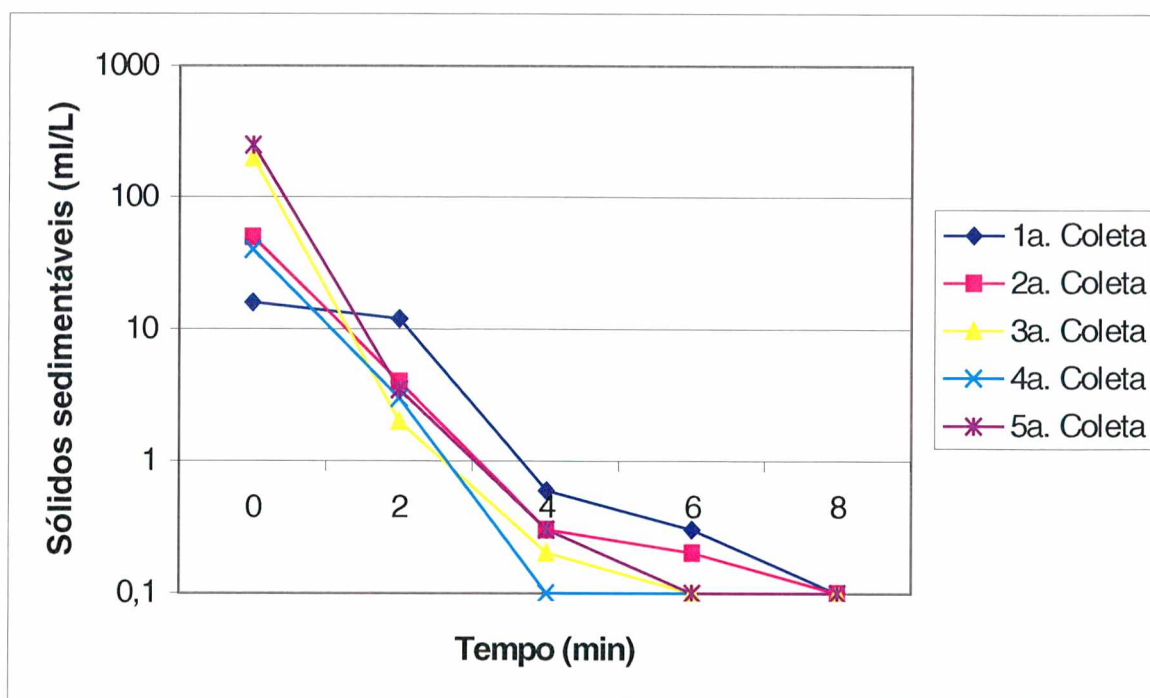


FIGURA 5.14 – Curva logarítmica dos sólidos sedimentáveis presentes em cada coleta em função do tempo de lavagem do filtro.

5.7 Análises do sobrenadante da água de lavagem do filtro após clarificação por sedimentação em cone Imhoff por 30 minutos sem adição de polímeros

Na tabela 5.4 estão os valores obtidos nas análises realizadas com a amostra composta que foram coletadas durante os 5 monitoramentos.

Através dos dados obtidos consegue-se perceber a grande diferença entre a amostra propriamente dita e o sobrenadante da amostra após 30 minutos de sedimentação.

Isto fica bem evidente nos gráficos 5.15 e 5.16 que apresenta a variação da turbidez e da cor antes e após a clarificação por sedimentação da água de lavagem do filtro, respectivamente.

TABELA 5.4 – Características do sobrenadante da água de lavagem do filtro considerado durante cada coleta após clarificação por sedimentação em cone Imhoff por 30 minutos (amostra composta).

PARÂMETROS	ÁGUA DE LAVAGEM – Amostra Composta				
	1 ^a Coleta	2 ^a Coleta	3 ^a Coleta	4 ^a Coleta	5 ^a Coleta
Turbidez (uT)	3,32	11,3	14	11,5	16,1
Cor Aparente (uC)	14	60	85	67	84
pH	7,35	7,47	7,58	7,57	7,52
Condutividade (µS/cm)	81,5	92,6	91,3	107,6	113,8
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	41,2	46,4	47,3	54,5	55,8
Cloretos	9,9	7,9	11,6	12,5	15,2
Sulfatos	12	10	10	11	17
Metais (mg/L):					
Fe	0,18	0,75	0,23	0,89	1,06
Al	0,19	0,39	0,47	0,66	0,88
Mn	0,5	0,2	0,9	0,1	0,4

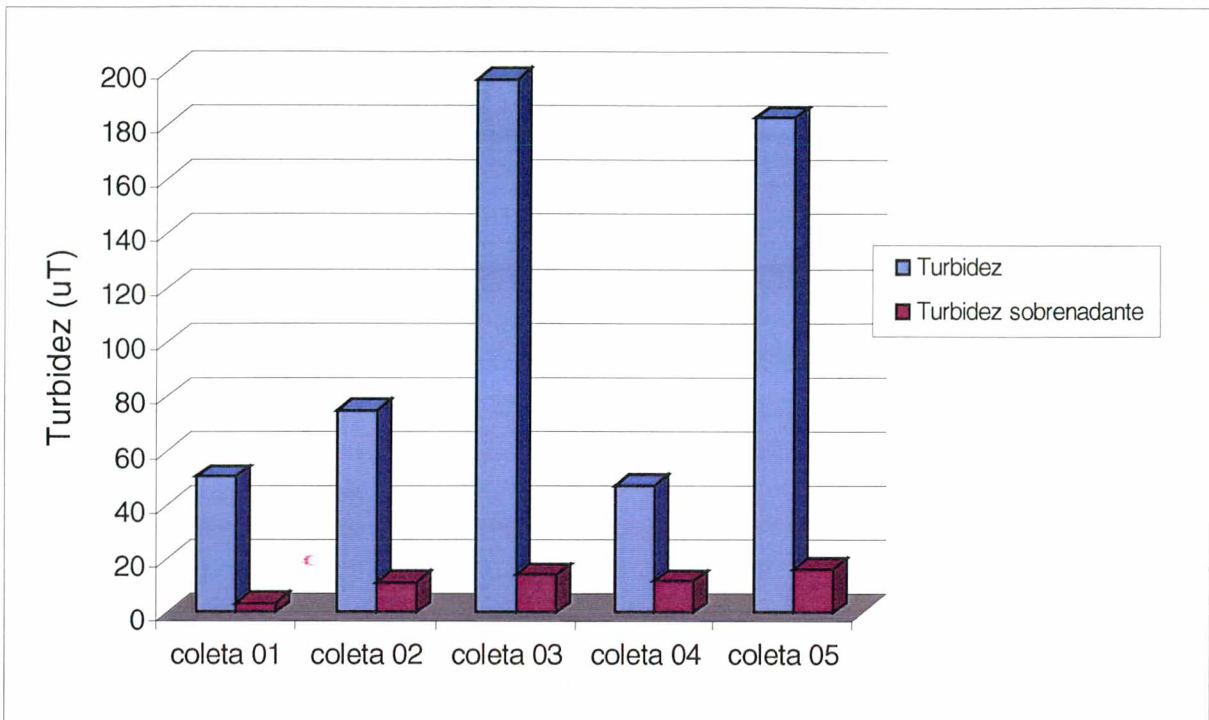


FIGURA 5.15 – Valores de Turbidez da água de lavagem e do sobrenadante da água de lavagem do filtro em função das coletas realizadas.

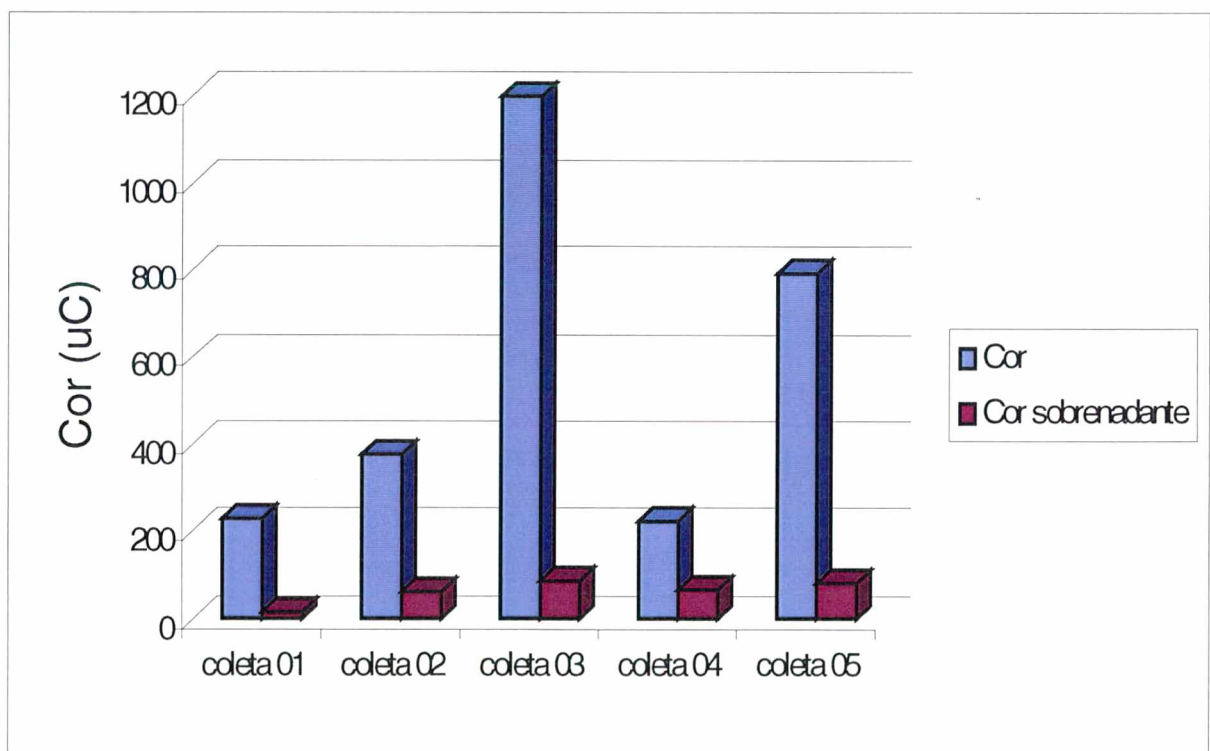


FIGURA 5.16 – Valores de Cor da água de lavagem e do sobrenadante da água de lavagem do filtro em função das coletas realizadas.

Como pode ser verificado nos gráficos 5.17 e 5.18 a turbidez e cor remanescentes tiveram em duas amostras valores mais baixos no tempo inicial do que há dois minutos de lavagem, este fato, pode ser explicado por duas hipóteses, uma seria um erro de leitura ou ainda mais provável pode ser pelo fato que no início da lavagem os despejos possuíam flocos mais pesados ocasionando uma sedimentação mais rápida que no tempo 2 minutos em diante.

Como visto anteriormente também nas análises do sobrenadante fica evidente o comportamento da qualidade da água em função do tempo de lavagem.

Se compararmos os valores de turbidez da água de lavagem após clarificação por sedimentação da figura 5.17 com os valores da água bruta aduzida a estação constatamos que após 30 minutos de condicionamento poderíamos recuperar uma grande parte desta água de lavagem para recirculação como água bruta.

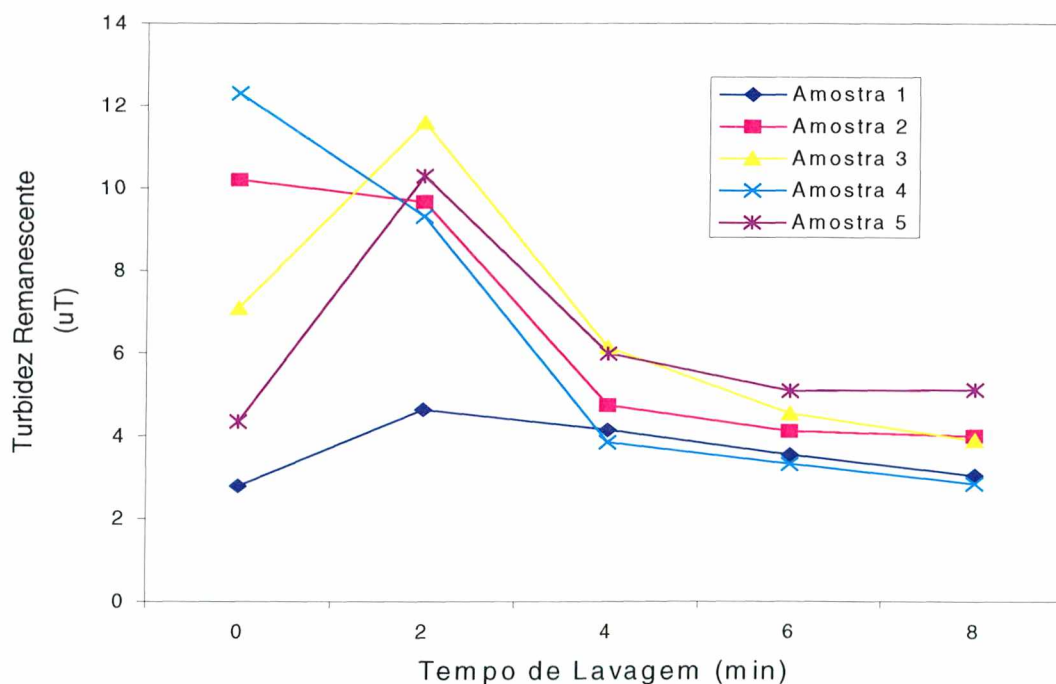


FIGURA 5.17 – Turbidez Remanescente após clarificação por sedimentação em cone Imhoff em função do tempo de lavagem.

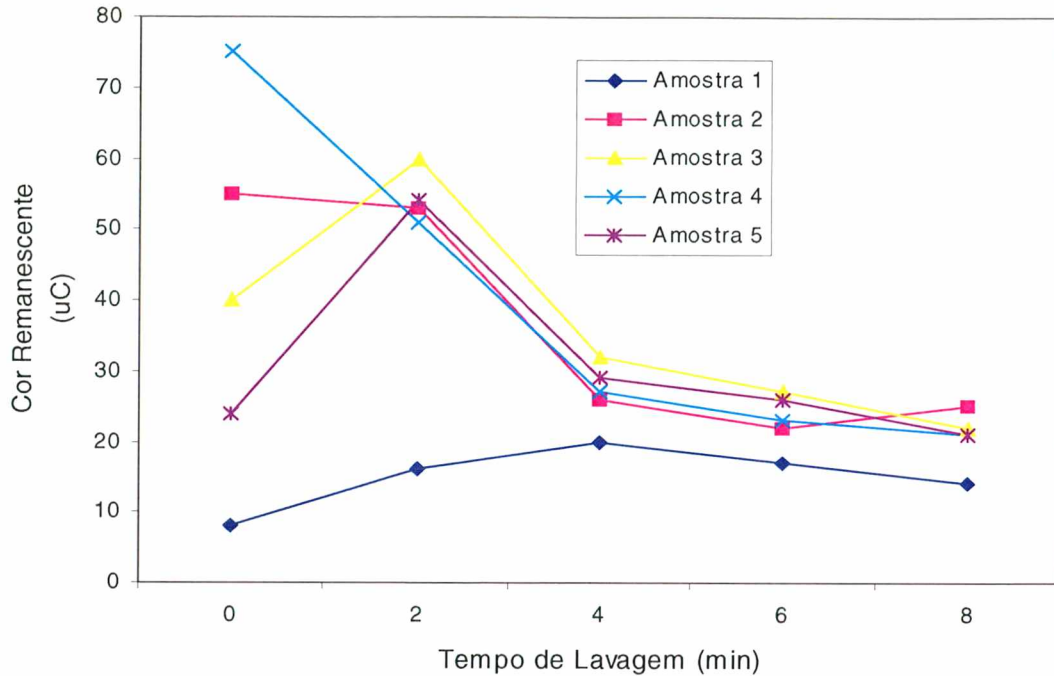


FIGURA 5.18 – Cor Remanescente após clarificação por sedimentação em cone Imhoff em função do tempo de lavagem.

Na tabela 5.5 verifica-se a turbidez da água de lavagem em função do tempo de lavagem antes e após clarificação por sedimentação em cone Imhoff e a porcentagem remanescente de turbidez.

Analisando os dados podemos afirmar que a maior redução de turbidez na clarificação ocorreu com as amostras coletadas no início da lavagem do filtro, o que pode ser explicado, como visto anteriormente, pelo tamanho dos flocos liberados no primeiro momento da lavagem. A porcentagem de turbidez remanescente ficou em uma faixa de 0,39 a 7,24% no início da lavagem enquanto que aos 8 minutos de lavagem passou os 68 %.

Nos gráficos das figuras 5.19 e 5.20 têm-se os valores dos cloretos e sulfatos remanescentes no sobrenadante da água de lavagem para as diferentes amostras coletadas e em função do tempo de lavagem e pode-se verificar que os valores não tem grandes variações ficando na faixa de 7 a 15 mg/L de sulfatos e de 6 a 15 mg/L de cloretos.

TABELA 5.5 – Valores de turbidez da água de lavagem, sobrenadante da água de lavagem após clarificação e porcentagem de turbidez remanescente.

Amostra	Tempo (min)	Turbidez Água de lavagem (uT)	Turbidez Sobrenadante (uT)	Porcentagem Turbidez Remanescente (%)
Amostra 1	0	137	2,81	2,05
	2	109	4,65	4,27
	4	17,3	4,15	23,99
	6	16	3,56	22,25
	8	10,6	3,04	28,68
Amostra 2	0	210	10,2	4,86
	2	46,6	9,67	20,75
	4	11,8	4,74	40,17
	6	9,06	4,12	45,47
	8	6,79	4,01	59,06
Amostra 3	0	902	7,11	0,79
	2	33,9	11,6	34,22
	4	8,84	6,16	69,68
	6	6,06	4,55	75,08
	8	5,9	3,9	66,10
Amostra 4	0	170	12,3	7,24
	2	49,8	9,32	18,71
	4	8,68	3,84	44,24
	6	5,64	3,33	59,04
	8	5,04	2,86	56,75
Amostra 5	0	1120	4,34	0,39
	2	54,3	10,3	18,97
	4	9,54	5,99	62,79
	6	7,32	5,1	69,67
	8	7,47	5,13	68,67

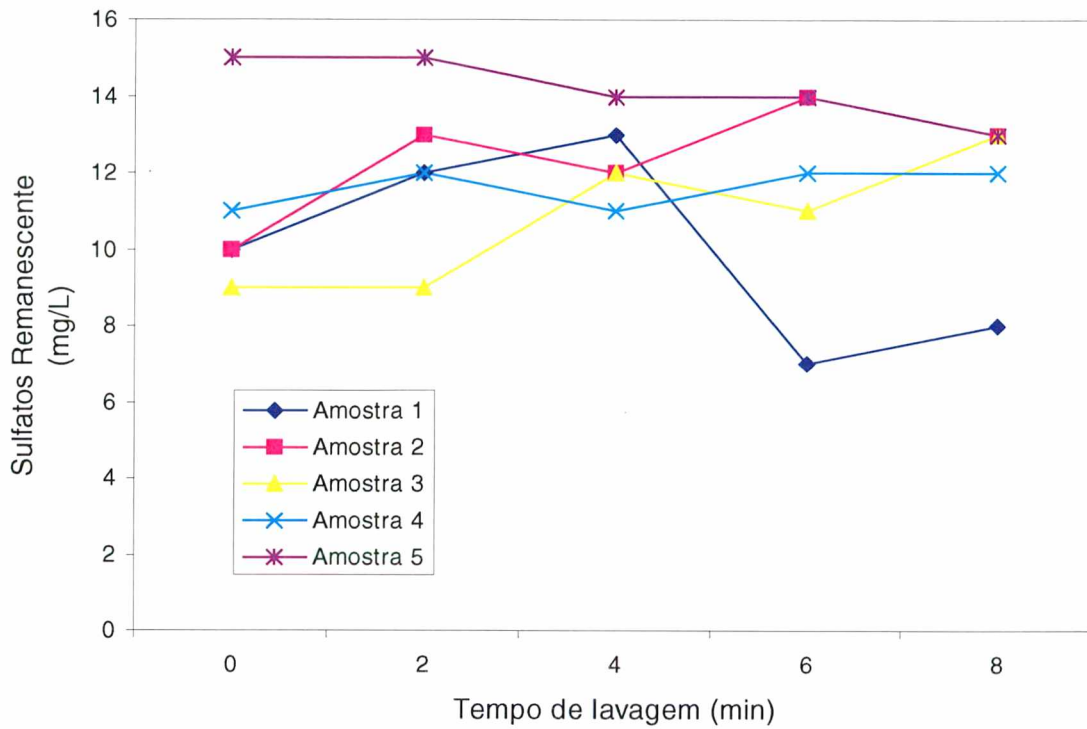


FIGURA 5.19 – Sulfatos Remanescente após clarificação por sedimentação em cone Imhoff em função do tempo de lavagem

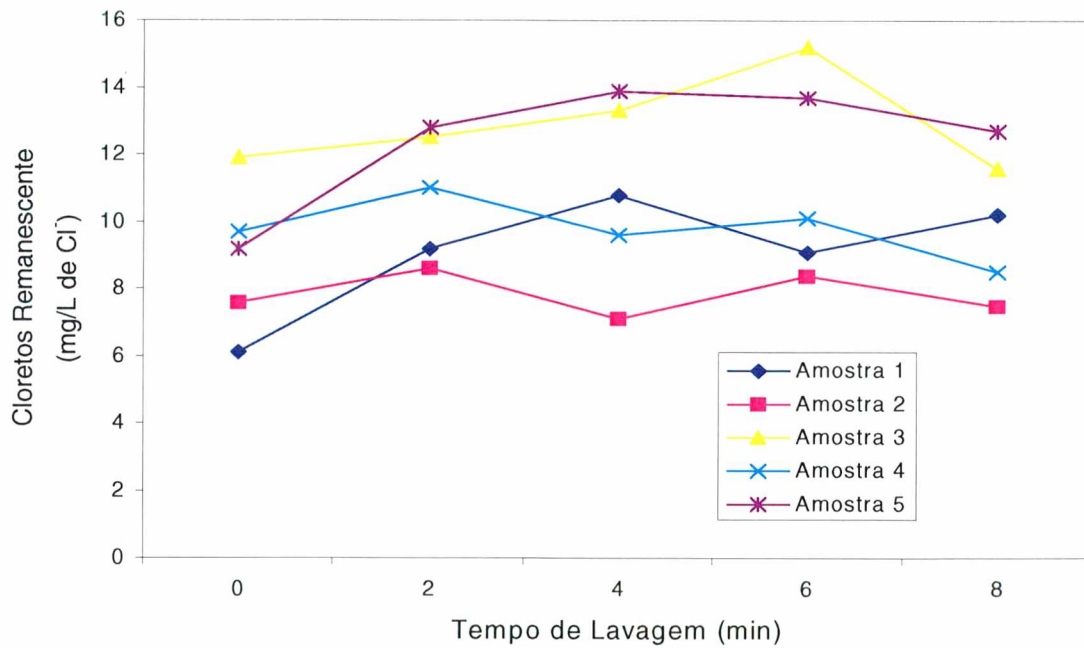


FIGURA 5.20 – Cloretos Remanescente após clarificação por sedimentação em cone Imhoff em função do tempo de lavagem

Nas figuras 5.21, 5.22 e 5.23 podemos visualizar o comportamento dos metais remanescentes após clarificação por sedimentação da água de lavagem em função do tempo de lavagem e é claro que a maior parte desses metais está diretamente ligado a presença de turbidez, com isso, eles tendem a ter o mesmo comportamento da turbidez já anteriormente vista.

O manganês remanescente atingiu valor máximo de 1 mg/L no início da lavagem da amostra 4 e caiu para valores abaixo de 0,3 mg/L, valores bem aceitáveis. O ferro também não teve valores superiores a 1,14 mg/L chegando no sobrenadante da água final da lavagem a atingir valores inferiores a 0,15 mg/L. A faixa em que o alumínio se manteve foi de 0,61 mg/L a 0,13 mg/L.

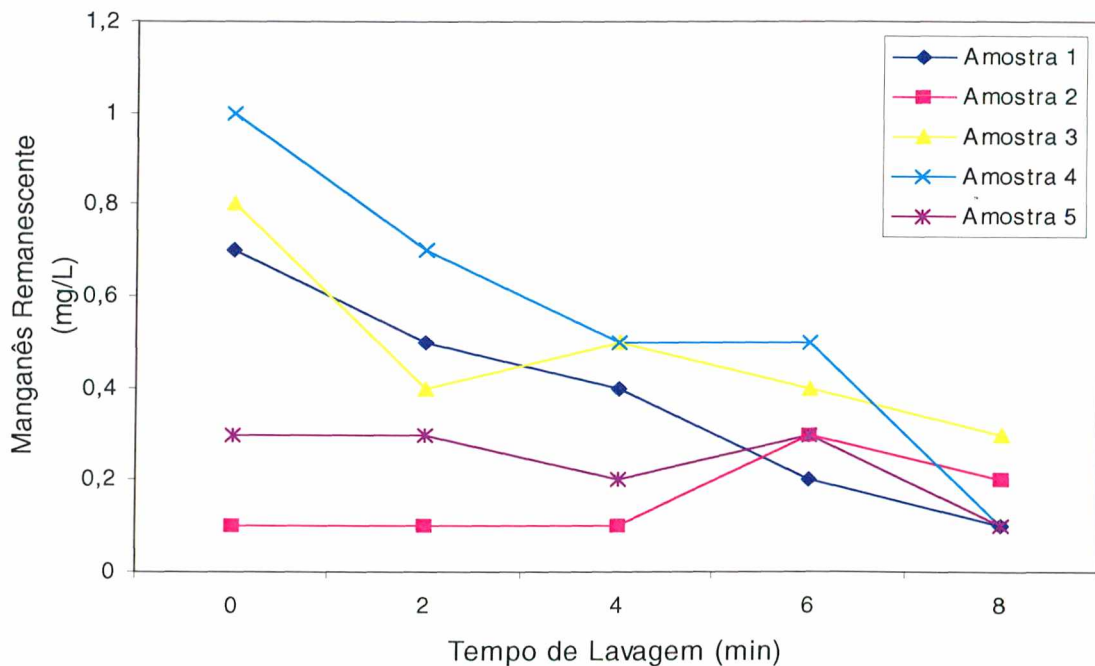


FIGURA 5.21 – Manganês Remanescente após clarificação por sedimentação em cone Imhoff em função do tempo de lavagem

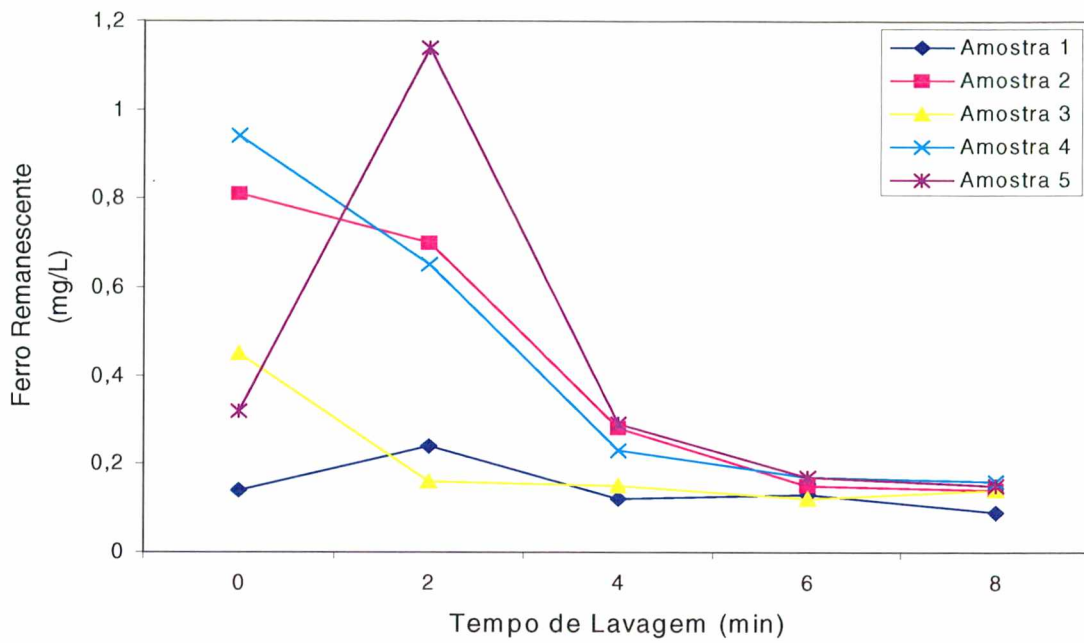


FIGURA 5.22 – Ferro Remanescente após clarificação por sedimentação em cone Imnhoff em função do tempo de lavagem

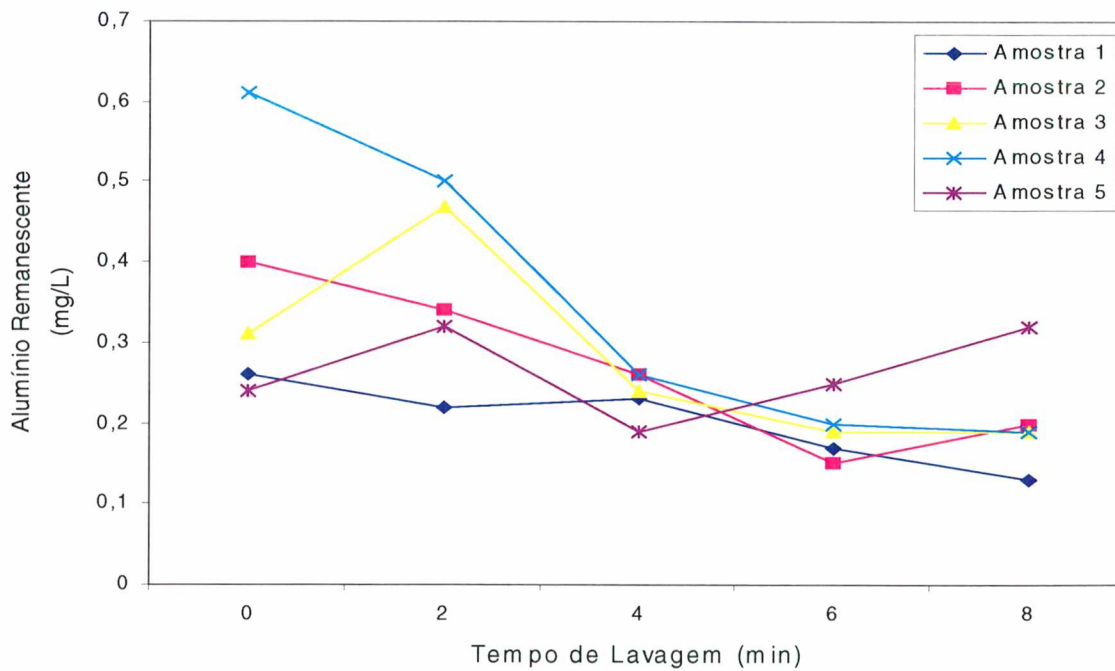


FIGURA 5.23 – Alumínio Remanescente após clarificação por sedimentação em cone Imnhoff em função do tempo de lavagem

5.8 Análises bacteriológicas

Analisando a figura 5.24 podemos verificar os valores de coliformes totais e coliformes fecais para água bruta, decantada, filtrada, composta, ou seja, porções iguais de água coletada no tempo 0, 2, 4, 6 e 8 minutos de lavagem e composta sobrenadante que é o sobrenadante da água de lavagem composta após clarificação por sedimentação durante 30 minutos em cone Imhoff.

Com os dados coletados fica evidente que a água proveniente da lavagem dos filtros pode ser reutilizada em sua maioria pois possui número de coliformes fecais e totais compatíveis com os valores da água bruta aduzida a estação.

Outro fato que é identificado é que uma simples sedimentação da água de lavagem do filtro reduz sensivelmente o número de coliformes fecais e totais, neste caso, os valores caíram de 2100 para 240 NMP/100 ml de coliformes totais e de 1100 para 23 NMP/100 ml de coliformes fecais em 30 minutos de decantação.

Nas figuras 5.25 e 5.26 pode-se visualizar que o número de coliformes totais e fecais também diminui com o tempo de lavagem do filtro.

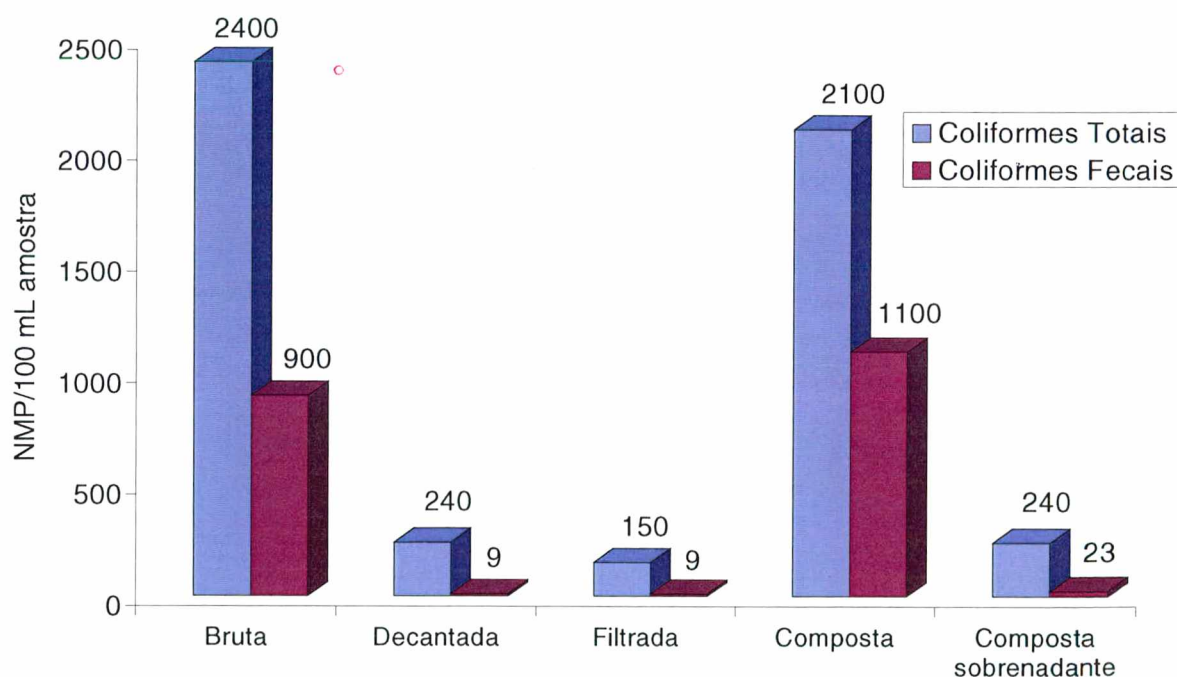


FIGURA 5.24 – NMP/100 mL de Coliformes Totais e Coliformes Fecais nas amostras das águas bruta, decantada, filtrada, composta e composta sobrenadante da lavagem do filtro.

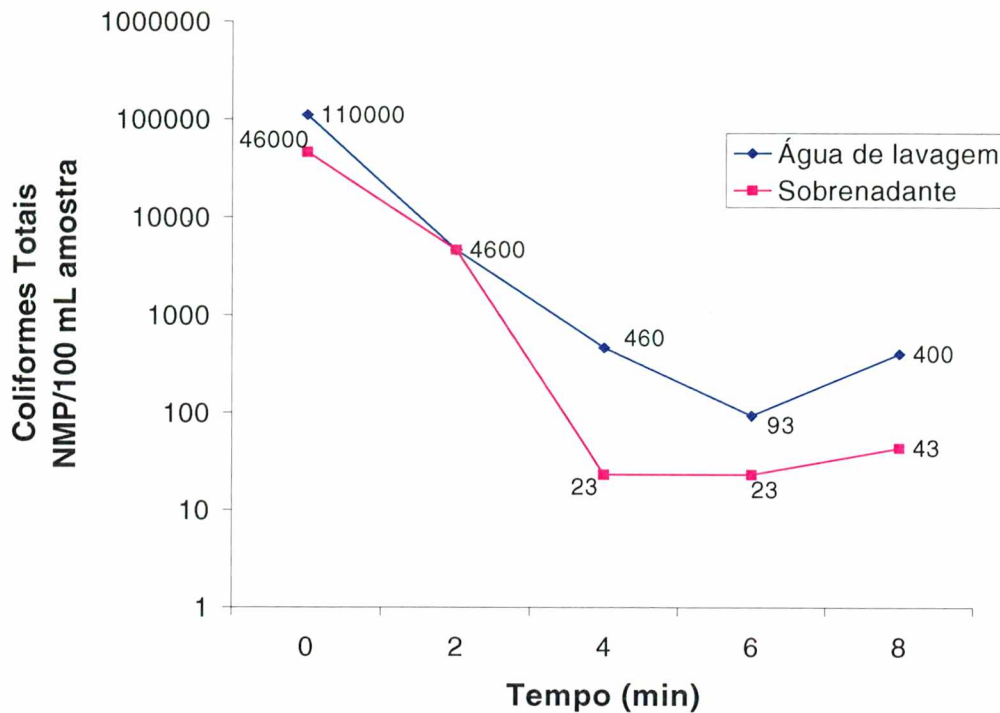


FIGURA 5.25 – NMP/100 mL de Coliformes Totais na amostra inicial e sobrenadante da água de lavagem em função do tempo de coleta.

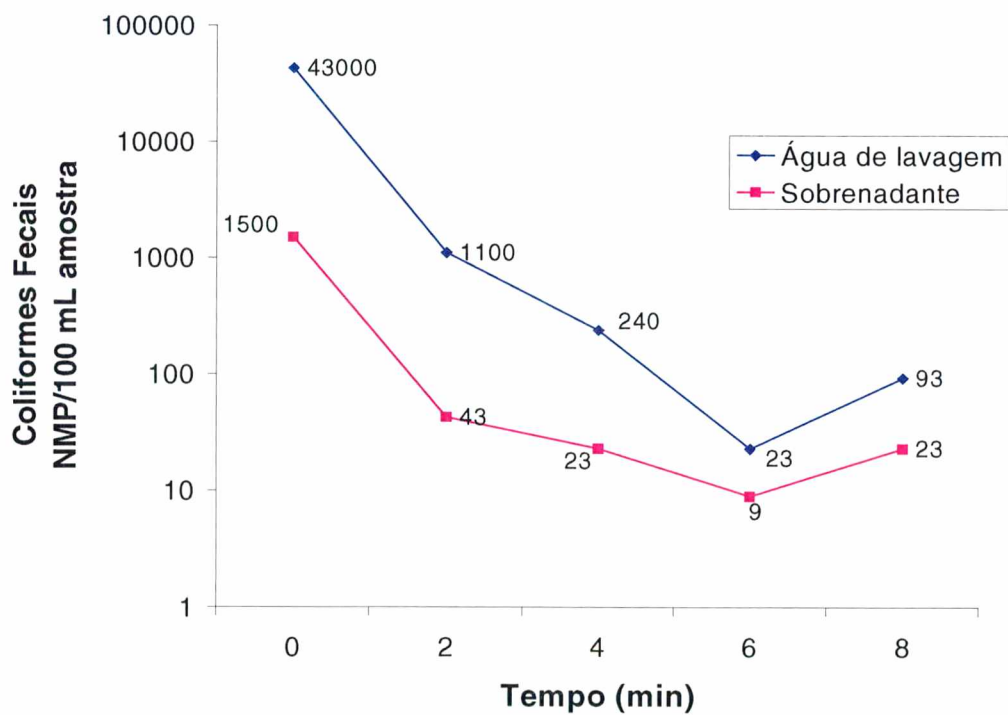


FIGURA 5.26 – NMP/100 mL de Coliformes Fecais na amostra inicial e sobrenadante da água de lavagem em função do tempo de coleta.

5 CONCLUSÕES

Para se obter resultados satisfatórios em um dimensionamento de unidades de tratamento de resíduos de ETAs, há primeiramente a necessidade de um conhecimento da qualidade da água bruta e identificação e qualificação dos resíduos produzidos pela ETA.

É comprovado que cada ETA tem que passar por um estudo específico para atender de maneira mais precisa a solução para o tratamento do seu resíduo, já que, isso vai depender do sistema de tratamento, produtos utilizados na coagulação, qualidade da água bruta, etc.

A forma mais viável de solucionar o problema dos resíduos nas ETAs é primeiramente reduzir ao máximo este resíduo. Isto ficou identificado na ETA-Centro/Brusque que utiliza entre 0,67 a 1% de toda água tratada para lavagem dos filtros. Verificou-se que após o período de 4 minutos de lavagem, ou seja, metade do tempo total gasto, os ganhos na qualidade da água se tornam pequenos.

A caracterização da água de lavagem demonstrou que após algum tempo a qualidade da água passa a ter parâmetros iguais ou abaixo da água bruta aduzida à estação tanto nas análises físico-químicas como também nas análises bacteriológicas.

Através dos dados obtidos fica evidente a redução dos sólidos sedimentáveis, turbidez e cor após o período de 4 minutos de lavagem do filtro, o que caracteriza que aproximadamente metade da água de lavagem possa retornar ao sistema de tratamento desde que se faça uma monitoração de sua qualidade.

Através do ensaio de clarificação por sedimentação em cone de Imnhof após 30 minutos e sem adição de qualquer polímero como condicionante conseguiu-se uma excelente redução na turbidez e cor da água resultante da lavagem dos filtros que pode ser ainda melhorada se considerarmos um tempo maior de detenção e a adição de algum polímero.

A quantidade de metais, Ferro, Magnésio e Alumínio também acompanharam a tendência da turbidez e sólidos sedimentáveis tendo sua redução conforme o aumento do tempo de lavagem.

Pelas características da água de lavagem e do sobrenadante após clarificação por sedimentação fica evidente que a ETA-Centro/Brusque pode utilizar a recirculação da água de lavagem como forma de diminuir a quantidade dos resíduos gerados na ETA, diminuindo até seu custo com a captação de água bruta.

6 RECOMENDAÇÕES

Na implantação de um sistema de recirculação da água de lavagem dos filtros, torna-se vital o conhecimento da qualidade da água bruta e a identificação e quantificação dos despejos gerados pela ETA.

As características da água de lavagem dos filtros variam de uma estação para outra, portanto, os resultados obtidos não podem ser extrapolados e mostram a necessidade da realização de novos ensaios.

Na recirculação do sobrenadante, deve-se fazer um monitoramento para que esta prática não venha a trazer nenhum dano a saúde pública, principalmente devido ao efeito cumulativo no leito filtrante.

Estudos com polímeros para clarificação devem ser realizados, avaliando a eficiência para cada caso particular, dependendo da qualidade da água e estudos econômicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, G. N.; GONÇALVES, M. C.; GUIMARÃES, S. A. Z. (1991a). Utilização do teste de resistência específica na operação de filtros prensa. *Revista DAE*, v. 51, n. 160, p. 20-26, jan/jun.

ALMEIDA, G. N.; GONÇALVES, M. C.; GUIMARÃES, S. A. Z. (1991b). Desidratação de lodos utilizando o sulfato ferroso como condicionante químico. *Revista DAE*, v. 51, n. 162, p. 8-12, set/dez.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. (1969) Disposal of wastes from water treatment plants - parte 2. *Journal AWWA*, Denver, v. 61, n. 11, p. 619-38, nov.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - Comitê (1978) Water treatment plant sludges: An update of te state of the art - Committee Report - part 1 . *Journal AWWA*, Denver, v. 70, n. 9, p. 498-502, sep.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - Comitê (1978) Water treatment plant sludges: An update of te state of the art - Committee Report - part 2 . *Journal AWWA*, Denver, v. 70, n. 10, p. 548-554, sep.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION RESEARCH FOUNDATION (AWWARF); KEURINGSINSTITUT VOOR WATERLEIDINGARTIKELEN (KIWA) (1990). Slib, schlaamm, sludge. CORNWELL & KOPPERS (ed.), Denver.

AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (1996). *Technology Transfer Handbook: Management of Water Treatment Plant Residuals*. New York. 294p.

BARBOSA, A. B. D. (1997). *A Experiência da CAESB em Recuperação de Água de Lavagem de Filtros e Desidratação de Lodo de ETA*. (CD ROM). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., Foz do Iguaçu, 1997. *Anais*. Rio de Janeiro, ABES. II-070 p. 1501-07.

BISHOP, M. M.; ROLAN, A .T.; BAILEY, T. L. et al (1987). Testing of alum recovery for solids reduction and reuse. *Journal AWWA*, v. 79, n.6, p. 76-83, jun.

CASTRO, A. A. et al. (1997a). *O Problema da Caracterização Qualitativa e Quantitativa dos Efluentes Gerados Nas Estações de Tratamento de Água - O Caso da Unidade de Tratamento e Recuperação de Resíduos - UTR do Sistema Rio das Velhas*. (CD ROM). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., Foz do Iguaçu, 1997. *Anais*. Rio de Janeiro, ABES. II-059, p. 1423-30.

CORDEIRO, J. S. (1981). *Disposição, tratabilidade e reúso de lodos de estações de tratamento de água*. São Carlos. 155p. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CORDEIRO, J. S. (1993). *O problema dos lodos gerados nos decantadores em estações de tratamento de água*. São Carlos. 342p. Tese (Doutorado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CORDEIRO, J. S.; CAMPOS J. R. (1996). A remoção de águas de lodos em leitos de secagem não convencionais. *Revista Saneamento Ambiental*. Montevideu. Ano vi, n. 39, p. 30-35.

CORNWELL, D. A.; BISHOP, M. M.; GOUD, R. G. et al. (1987) *Handbook water treatment plant waste management*. AWWA, Research Foundation, Denver, 431 p.

CORNWELL, D. A.; KOPPERS, H. M. N. (1990) *Slib, schlamm, sludge*. AWWA. Research Foundation, 267 p.

CORNWELL, D. A.; LEE, R. G. (1993). *Recycle Stream Effects on Water Treatment*. AWWA Research Foundation and American Water Works Association. 153p.

DI BERNARDO, L. (1993). *Métodos e técnicas de tratamento de água*. Rio de Janeiro, ABES.

FABER, H. A.; NARDOZZI, A. D. (1972) Water treatment plant waste disposal - action now! *Journal AWWA*, Denver, v. 64, n. 10, p. 674-680, oct.

FERREIRA FILHO, S. S.(1997). *Pré-condicionamento de lodos de estações de tratamento de água visando o seu adensamento por gravidade..* (CD ROM).
In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., Foz do Iguaçu, 1997. *Anais*. Rio de Janeiro, ABES. II-025, p. 1181-92.

GRABAREK, R. J.; KRUG, E. C. (1987). Silvicultural application of alum sludge. *Journal AWWA*, Denver, v. 9, n. 6, p. 84-88, jun.

GRANDIN, S. R. (1992). *Desidratação de lodos produzidos nas estações de tratamento de água*. São Paulo, 456p. Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

JONES, B. R. S.; COACKLEY, P. (1956). Interpretation of results by the concept of specific resistance. *Sewage and Industrial Wastes*, v. 28, n. 8, p. 963-975.

KAWAMURA, S. (1991). *Integrated Design of Water Treatment Facilities*. New York, John Wiley & Sons, Inc.

KNOCKE, W. R.; HAMON J. R.; DULTN, B. E. (1987). Effects of coagulation on sludge thickning and dewatering. *Journal AWWA*, Denver, v. 79, n. 6, p. 89-98, jun.

KRASAUKAS, J. W. (1969) Review of sludge disposal practices. *Journal AWWA*, Denver, v. 61, n. 5, p. 225-230, may.

LEME, Francilio Paes. (1990). Teoria e Técnica de Tratamento de Água. Rio de Janeiro. 2 ed. ABES. 608 p.

METCALF & EDDY (1991). Wastewater engineering - treatment, disposal and reuse. New York, McGraw-Hill, Inc.

NEUBAUER, W. R. (1968). Waste alum sludges treatment. *Journal AWWA*, v. 60, n. 7, p. 819-826, jul.

NOVAK, J. T.; LANGFORD, M. (1977). The use of polymers for improving chemical sludge dewatering on sand beds. *Journal AWWA*, v.68, n.2, p. 106-110, fev.

PENALVA REALI, Marco Antonio (coord.) et al. (1999) Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de ETAs. Rio de Janeiro. ABES. Projeto PROSAB.

REH, C. W. (1980) Disposal and handling of water treatment plant sludge. *Journal AWWA*, v. 72, n. 2, p. 115-118, fev.

RICHTER, Carlos A.; AZEVEDO NETO, Carlos A. Tratamento de Água : tecnologia atualizada. (1991). São Paulo. Edgard Blucher. 332 p.

SABESP (1987). Recuperação de águas de lavagens, tratamento e disposição de resíduos das ETAs da RMSP. *Revista DAE*, São Paulo, v.47, n.150, p.216-19, dez.

SCALIZE, P. S. (1997). Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de estações de tratamento de água que utilizam sulfato de alumínio como coagulante primário. São Carlos. 220p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SCHWOYER, W. L. , LUTTINGER, L. B. (1973) Dewatering of water – plant sludges *Journal AWWA*, v. 65, n. 6, p. 399-403, jun.

SOUZA FILHO, A. G. (1998). Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de uma estação de tratamento de água que utiliza cloreto férrico como coagulante primário. São Carlos. 247p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

VIANNA, Marcos Rocha. (1997). Hidráulica aplicada as ETAs. 3 ed. Belo Horizonte. Imprimotor Artes. 576 p.

ANEXOS

TABELA A.01 – Valores de turbidez do afluente (água bruta) e efluente (água filtrada) da ETA-Centro/Brusque durante os 5 monitoramentos realizados.

Intervalo (h)	Turbidez (uT) 1º Monitoramento		Turbidez (uT) 2º Monitoramento		Turbidez (uT) 3º Monitoramento		Turbidez (uT) 4º Monitoramento		Turbidez (uT) 5º Monitoramento	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
0	14,9	1,2	10,8	0,94	11	1,16	7,02	0,94	8,24	1,3
4	14,6	1,2	12,4	0,66	11,5	1,14	7,14	0,9	7,76	0,99
8	14,6	1,14	11,3	1,04	11,3	0,94	7,07	0,77	7,89	0,97
12	14,8	1,12	13,8	1,06	12,1	0,9	7,88	0,74	7,93	0,94
16	12,8	1,18	10	0,79	16,5	0,98	13,8	0,73	12,9	1,08
20	11,9	1,13	9,54	0,74	17,1	0,8	12,8	0,8	10,8	0,8
24	11,1	0,86	10,2	0,87	10,6	0,92	7,79	1,24	7,43	1,07
28	11,8	0,9	10,2	0,91	13,2	0,68	9,19	0,81	8,59	1
32	11,2	0,92	10,3	0,93	16,9	0,61	9,19	1,04	8,67	0,99
36	14,2	0,94	14,2	0,77	17,2	0,6	9,25	1,07	8,89	0,89
40	13,1	0,83	11,2	0,81	17,8	0,6	12,3	1,03	12,6	1,19
44	11,9	0,86	9,27	1,94	13,5	0,6	8	0,9	9,2	1,66
48	10,3	1,14	11	1,16	10	0,95	8,82	1,12	9,88	1,2

TABELA A.02 – Características durante o 1º monitoramento da água afluente (água decantada) e efluente (água filtrada) ao filtro.

Intervalo (h)	Turbidez (uT)		Cor (uC)		Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)		Condutividade (µS/cm)		pH	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
0	2,10	1,65	3	0	45,8	48,0	88,7	95,9	6,97	7,03
4	3,27	1,62	3	0	46,8	47,1	93,7	95,3	6,72	6,83
8	5,09	1,71	14	0	42,9	42,1	86,2	89,5	6,88	6,95
12	1,86	0,41	0	0	41,5	41,9	80,6	83,8	6,85	7,00
16	2,06	0,75	4	0	40,6	40,7	81,3	81,3	6,66	6,79
20	4,12	0,64	7	0	41,6	41,7	83,2	83,3	6,71	6,73
24	2,76	0,63	6	1	39,6	39,5	79,5	78,3	6,69	6,74
28	3,90	0,92	6	0	38,3	38,4	77,2	75,4	6,69	6,78
32	3,20	0,99	1	0	37,8	38,1	75,4	76,1	6,77	6,87
36	2,24	0,73	0	0	37,5	37,5	74,9	74,9	6,69	6,76
40	4,08	0,72	5	0	36,7	37,0	73,3	73,8	6,71	6,78
44	4,32	1,68	10	0	34,1	33,9	68,0	67,8	6,83	6,82
48	2,75	1,37	2	0	35,0	34,1	70,0	69,8	6,78	6,84

TABELA A.03 – Características durante o 2º monitoramento da água afluente (água decantada) e efluente (água filtrada) ao filtro.

Intervalo (h)	Turbidez (uT)		Cor (uC)		Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)		Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)		PH	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
0	3,48	0,96	0	0	36,3	36,8	72,4	73,7	6,69	6,86
4	4,27	1,01	5	0	38,6	38,6	76,8	78,1	6,70	6,79
8	2,25	0,82	0	0	39,3	40,5	77,3	81,2	6,79	6,87
12	2,52	0,87	0	2	41,4	41,4	83,2	84,0	6,79	6,58
16	1,95	0,25	1	0	43,6	43,8	87,1	87,5	6,58	6,67
20	1,43	0,65	2	0	41,3	41,7	82,3	83,6	6,62	6,88
24	1,43	0,48	7	0	41,8	41,7	83,6	83,3	6,77	6,77
28	2,70	0,65	6	0	42,1	42,0	84,0	84,2	6,75	6,80
32	1,95	0,52	3	0	40,6	40,8	81,2	81,6	6,82	6,92
36	2,00	0,67	3	0	40,5	40,8	82,7	81,7	6,83	6,91
40	1,90	0,60	2	0	40,7	40,2	81,3	80,6	6,81	6,85
44	2,26	0,97	7	0	41,9	43,2	83,6	86,5	6,95	7,00
48	3,44	0,43	11	0	44,1	44,7	88,0	89,3	6,82	6,91

TABELA A.04 - Características durante o 3º monitoramento da água afluente (água decantada) e efluente (água filtrada) ao filtro.

Intervalo (h)	Turbidez (uT)		Cor (uC)		Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)		Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)		pH	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
4	2,60	0,31	20	5	39,8	40,0	79,3	79,9	6,98	7,11
8	0,92	0,27	7	3	38,9	39,3	78,1	79,8	7,02	7,10
12	1,77	0,21	11	5	38,4	38,1	77,0	76,2	6,89	7,19
20	1,82	0,24	10	5	40,8	40,3	81,5	80,5	7,51	7,52
28	3,10	0,37	16	5	42,4	42,6	84,0	84,9	7,00	7,04
32	0,62	0,46	6	4	40,4	41,3	80,5	82,5	7,22	7,26
36	1,78	0,32	9	4	40,3	40,3	80,4	80,5	7,25	6,97
40	1,91	0,27	12	5	40,2	40,7	80,4	81,4	6,86	6,90
48	1,57	0,20	12	4	40,0	39,9	79,8	79,7	6,96	6,99

TABELA A.05 – Características durante o 4º monitoramento da água afluente (água decantada) e efluente (água filtrada) ao filtro.

Intervalo (h)	Turbidez (uT)		Cor (uC)		Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)		Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)		pH	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
0	1,96	0,28	14	3	37,8	39,3	78,8	79,6	6,85	6,98
4	1,82	0,21	12	3	41,6	41,5	83,2	83,1	6,88	6,95
8	1,53	0,31	13	5	39,8	39,7	79,5	79,3	7,01	7,06
12	4,13	0,33	24	3	40,0	39,7	80,0	79,5	7,04	7,08
16	2,00	0,26	15	3	40,4	40,0	81,0	79,8	6,89	6,96
20	2,42	0,54	17	7	40,9	40,7	81,6	81,3	6,88	6,96
24	1,90	0,72	15	13	40,7	40,7	81,4	81,3	6,88	7,02
28	2,42	0,52	14	3	41,5	40,9	82,9	81,8	6,83	6,96
32	2,64	0,92	15	6	41,8	41,4	83,5	82,7	6,98	6,98
36	2,67	0,85	14	5	41,5	41,4	82,4	82,8	6,99	7,00
40	2,37	0,62	14	4	40,6	40,1	81,0	80,2	6,89	6,99
44	2,05	0,75	15	8	40,7	40,8	81,4	81,3	6,86	6,97
48	2,96	0,99	18	7	41,9	41,9	83,9	83,6	6,83	6,82

TABELA A.06 – Características durante o 5º monitoramento da água afluente (água decantada) e efluente (água filtrada) ao filtro.

Intervalo (h)	Turbidez (uT)		Cor (uC)		Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)		Condutividade (µS/cm)		pH	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
4	1,67	0,31	6	0	48,4	48,6	97,1	96,4	6,89	6,93
8	4,90	0,30	27	0	45,0	45,4	90,1	90,7	6,84	6,91
12	2,88	0,37	11	0	43,5	44,0	87,5	87,4	6,83	6,86
16	2,55	0,63	9	0	43,1	43,5	86,5	86,8	6,77	6,82
20	3,23	1,02	15	4	47,8	47,4	95,0	94,9	6,83	6,89
24	1,02	0,98	9	6	48,7	47,2	94,4	96,6	6,85	6,91
28	1,60	0,42	7	2	46,0	46,6	92,4	93,2	6,87	6,94
32	1,22	0,56	7	3	45,2	45,3	90,2	90,6	7,00	7,06
36	2,26	0,65	14	2	44,9	44,6	89,8	89,9	6,90	6,98
40	8,38	3,52	27	19	45,3	45,6	90,5	91,1	6,86	6,83
44	4,08	1,95	19	7	46,1	46,0	91,9	91,8	6,96	6,87
48	4,40	0,45	21	0	50,9	52,2	103,7	104,3	7,62	7,55

TABELA A.07 – Características físico-químicas da água de lavagem do filtro após 1º monitoramento durante os intervalos de coleta.

Parâmetros	Intervalo de coleta (min)					Amostra composta
	0	2	4	6	8	
Turbidez (uT)	137	109	17,3	16	10,6	50,3
Cor (uC)	638	482	85	59	38	227
pH	7,29	7,3	7,37	7,4	7,33	7,29
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	35,5	41	45,7	46,4	46,2	43,1
Condutividade (µS/cm)	71,1	84,6	91,2	92,9	92,2	86,5
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	16	12	0,6	0,3	0,1	3
Sólidos suspensos totais (mg/L)	450	380	310	140	180	530
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	350	360	230	140	130	420
Sólidos suspensos fixos (mg/L)	100	20	80	ND	50	110
Sólidos totais (mg/L)	174	162	56	116	136	80
Sólidos totais voláteis (mg/L)	140	162	56	86	118	80
Sólidos totais fixos (mg/L)	34	ND	ND	30	18	ND

Obs: Amostra composta é formada pela mistura de partes iguais das amostras dos intervalos de coleta 0, 2, 4, 6 e 8 minutos.

ND – não detectado.

TABELA A.08 – Características físico-químicas da água de lavagem do filtro após 2º monitoramento durante os intervalos de coleta.

Parâmetros	Intervalo de coleta (min)					Amostra composta
	0	2	4	6	8	
Turbidez (uT)	210	46,6	11,8	9,06	6,79	74,8
Cor (uC)	1090	208	54	41	29	375
pH	7,07	6,98	6,94	6,98	6,9	7,15
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	43,9	45,3	46,9	46,5	46,7	45,9
Condutividade (μ S/cm)	87,7	92,5	93,3	93,1	93,4	91,8
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	50	4	0,3	0,2	0,1	5
Sólidos suspensos totais (mg/L)	400	420	150	290	140	400
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	305	420	150	240	140	400
Sólidos suspensos fixos (mg/L)	95	ND	ND	50	ND	ND
Sólidos totais (mg/L)	362	36	188	96	ND	62
Sólidos totais voláteis (mg/L)	216	36	104	96	ND	62
Sólidos totais fixos (mg/L)	146	ND	84	ND	ND	ND

Obs: Amostra composta é formada pela mistura de partes iguais das amostras dos intervalos de coleta 0, 2, 4, 6 e 8 minutos.

ND – não detectado.

TABELA A.09 – Características físico-químicas da água de lavagem do filtro após 3º monitoramento durante os intervalos de coleta.

Parâmetros	Intervalo de coleta (min)					Amostra composta
	0	2	4	6	8	
Turbidez (uT)	902	33,9	8,84	6,06	5,9	197
Cor (uC)	4080	157	46	42	34	1200
pH	6,93	6,94	6,9	6,87	6,88	7,04
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	41,6	46,1	46,6	46,5	46,7	45,4
Condutividade (μ S/cm)	83,2	92,1	93,2	92,8	93,4	90
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	200	2	0,2	0,1	0,1	43
Sólidos suspensos totais (mg/L)	1415	140	185	130	155	410
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	485	140	135	125	155	275
Sólidos suspensos fixos (mg/L)	930	ND	50	5	ND	135
Sólidos totais (mg/L)	1180	146	ND	ND	ND	362
Sólidos totais voláteis (mg/L)	308	110	ND	ND	ND	362
Sólidos totais fixos (mg/L)	872	36	ND	ND	ND	ND

Obs: Amostra composta é formada pela mistura de partes iguais das amostras dos intervalos de coleta 0, 2, 4, 6 e 8 minutos.

ND – não detectado.

TABELA A.10 – Características físico-químicas da água de lavagem do filtro após 4º monitoramento durante os intervalos de coleta.

Parâmetros	Intervalo de coleta (min)					Amostra composta
	0	2	4	6	8	
Turbidez (uT)	170	49,8	8,68	5,64	5,04	46,9
Cor (uC)	1090	288	45	38	30	222
pH	6,91	7	7,01	7,07	7,06	7
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	49,3	46,4	46,9	46,9	46,4	46,7
Condutividade (μ S/cm)	98,5	93,6	93,7	93,7	93,2	93,2
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	40	3	0,1	0,1	0,1	2
Sólidos suspensos totais (mg/L)	185	60	ND	ND	ND	47
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	185	60	ND	ND	ND	47
Sólidos suspensos fixos (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Sólidos totais (mg/L)	370	68	96	54	ND	104
Sólidos totais voláteis (mg/L)	152	68	96	54	ND	104
Sólidos totais fixos (mg/L)	218	ND	ND	ND	ND	ND

Obs: Amostra composta é formada pela mistura de partes iguais das amostras dos intervalos de coleta 0, 2, 4, 6 e 8 minutos.

ND – não detectado.

TABELA A.11 – Características físico-químicas da água de lavagem do filtro após 5º monitoramento durante os intervalos de coleta.

Parâmetros	Intervalo de coleta (min)					Amostra composta
	0	2	4	6	8	
Turbidez (uT)	1120	54,3	9,54	7,32	7,47	183
Cor (uC)	4100	308	65	33	32	795
pH	7,15	7,51	7,59	7,49	7,51	7,31
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	55,2	55,7	57,5	56,9	57,9	55,9
Condutividade (µS/cm)	110,5	111,3	115	111,4	115,7	111,7
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	250	3,5	0,3	0,1	0,1	50
Sólidos suspensos totais (mg/L)	1345	37	18	ND	ND	ND
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	540	37	18	ND	ND	210
Sólidos suspensos fixos (mg/L)	805	ND	ND	ND	ND	80
Sólidos totais (mg/L)	1336	188	170	ND	ND	290
Sólidos totais voláteis (mg/L)	626	120	130	ND	ND	290
Sólidos totais fixos (mg/L)	710	68	40	ND	ND	ND

Obs: Amostra composta é formada pela mistura de partes iguais das amostras dos intervalos de coleta 0, 2, 4, 6 e 8 minutos.

ND – não detectado.

TABELA A.12 – Características físico-químicas do sobrenadante da água de lavagem do filtro após 1º monitoramento durante os intervalos de coleta.

Parâmetros	Intervalo de coleta (min)					Amostra composta
	0	2	4	6	8	
Turbidez (uT)	2,81	4,65	4,15	3,56	3,04	3,32
Cor (uC)	8	16	20	17	14	14
pH	7,43	7,37	7,41	7,18	7,08	7,35
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	34,1	41,2	44,2	44,7	45,6	41,2
Condutividade (µS/cm)	68,4	81,5	88,3	91,5	91,1	81,5
Cloretos (mg/L)	6,1	9,2	10,8	9,1	10,2	9,9
Sulfatos (mg/L)	10	12	13	7	8	12
Alumínio (mg/L)	0,26	0,22	0,23	0,17	0,13	0,19
Ferro (mg/L)	0,14	0,24	0,12	0,13	0,09	0,18
Manganês (mg/L)	0,7	0,5	0,4	0,2	0,1	0,5

Obs: Amostra composta é formada pela mistura de partes iguais das amostras dos intervalos de coleta 0, 2, 4, 6 e 8 minutos.

ND – não detectado.

TABELA A.13 – Características físico-químicas do sobrenadante da água de lavagem do filtro após 2º monitoramento durante os intervalos de coleta.

Parâmetros	Intervalo de coleta (min)					Amostra composta
	0	2	4	6	8	
Turbidez (uT)	10,2	9,67	4,74	4,12	4,01	11,3
Cor (uC)	55	53	26	22	25	60
pH	7,45	7,37	7,43	7,42	7,4	7,47
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	43,7	46,6	46,7	46,8	46,9	46,4
Condutividade (μ S/cm)	87,5	93,1	93,4	92,9	93,8	92,6
Cloretos (mg/L)	7,6	8,6	7,1	8,4	7,5	7,9
Sulfatos (mg/L)	10	13	12	14	13	10
Alumínio (mg/L)	0,4	0,34	0,26	0,15	0,2	0,39
Ferro (mg/L)	0,81	0,7	0,28	0,15	0,14	0,75
Manganês (mg/L)	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,2

Obs: Amostra composta é formada pela mistura de partes iguais das amostras dos intervalos de coleta 0, 2, 4, 6 e 8 minutos.

ND – não detectado.

TABELA A.14 – Características físico-químicas do sobrenadante da água de lavagem do filtro após 3º monitoramento durante os intervalos de coleta.

Parâmetros	Intervalo de coleta (min)					Amostra composta
	0	2	4	6	8	
Turbidez (uT)	7,11	11,6	6,16	4,55	3,9	14
Cor (uC)	40	60	32	27	22	85
pH	7,58	4,55	7,55	7,53	7,46	7,58
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	42,5	48,2	47,9	47,4	47,3	46
Condutividade (µS/cm)	85,1	96,1	95,8	93,8	94,7	91,3
Cloretos (mg/L)	11,9	12,5	13,3	15,2	11,6	11,6
Sulfatos (mg/L)	9	9	12	11	13	10
Alumínio (mg/L)	0,31	0,47	0,24	0,19	0,19	0,47
Ferro (mg/L)	0,45	0,16	0,15	0,12	0,14	0,23
Manganês (mg/L)	0,8	0,4	0,5	0,4	0,3	0,9

Obs: Amostra composta é formada pela mistura de partes iguais das amostras dos intervalos de coleta 0, 2, 4, 6 e 8 minutos.

ND – não detectado.

TABELA A.15 – Características físico-químicas do sobrenadante da água de lavagem do filtro após 4º monitoramento durante os intervalos de coleta.

Parâmetros	Intervalo de coleta (min)					Amostra composta
	0	2	4	6	8	
Turbidez (uT)	12,3	9,32	3,84	3,33	2,86	11,5
Cor (uC)	75	51	27	23	21	67
pH	7,5	7,56	7,58	7,59	7,59	7,57
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	49,8	53,5	53,9	54,1	54,5	53,9
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	98,8	105,4	105,5	108,1	106,2	107,6
Cloretos (mg/L)	9,7	11	9,6	10,1	8,5	12,5
Sulfatos (mg/L)	11	12	11	12	12	11
Alumínio (mg/L)	0,61	0,5	0,26	0,2	0,19	0,66
Ferro (mg/L)	0,94	0,65	0,23	0,17	0,16	0,89
Manganês (mg/L)	1	0,7	0,5	0,5	0,1	0,1

Obs: Amostra composta é formada pela mistura de partes iguais das amostras dos intervalos de coleta 0, 2, 4, 6 e 8 minutos.

ND – não detectado.

TABELA A.16– Características físico-químicas do sobrenadante da água de lavagem do filtro após 5º monitoramento durante os intervalos de coleta.

Parâmetros	Intervalo de coleta (min)					Amostra composta
	0	2	4	6	8	
Turbidez (uT)	4,34	10,3	5,99	5,1	5,13	16,1
Cor (uC)	24	54	29	26	21	84
pH	7,52	7,53	7,52	7,55	7,57	7,52
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	54,1	57	57,1	57,4	55,8	57
Condutividade (µS/cm)	108,2	114	114,3	114,6	110,7	113,8
Cloretos (mg/L)	9,2	12,8	13,9	13,7	12,7	15,2
Sulfatos (mg/L)	15	15	14	14	13	17
Alumínio (mg/L)	0,24	0,32	0,19	0,25	0,32	0,88
Ferro (mg/L)	0,32	1,14	0,29	0,17	0,15	1,06
Manganês (mg/L)	0,3	0,3	0,2	0,3	0,1	0,4

Obs: Amostra composta é formada pela mistura de partes iguais das amostras dos intervalos de coleta 0, 2, 4, 6 e 8 minutos.

ND – não detectado.

TABELA A.17 – Resultados de coliformes totais e coliformes fecais.

Descrição da amostra		Coliformes Totais (NMP/100 mL)	Coliformes Fecais (NMP/100 mL)
Água bruta		2400	900
Água decantada		240	9
Água filtrada		150	9
Água de lavagem	Intervalo de coleta (min)	0	110000
		2	4600
		4	460
		6	93
		8	400
	Amostra composta		2100
Sobrenadante da água de lavagem	Intervalo de coleta (min)	0	46000
		2	4600
		4	23
		6	23
		8	43
	Amostra composta		240

Obs: Amostra composta é formada pela mistura de partes iguais das amostras dos intervalos de coleta 0, 2, 4, 6 e 8 minutos.

ND – não detectado.

TABELA A.18 – Resultados de DQO e COT.

Descrição de amostra		DQO (mg/L)	COT (mg/L de C)
Água de lavagem	Intervalo de coleta (min)	0	634
		2	38,2
		4	ND
		6	ND
		8	ND
	Amostra composta		234

Obs: Amostra composta é formada pela mistura de partes iguais das amostras dos intervalos de coleta 0, 2, 4, 6 e 8 minutos.

ND – não detectado.