



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL - UFRGS



INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS - IPH

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO AMBIENTAL**

DISSERTAÇÃO

**UTILIZAÇÃO DA DUPLA FILTRAÇÃO, OXIDAÇÃO E ADSORÇÃO COM
CARVÃO ATIVADO PULVERIZADO NO TRATAMENTO DE ÁGUA
EUTROFIZADA**

SÉRGIO CARLOS BERNARDO QUEIROZ

Porto Alegre, agosto de 2010

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL - UFRGS
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS - IPH
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO AMBIENTAL

UTILIZAÇÃO DA DUPLA FILTRAÇÃO, OXIDAÇÃO E ADSORÇÃO COM
CARVÃO ATIVADO PULVERIZADO NO TRATAMENTO DE ÁGUA
EUTROFIZADA

SÉRGIO CARLOS BERNARDO QUEIROZ

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (M.Sc.)

Orientador: Prof. Dr. Antônio D. Benetti

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Angela Di Bernardo Dantas – UNAERP

Dra. Cristina Costa - DEPDT/CORSAN

Prof. Dr. Luiz Olinto Monteggia - IPH/UFRGS

Porto Alegre, agosto de 2010

DEDICATÓRIA

*Dedico a Deus por mais essa conquista e a
minha amada esposa Andrea pelo carinho e
confiança nos momentos difíceis*

AGRADECIMENTOS

- A Deus, pelas inúmeras bênçãos que tenho recebido em minha vida;
- Ao meu orientador, professor Dr Antônio Domingues Benetti, pela preciosa orientação e paciência, durante todo o período do curso e da pesquisa;
- Aos professores Luiz Di Bernardo e Angela Di Bernardo Dantas, pelo grande apoio na realização desta pesquisa;
- Aos meus pais, José Carlos e Alicione Bernardo, pela confiança e principalmente pelo exemplo de vida;
- A minha família, meus queridos irmãos Aline e Adriano, tia Leonice e Vovó Teotônia, pela amizade e dedicação;
- A minha querida esposa, Andrea, companheira nos bons e maus momentos;
- A Companhia de Saneamento do Tocantins (SANEATINS) pelo investimento que foi feito na montagem da instalação piloto, e pelo apoio financeiro na execução das análises;
- A UFRGS e a UFT, pela oportunidade de ter cursado este mestrado;
- A diretora da Saneatins, Maria Lúcia Vieira, não só pelo apoio nesta pesquisa, mas por todas as oportunidades que tem me dado durante minha vida profissional;
- Ao meu gerente, Eng^o José Manoel Alves Júnior, por ter me dado condições para realização da pesquisa;
- A Bioquímica Ivecy Cunha, pelo grande apoio na realização das análises nos laboratórios da Saneatins.
- Aos Eng^{os} Jeverson Azevedo e Ana Christina, pelo apoio e terem acreditado em mim, desde a época de estagiário;
- Aos grandes amigos Giulliano Guimarães e Nelson de Matos, sem vocês não teria conseguido realizar este trabalho;
- Ao biólogo José Roberto, pela disponibilidade na realização das análises de cianobactérias;
- A Dra. Cristina Paschoalato pela realização das análises de SPOs;
- A professora Liliana Pena Naval, pela amizade e ajuda desde época da iniciação científica.
- A todos que me ajudaram direta e indiretamente nas carreiras de filtração, Kaio, Jaqueline, Francielly, Grayciele, Tayres, Diana, Queila, Daniel, Divino.

SUMÁRIO

RESUMO	vii
ABSTRACT	viii
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xii
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	xiii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1 Geral	3
2.2 Específicos.....	3
3. REVISÃO DE LITERATURA	4
3.1 Tecnologias de tratamento de água para consumo humano	4
3.1.1 – Filtração direta.....	5
3.1.2 – Dupla filtração	7
3.2 Subprodutos da desinfecção	12
3.3 Precursores dos SPOs	14
3.3.1 – Matéria orgânica natural.....	14
3.3.2 – Algas.....	15
3.4 Uso do carvão ativado	16
3.5 Aspectos legais sobre a qualidade de água.....	18
4. METODOLOGIA.....	20
4.1 Concepção da instalação piloto de dupla filtração - IPDF	20
4.1.1 Adução e regularização da vazão de água bruta.....	22
4.1.2 Colunas de pré-oxidação e adsorção com CAP.....	23
4.1.3 Mistura rápida.....	24
4.1.4 Filtro ascendente de pedregulho	25
4.1.5 Filtro rápido descendente	26
4.1.6 Piezômetros	27

4.1.7 Dosagem de produtos químicos.....	28
4.1.8 Lavagem dos filtros	30
4.2 Ensaio experimentais	31
4.2.1 Ensaio de bancada.....	31
4.2.1.1 Ensaio de filtração direta para determinação das condições de coagulação ...	32
4.2.1.2 Ensaio de pré-oxidação para determinação da demanda de cloro	32
4.2.1.3 Ensaio de adsorção com carvão ativado pulverizado.....	33
4.2.2 Ensaio na ETA piloto.....	34
4.2.2.1 Pré-operação da IPDF.....	34
4.2.2.2 Operação dos filtros.....	35
4.2.2.3 Parâmetros de controle e eficiência	36
4.2.2.4 Pós-cloração e formação de subprodutos	37
4.3 Obtenção da água de estudo	38
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	41
5.1 – Caracterização da água Bruta	41
5.2 – Resultados dos ensaios de bancada	43
5.3 – Resultados dos ensaios na IPDF.....	46
5.3.1 – Resultados da carreira de filtração 1.....	47
5.3.2 – Resultados da carreira de filtração 2.....	52
5.3.3 – Resultados da carreira de filtração 3.....	57
5.3.4 – Resultados da carreira de filtração 4.....	61
5.3.5 - Resultados das análises para quantificação dos subprodutos da oxidação (SPOs)	65
6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	68
6.1 – Conclusões.....	68
6.2 – Recomendações	69
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70
ANEXO A	75

RESUMO

QUEIROZ, S. C. B. (2010) **Utilização da dupla filtração, oxidação e adsorção com carvão ativado pulverizado no tratamento de água eutrofizada**. Dissertação de Mestrado – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

A grande preocupação em estações de tratamento de água atualmente se deve a escolhas de tecnologias de tratamento inadequadas em relação às características do manancial de água explorado. Vários estudos têm mostrado que os processos que envolvem o tratamento por ciclo completo não são efetivos na eliminação dos efeitos gerados pela presença de algas e seus sub-produtos. A dupla filtração, tecnologia que emprega a filtração ascendente seguida de filtração rápida descendente, vem sendo muito estudada e utilizada no Brasil, principalmente para o tratamento de águas com altas concentrações de algas. O presente trabalho teve, como objetivo principal, verificar o tratamento da água do reservatório UHE Lajeado da cidade de Palmas-TO, utilizando a dupla filtração, a oxidação com cloro e a adsorção com carvão ativado pulverizado, visando principalmente à remoção de algas e possíveis subprodutos da oxidação. Para realização da pesquisa, foi montada uma instalação piloto de dupla filtração, composta pelas unidades de pré-cloração, adsorção em carvão ativado pulverizado, filtro ascendente em pedregulho e filtro rápido descendente de areia. Os filtros de pedregulho e de areia trabalharam com taxas de filtração de 120 e 180 m³/m².d, respectivamente. A água bruta utilizada no estudo apresentava concentrações de cianobactérias acima de 10⁵ cel/mL. Os resultados encontrados mostraram que o sistema foi capaz de produzir água potável, atendendo aos padrões da portaria 518 do Ministério da Saúde, obtendo-se valores de turbidez na saída do filtro de areia sempre abaixo de 0,50 uT. Em todos os ensaios realizados houve remoção de cianobactérias e de clorofila-a acima de 99,0%, sendo que os filtros de pedregulho e de areia foram os principais responsáveis por esta remoção. O uso do carvão ativado pulverizado incrementou a remoção do carbono orgânico total. Não houve formação significativa dos subprodutos da desinfecção no efluente do filtro de areia, ficando os valores encontrados muito abaixo do máximo permitido pelas legislações brasileira e internacional.

Palavras-chave: tratamento de água, dupla filtração, carvão ativado pulverizado, adsorção, oxidação, cianobactérias.

ABSTRACT

QUEIROZ, S. C. B. (2010) **Use of two-stage filtration, oxidation, and powdered activated carbon adsorption in the treatment of eutrophic waters**. Dissertation, M.Sc. – Hydraulics Research Institute, Federal University of Rio Grande do Sul.

One problem that frequently arises in water treatment plants is the inadequacy of the chosen treatment processes with respect to the source water quality. Several studies have shown that processes encompassing conventional water treatment have limited capability to remove compounds associated with algae and their by-products. In Brazil, a technology known as two-stage filtration has been studied and applied to the treatment of waters with high algae concentrations. The process employs two separated filters operated in sequence in the modes up and downflow. This research investigated the application of this technology, associated with chlorine oxidation and powdered activated carbon adsorption, for algae removal using water taken from UHE Lajeado, city of Palmas, TO. Also, the technology was applied for removal of potential by-products formed by reactions between chlorine and organic matter present in water. In order to carry out the research, a pilot installation was assembled. It was constituted by pre-oxidation and carbon adsorption columns, rapid-mix tank, and two-stage filtration. The gravel and sand filters operated up and downflow in sequence, with filtration rates of 120 and 180 m³/m².d, respectively. The input water had cyanobacteria concentrations higher than 10⁵ cel/mL. The observed results showed the pilot plant produced water in accordance with Brazilian standards, having turbidity levels lower than 0,5 uT. In all tests, cyanobacteria and chlorophyll removals were above 99% and the retention was achieved mostly by the gravel and sand filters. The use of powdered activated carbon caused an increase in the TOC removal. There was limited formation of by-products and those that were detected presented concentrations below international and Brazilian standards.

Key-words: water treatment, two-stage filtration, powdered activated carbon, adsorption, oxidation, cyanobacteria.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Seleção de tecnologias de tratamento de água para consumo humano (adaptado de Di Bernardo & Dantas, 2005).....	4
Figura 3.2: Principais tecnologias de tratamento de água para consumo humano (Di Bernardo & Dantas, 2005).....	5
Figura 3.3: Esquema de um filtro ascendente de areia (Di Bernardo et al., 2003b).....	6
Figura 3.4: Esquema do sistema de dupla filtração (Di Bernardo et al., 2003b).....	8
Figura 4.1: Localização da IPDF.	20
Figura 4.2: Esquema geral da IPDF.....	21
Figura 4.3: Vista externa e interna da IPDF (filtro de pedregulho no detalhe).	21
Figura 4.4: Reservatório da água de estudo e bomba de recalque para IPDF.	22
Figura 4.5: Foto e esquema da caixa de nível constante.	22
Figura 4.6: Colunas de pré-oxidação e adsorção em CAP.	23
Figura 4.7: Detalhe da caixa de mistura rápida	24
Figura 4.8: Filtro ascendente de pedregulho	25
Figura 4.9: Curva granulométrica da areia do FRD	26
Figura 4.10: Foto do FRD.	27
Figura 4.11: Foto do quadro de piezômetros.....	28
Figura 4.12: Foto dos tanques de produtos químicos.....	29
Figura 4.13: Foto do sistema de lavagem dos filtros.....	30
Figura 4.14: Aparelho de jarteste com os filtros de laboratório de areia - FLA.....	31
Figura 4.15: Esquema do FLA.	31
Figura 4.16: Ensaio realizados na IPDF.	34
Figura 4.17: Localização do ponto de coleta da água de estudo	39
Figura 4.18: Coleta das algas na lagoa de estabilização.....	40

Figura 4.19: A esquerda-chegada da água do lago no reservatório de 10m ³ de água bruta. À direita-mistura das algas coletadas na lagoa de estabilização com a água do lago.	40
Figura 5.1: Espécies de cianobactérias encontradas nas águas de estudo.	42
Figura 5.2: Diagrama de coagulação da carreira de filtração 1.	43
Figura 5.3: Diagrama de coagulação da carreira de filtração 2.	44
Figura 5.4: Diagrama de coagulação da carreira de filtração 3.	44
Figura 5.5: Diagrama de coagulação da carreira de filtração 4.	45
Figura 5.6: Dados da demanda de cloro em função do cloro dosado na carreira de filtração 3.	45
Figura 5.7: Dados da demanda de cloro em função do cloro dosado na carreira de filtração 4.	46
Figura 5.8: Valores de turbidez na carreira de filtração 1.	48
Figura 5.9: Valores de cor aparente na carreira de filtração 1.	48
Figura 5.10: Valores de clorofila-a na carreira de filtração 1.	49
Figura 5.11: Valores de COT na carreira de filtração 1.	49
Figura 5.12: Valores de cianobactérias na carreira de filtração 1.	50
Figura 5.13: Perda de carga no FAP e no FRD durante a carreira de filtração 1.	50
Figura 5.14: Valores de turbidez na carreira de filtração 2.	53
Figura 5.15: Valores de cor aparente na carreira de filtração 2.	53
Figura 5.16: Valores de clorofila-a na carreira de filtração 2.	54
Figura 5.17: Valores de COT na carreira de filtração 2.	54
Figura 5.18: Valores de cianobactérias na carreira de filtração 2.	55
Figura 5.19: Perda de carga no FAP e no FRD durante a carreira de filtração 2.	55
Figura 5.20: Valores de turbidez na carreira de filtração 3.	57
Figura 5.21: Valores de cor aparente na carreira de filtração 3.	58
Figura 5.22: Valores de clorofila-a na carreira de filtração 3.	58
Figura 5.23: Valores de COT na carreira de filtração 3.	59

Figura 5.24: Valores de cianobactérias na carreira de filtração 3.	59
Figura 5.25: Perda de carga no FAP e no FRD durante a carreira de filtração 3.	60
Figura 5.26: Valores de turbidez na carreira de filtração 4.	62
Figura 5.27: Valores de cor aparente na carreira de filtração 4.	62
Figura 5.28: Valores de clorofila-a na carreira de filtração 4.	63
Figura 5.29: Valores de COT na carreira de filtração 4.	63
Figura 5.30: Valores de cianobactérias na carreira de filtração 4.	64
Figura 5.31: Perda de carga no FAP e FRD durante a carreira de filtração 4.	64
Figura 5.32: Resultados de SPO no efluente do FRD.	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção	18
Tabela 4.1: Material filtrante do FAP	25
Tabela 4.2: Material filtrante do FRD	26
Tabela 4.3: Parâmetros de controle de qualidade da água dos ensaios.	36
Tabela 4.4: Métodos e equipamentos utilizados na determinação dos parâmetros de controle.	37
Tabela 4.5: Resumo das condições dos ensaios para verificar a formação de subprodutos da oxidação.....	38
Tabela 5.1: Resultados médios da caracterização das águas de estudo.....	41
Tabela 5.2: Resumo dos dados da carreira de filtração 1.	47
Tabela 5.3: Resumo dos dados da carreira de filtração 2.	52
Tabela 5.4: Resumo dos dados da carreira de filtração 3.	57
Tabela 5.5: Resumo dos dados da carreira de filtração 4.	61
Tabela A1: Dados encontrados na ETA piloto durante a carreira de filtração 1.....	76
Tabela A2: Dados encontrados na ETA piloto durante a carreira de filtração 2.....	77
Tabela A3: Dados encontrados na ETA piloto durante a carreira de filtração 3.....	78
Tabela A4: Dados encontrados na ETA piloto durante a carreira de filtração 4.....	79
Tabela A5: Dados de perda de carga encontrados nos filtros durante os ensaios.	80

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

- AHA - Ácidos haloacéticos
- CA – Carvão ativado
- CAG – Carvão ativado granular
- CAP – Carvão ativado pulverizado
- COT – Carbono orgânico total
- DFIs – Descargas de fundo intermediárias
- ETA - Estação de tratamento de água
- ETE – Estação de tratamento de esgoto
- FAAG - Filtro ascendente de areia grossa
- FAP – Filtro ascendente de pedregulho
- FiMe - Filtração em múltiplas etapas
- FLA – Filtro de laboratório de areia
- FRD – Filtro rápido descendente de areia
- HAN – Haloacetonitrilas
- HK – Haloacetonas
- HP – Halopicrinas
- IPDF – Instalação piloto de dupla filtração
- MON - Matéria orgânica natural
- NPM – Número mais provável
- OMS – Organização mundial de saúde
- SANEATINS – Companhia de saneamento do Tocantins
- SPOs – Subprodutos da oxidação
- THMFP - Potencial de formação de trialometanos
- THMs – Trialometanos
- THMSDS - Simulação da formação de trialometanos
- UHE – Usina hidroelétrica
- UNAERP – Universidade de Ribeirão Preto
- USEPA – Agência de proteção ambiental dos Estados Unidos da América

1. INTRODUÇÃO

A pressão exercida por atividades antrópicas no meio ambiente tem provocado uma grande deterioração da qualidade das águas superficiais. Essa queda na qualidade se deve, entre outros, pelo lançamento nos corpos d'água de grande massa de nutrientes (nitrogênio e fósforo), que aliado a certas condições ambientais podem provocar um crescimento excessivo de organismos fitoplanctônicos (algas e cianobactérias). A presença desses organismos provocam sérios problemas operacionais em estações de tratamento de água (ETA) se estas não estiverem preparadas para inativá-los e ou removê-los.

A grande preocupação em estações de tratamento de água atualmente se deve a escolhas de tecnologias de tratamento inadequadas em relação às características do manancial de água explorado. A causa dessa inadequabilidade se deve à falta de um prévio monitoramento da qualidade da água do manancial, antes da elaboração do projeto, ou pela falta de proteção do manancial, possibilitando assim ações que modifiquem suas características (Mondardo *et al.*, 2006).

Além das algas, a presença de substâncias húmicas em águas de abastecimento tem recebido a atenção de diversos pesquisadores desde a década de 70. As substâncias húmicas são geradas pela decomposição da matéria orgânica natural (MON), tal como a vegetação. Quando encontradas em mananciais para abastecimento público, apresentam aspectos negativos conferindo cor elevada, odor e sabor (Tangerino & Di Bernardo, 2005). Além disso, quando o cloro é adicionado à água bruta, ele reage com a MON e pode produzir trihalometanos, destacando-se o clorofórmio (CHCl_3), ácidos mono, di e tricloroacético, e outros subprodutos clorados provenientes da oxidação - SPOs. Estes subprodutos podem ser tóxicos, cancerígenos, mutagênicos ou teratogênicos. Em elevadas concentrações e longos períodos de exposição podem causar danos à saúde pública. Da mesma forma que as substâncias húmicas, os organismos fitoplânctônicos constituem-se também em compostos precursores dos SPOs.

Vários estudos têm mostrado que os processos que envolvem o tratamento por ciclo completo, tecnologia que é amplamente utilizada nos sistemas existentes no Brasil, não são efetivos na eliminação de substâncias húmicas, algas e seus sub-produtos. Com isso torna-se indispensável o desenvolvimento e domínio de tecnologias alternativas de tratamento, ou

combinações destas, adequadas as condições técnicas, sociais, políticas e econômicas locais (Kuroda, 2006).

Di Bernardo *et al.* (2003a) destacaram o uso da dupla filtração como uma das mais promissoras tecnologias para tratamento de água, estimando-se que grande parte das necessidades de tratamento poderiam ser satisfeitas com o uso desta tecnologia. A dupla filtração é a tecnologia de tratamento de água de abastecimento que emprega a filtração direta ascendente seguida da filtração rápida descendente. A filtração em pedregulho tem sido empregada em condições diversas de pré-tratamento apresentando resultados satisfatórios em vários países, incluindo o Brasil.

Dentro do contexto mencionado acima, a cidade de Palmas, capital do estado do Tocantins, busca uma alternativa para o futuro no abastecimento de água da cidade. Palmas conta hoje com três Estações de Tratamento de Água com captação superficial. Em paralelo ao crescente aumento da demanda de água tratada, está ocorrendo a redução da vazão dos mananciais superficiais que abastecem a cidade. Por exemplo, o ribeirão Taquaruçu, responsável pelo abastecimento de aproximadamente 67% da população, encontra-se com sua vazão toda comprometida na época da seca. Sendo assim, a Companhia de Saneamento (SANEATINS) vem buscando uma nova fonte de abastecimento capaz de suprir em quantidade e qualidade as exigências da demanda.

O lago formado através da construção da UHE Luiz Eduardo Magalhães (UHE Lageado) é a mais viável e potencial fonte de abastecimento de Palmas, pois além de deter um volume de 5,5 bilhões de metros cúbicos, margeia a cidade em toda sua extensão, o que promove uma maior logística ao abastecimento de água para o consumo humano da localidade. Entretanto, segundo Silva *et al.* (2003), foi registrado no reservatório desta hidrelétrica a floração de cianobactérias tóxicas, sendo encontradas quantidades massivas de *Microcystis aeruginosa* e *Radiocystis fernandoi*. Concentrações de microcistinas acima de 3µg/L já foram medidos no lago da UHE durante as florações.

Assim, a Companhia de Saneamento, vem estudando a tecnologia de tratamento mais adequada para a qualidade da água do lago, sendo a Dupla Filtração uma opção a ser considerada. Este trabalho investigou a tecnologia de dupla filtração para o tratamento de água da cidade de Palmas, complementado ou não por carvão ativado pulverizado.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Esta pesquisa teve como objetivo geral, avaliar a dupla filtração (um filtro ascendente de pedregulho e um filtro descendente de areia) tratando água do reservatório da UHE Luiz Eduardo Magalhães na cidade de Palmas-TO.

2.2 Específicos

Os objetivos específicos da pesquisa foram os seguintes:

- 1º) Comparar a eficiência da dupla filtração, sem e com pré-cloração, com relação à remoção de matéria orgânica, algas e de subprodutos da desinfecção;
- 2º) Identificar e quantificar os subprodutos formados (trialometanos, haloacetonitrilas, haloacetonas, halopicrinas e ácidos haloacéticos) decorrentes da cloração;
- 3º) Verificar a eficiência da utilização do carvão ativado pulverizado na remoção de matéria orgânica, algas e subprodutos da desinfecção.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Tecnologias de tratamento de água para consumo humano

Segundo Di Bernardo & Dantas (2005) o objetivo das Estações de Tratamento de Águas - ETAs é produzir água de forma contínua e que atenda aos Padrões de Potabilidade, garantindo a manutenção da saúde pública. Isto é possível através da aplicação de tratamentos adequados sob os pontos de vista técnico, político, econômico, financeiro e social. A figura 3.1 ilustra as variáveis a serem consideradas na escolha no tipo de tratamento.

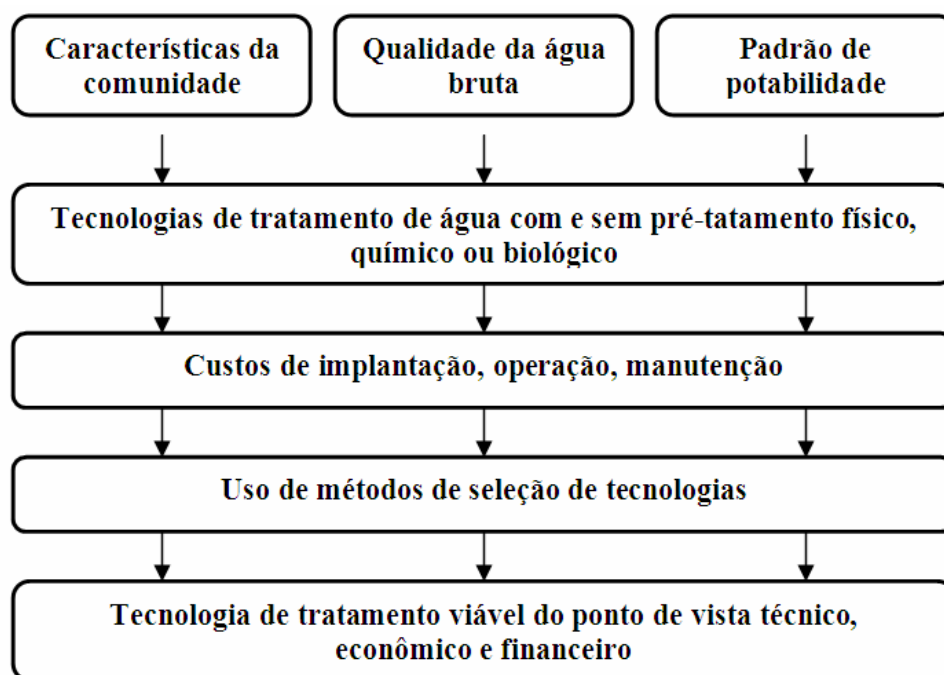


Figura 3.1: Seleção de tecnologias de tratamento de água para consumo humano (adaptado de Di Bernardo & Dantas, 2005).

Ainda segundo Di Bernardo & Dantas (2005), dentre as tecnologias tradicionais de tratamento visando tornar a água potável, há aquelas sem necessidade de coagulação química e com baixas taxas de filtração, como a FiMe – Filtração em Múltiplas Etapas (pré-filtração dinâmica, filtração grossa em pedregulho e filtração lenta em areia), e aquelas em que a coagulação química se faz necessário. Nestas se utilizam a filtração rápida, destacando-se o tratamento em ciclo completo (coagulação, floculação, decantação ou flotação e filtração rápida descendente), filtração direta descendente, filtração direta ascendente, dupla filtração e

floto-filtração. Cada uma dessas tecnologias apresenta características particulares e aplicações mais apropriadas.

A figura 3.2 apresenta em forma de diagrama de blocos as principais tecnologias usadas no tratamento de água para consumo humano.

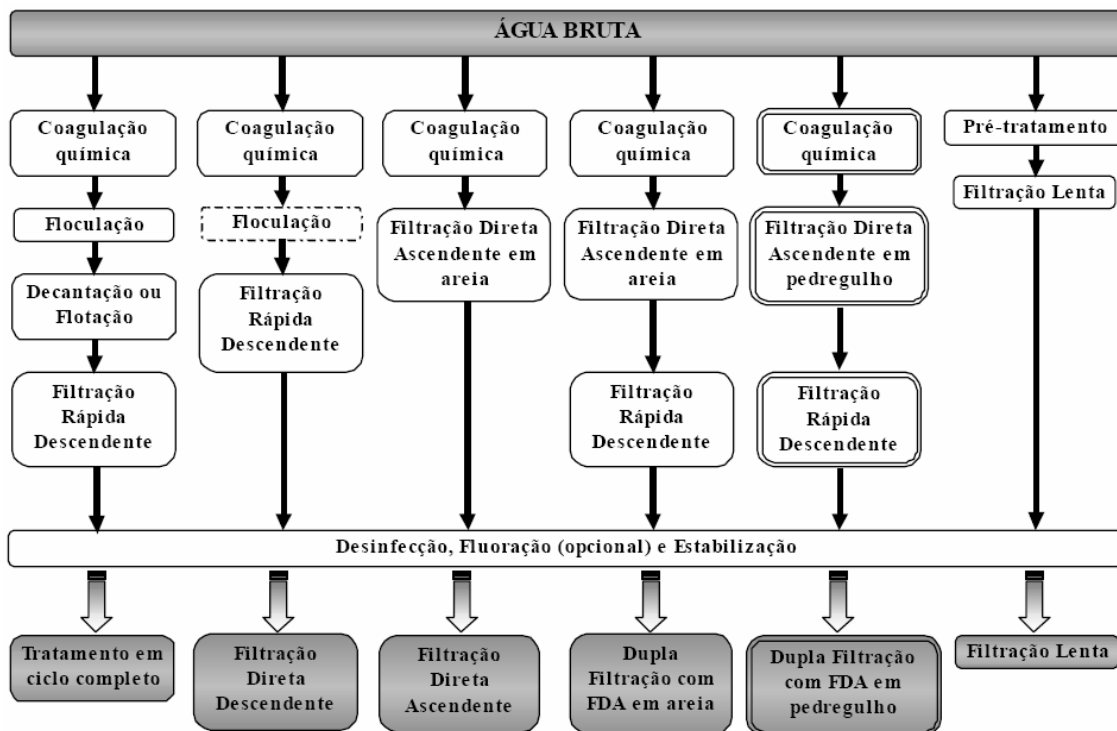


Figura 3.2: Principais tecnologias de tratamento de água para consumo humano (Di Bernardo & Dantas, 2005)

3.1.1 – Filtração direta

A filtração consiste na remoção de partículas suspensas e coloidais e de microrganismos presentes na água que escoam através de um meio poroso. Após certo tempo de funcionamento, há necessidade da lavagem do filtro, geralmente realizada pela introdução de água no sentido ascensional com velocidade relativamente alta para promover a fluidificação parcial do meio granular com liberação das impurezas (Di Bernardo *et al.*, 2003b).

A tecnologia de tratamento denominada filtração direta é aquela que geralmente emprega os processos de adição de coagulante, mistura rápida, e filtração. A filtração direta ascendente e descendente apresentam diversas vantagens sobre outras tecnologias que também utilizam a coagulação química. Pode-se citar a menor área requerida para a

implantação da estação, e menores custos de investimento e operação quando comparado ao de uma instalação de ciclo completo.

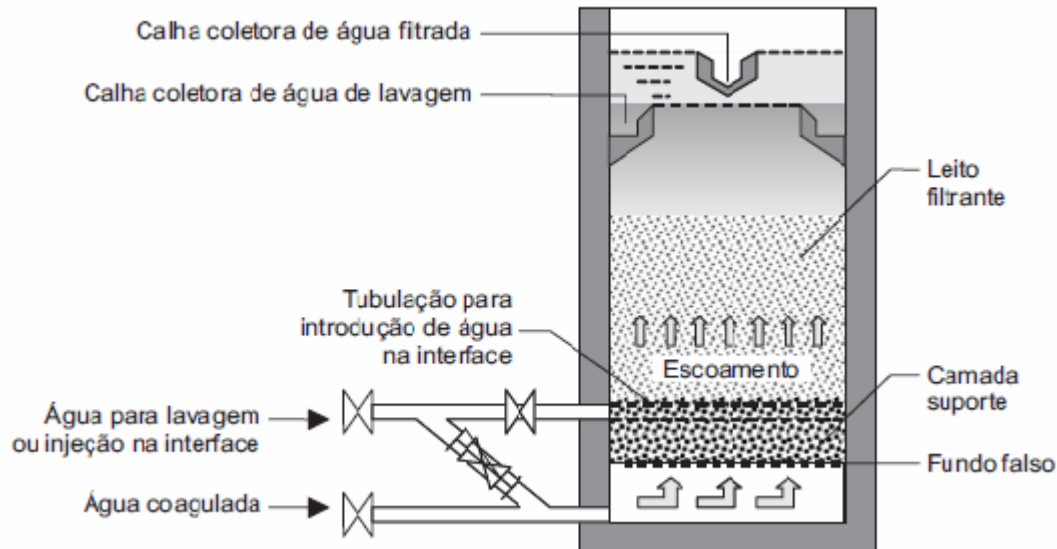


Figura 3.3: Esquema de um filtro ascendente de areia (Di Bernardo et al., 2003b)

Como pode ser visto na figura 3.3 o filtro ascendente consiste de uma câmara com fundo falso, onde acima deste é colocada a camada suporte e, em seguida, a camada filtrante de um único material (normalmente areia). A água a ser filtrada esco no sentido ascendente e é coletada em uma calha superior que também poderá servir para coletar a água de lavagem. Com a fluidificação do material filtrante durante as lavagens, os grãos mais grossos ficam em baixo e os mais finos em cima; assim, durante a filtração todo o material filtrante participa da filtração, retendo as impurezas de maiores diâmetros nas subcamadas inferiores e as menores, no material granular mais fino.

Cleasby e Logsdon (1999) ressaltam as vantagens da filtração direta para tratamento de águas superficiais, principalmente quando comparado aos sistemas de tratamento convencionais: os investimentos para implantação, o consumo de produtos químicos e a produção de lodo são significativamente menores. Dentre as desvantagens tem-se a inadequação para tratar águas com turbidez e/ou cor elevada, o menor tempo de resposta para lidar com mudanças na qualidade da água bruta e o pequeno tempo de detenção disponível para o controle de gostos e odores sazonais.

3.1.2 – Dupla filtração

A dupla filtração é caracterizada pelo uso da filtração direta ascendente como pré-tratamento para filtração descendente (figura 3.4). A água coagulada passa inicialmente pelo filtro ascendente, com material granular tendo granulometria apropriada para que seja produzida água filtrada com turbidez consistentemente inferior a 10 uT. As principais vantagens da dupla filtração em relação à filtração direta ascendente são: a) permite o tratamento de água com qualidade pior; b) possibilita o uso de taxas de filtração mais elevadas; c) oferece maior segurança do ponto de vista operacional com relação às variações bruscas de qualidade da água bruta; d) é maior a remoção global de microrganismos, aumentando a segurança com relação à desinfecção final; e) não há necessidade de descartar água filtrada no filtro ascendente no início da carreira de filtração, pois esta água será filtrada no filtro descendente (Di Bernardo *et al.*, 2003b).

A dupla filtração, que emprega filtro ascendente de areia grossa ou de pedregulho tem sido pesquisada de forma mais sistemática na América Latina, particularmente no Brasil (Di Bernardo *et al.*, 2003b).

A aplicação da filtração direta ascendente em pedregulho em sistema de dupla filtração consiste, basicamente, na passagem de água coagulada no sentido ascensional, por várias subcamadas de pedregulho, com tamanho variável entre 2,4 e 25,4 mm e disposição granulométrica decrescente no sentido do escoamento, totalizando espessura mínima de camada igual a 1,2 m.

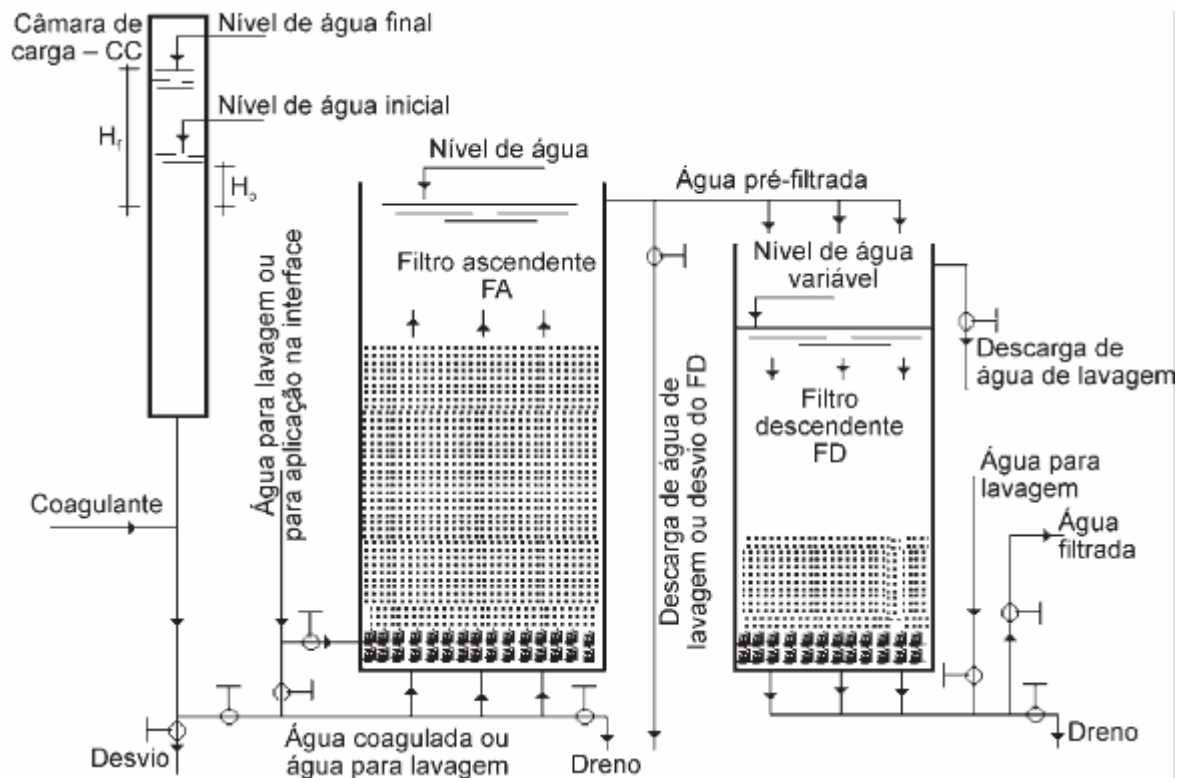


Figura 3.4: Esquema do sistema de dupla filtração (Di Bernardo et al., 2003b)

Segundo Di Bernardo (1993), o sistema de dupla filtração é recomendado para os casos nos quais, embora a água bruta apresente valores de turbidez, cor verdadeira ou concentração algal adequados à aplicação da filtração direta ascendente, o NMP de coliformes totais é elevado ou existe risco da presença de outros organismos altamente resistentes à desinfecção com cloro. A dupla filtração pode também ser aplicada com sucesso para água bruta que apresente picos temporários de turbidez, cor verdadeira ou concentração algal superiores àqueles que tornariam possível seu tratamento apenas por meio da filtração direta ascendente.

Apresenta-se a seguir alguns estudos já realizados sobre a filtração ascendente em pedregulho.

Megda *et al.* (1999) estudaram a aplicação da filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento a filtração rápida descendente. A turbidez da água bruta variou entre 6 e 71 uT, os filtros de pedregulho trabalharam com taxas de filtração de 12 a 115 m³/m².d e de 250 m³/m².d para o filtro descendente. Os autores obtiveram água tratada com qualidade satisfatória em relação à turbidez, com valores sempre abaixo de 1 uT, cor aparente abaixo de 5 uC e coliformes totais sempre abaixo de 5 ufc/100 mL.

Gusmão e Di Bernardo (2003) estudaram um sistema de dupla filtração, com taxas de filtração no filtro ascendente variando de 195 a 375 m³/m².d e no filtro descendente entre 190 e 490 m³/m².d. Foi verificado que para valores de turbidez da água bruta de até 12 uT, não havia necessidade do filtro descendente para atendimento do padrão de potabilidade. Para a taxa de filtração de 200 m³/m².d no filtro ascendente e com a utilização de descargas de fundo a duração das carreiras se estendeu por um período superior a 3 dias. A coagulação foi realizada com sulfato de alumínio com dosagens insuficientes para a neutralização total de cargas. Os ensaios realizados não demonstraram a eficácia da instalação na remoção de carbono orgânico total.

Kuroda (2002) avaliou a filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento em sistemas de dupla filtração. A investigação experimental foi realizada em instalação piloto, variando-se a taxa de filtração nos filtros ascendente (60 a 240 m³/m².dia) e descendente (100 a 240 m³/m².dia), com e sem execução de descargas de fundo intermediárias no ascendente. A água bruta foi proveniente de um manancial superficial com pH entre 6,5 a 7,5, valores de turbidez compreendidos entre 8,5 e 21 uT e alcalinidade entre 7,6 e 10 mg CaCO₃/L. Dentre os resultados obtidos pode-se destacar que: (i) embora o filtro FRD tenha sido capaz de absorver os picos de turbidez (30 a 50 uT) decorrentes do carreamento e desprendimento de flocos do filtro ascendente em pedregulho, nos ensaios sem execução de descargas de fundo intermediárias (DFIs) e taxas de 240 m³/m².dia, o seu desempenho foi insatisfatório; (ii) a eficiência global do sistema de dupla filtração com filtro ascendente em pedregulho foi satisfatória tendo o efluente final apresentado turbidez durante a maior parte do tempo inferior à 0,1 uT, independente da qualidade da água bruta.

De Paula (2003) avaliou o desempenho de uma instalação piloto de dupla filtração no tratamento de água superficial, apresentando turbidez entre 8,5 e 21 uT. A taxa de filtração variou de 120 a 360 m³/m².dia no filtro ascendente de areia grossa (FAAG) e de 200 a 400 m³/m².dia no filtro rápido descendente de areia (FRD). Foram executadas descargas de fundo intermediárias no filtro ascendente durante a carreira de filtração para avaliar a instalação

piloto. Concluiu-se que: (i) a eficiência global do sistema de dupla filtração com filtração ascendente em areia grossa foi satisfatória, apresentando efluente final com turbidez inferior a 1 uT e cor verdadeira inferior a 1 uH; (ii) a distribuição da perda de carga nas camadas do meio granular do FAAG não apresentou diferenças significativas para as variadas taxas de filtração e modo de operação (com e sem execução de DFIs); (iii) os ensaios que foram realizados com a execução de DFIs apresentaram carreiras de filtração mais longas.

Dantas (2004) estudou o desempenho de dois sistemas de dupla filtração, sendo um constituído de filtro ascendente de areia grossa e filtro descendente de areia (sistema 1) e outro de filtro ascendente de pedregulho e filtro descendente de areia (sistema 2). Foi realizada investigação experimental com dois tipos de água, água tipo I com turbidez em torno de 100 uT e água tipo II com turbidez em torno de 300 uT. O coagulante utilizado foi o sulfato de alumínio, não necessitando o uso de acidificante ou alcalinizante. Foram variadas as taxas de filtração nos filtros ascendentes e descendentes, em 120 a 240 m³/m².d e 180 a 300 m³/m².d, respectivamente. Os ensaios foram feitos com e sem descargas de fundo intermediárias (DFIs) nos filtros ascendentes. A principal conclusão do trabalho foi que os dois sistemas foram capazes de produzir água filtrada com turbidez consistentemente menor que 0,5 uT e que a produção efetiva de água depende da turbidez da água de estudo, das taxas de filtração, da execução das DFIs e da carga hidráulica disponível para a retenção de sólidos.

Wiecheteck *et al.* (2004) estudaram dois sistemas de dupla filtração, um utilizando filtro ascendente de areia grossa (sistema 1) e outro com filtro ascendente de pedregulho (sistema 2), seguidos de filtros descendentes de camada única de areia. Os filtros foram estudados visando a remoção de substâncias húmicas de água com cor verdadeira entre 90 e 110 uH. As taxas de filtração nos filtros ascendentes foram de 80, 120 e 180 m³/m².d e nos descendentes de 80, 120, 150, 160, 180, 200, 240 e 280 m³/m².d. Na maior parte do tempo de funcionamento, o efluente dos filtros descendentes apresentou cor aparente < 1 uH. A remoção de substâncias húmicas foi eficiente em termos de absorvância 254 nm (média de 93% nos dois sistemas); quanto ao carbono orgânico dissolvido, as melhores eficiências de remoção obtidas foram de 53,7% no sistema 1 e de 48,7% no sistema 2.

Para verificar a eficiência do sistema de dupla filtração na remoção de algas, Sales (2005) estudou um sistema composto por 4 pares de filtros operando simultaneamente. Os filtros ascendentes e descendentes trabalharam com taxas de 183 e 325 m³/m².d respectivamente. A água de estudo foi proveniente do açude Gavião, que abastece a região metropolitana de Fortaleza-CE, e apresenta concentrações de cianobactérias superiores a

200.000 cel/mL. Foram estudados três tipos de oxidantes na pré e na intercloração, o cloro, o dióxido de cloro e o permanganato de potássio. Como resultados obtidos, foi comprovado que o uso do cloro e dióxido de cloro aumentou a remoção de cor aparente, de turbidez e de células de cianobactérias. O uso do permanganato de potássio não apresentou vantagens que justifiquem a sua utilização. Verificou-se que há uma correlação entre as concentrações de cianobactérias e a formação de ácidos haloacéticos. Constatou-se também que a coagulação seguida da dupla filtração pode ser eficaz para remoção de precursores da formação dos subprodutos estudados em um nível que evita concentrações dessas substâncias ultrapassem os limites estabelecidos pelos padrões de potabilidade brasileiro, da USEPA (EUA) e da OMS.

Também avaliando a dupla filtração tratando águas com altas concentrações de cianobactérias, Kuroda (2006) estudou em instalação piloto a remoção de células e subprodutos da cultura de cepa tóxica *Microcystis spp.* A instalação piloto era composta por filtro ascendente de pedregulho e filtro descendente de areia, que trabalharam com taxas de 120 e 180 m³/m².d respectivamente. Também foram avaliados a utilização da oxidação com cloro, dióxido de cloro e permanganato de potássio e da adsorção em carvão ativado pulverizado e granular. O estudo concluiu que a concepção de dupla filtração utilizada mostrou ser bastante eficiente na remoção de células de *Microcystis spp.* e, conseqüentemente, de microcistinas intracelulares, porém, a remoção ou degradação de microcistinas intracelulares só foi significativa com o emprego de processos complementares de oxidação e ou adsorção. Concluiu-se também que não houve formação expressiva de subprodutos organohalogenados nos efluentes dos processos de tratamento, após serem submetidos á cloração e tempo de contato de 1 dia.

Braga *et al.* (2007) avaliaram o desempenho do processo de dupla filtração, com um filtro ascendente em pedregulho, com taxa de 90 m³/m².d, seguido de dois filtros descendentes em areia com diferentes granulometrias, operando em paralelo, com taxa de 350 m³/m².d. O sistema tratou água com baixa turbidez e presença de algas. Os filtros descendentes caracterizaram-se por uma filtração com ação superficial e apresentaram efluente com valores médios de turbidez de 0,30 a 0,40 uT, e clorofila-a em torno de 0,9 a 1,5 mg/L. Uma parcela considerável da remoção de impurezas presentes na água bruta ocorrem no filtro ascendente de pedregulho. O filtro de areia com granulometria mais grossa (tamanho efetivo de 1,29 mm e coeficiente de desuniformidade de 1,2), apresentou um melhor desempenho que o outro

filtro de areia, com duração das carreiras de filtração de 7,5 a 13 horas mais longas, para a taxa de filtração adotada.

Silva (2009) avaliou a dupla filtração com e sem a pré e inter-oxidação com cloro e a adsorção em carvão ativado granular, no tratamento de água do reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães em Palmas-TO. O filtro ascendente foi operado com taxa de filtração de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e o descendente com $180 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Os resultados obtidos mostraram que a dupla filtração, associada com filtração de carvão ativado granular, produziu água que atendem a portaria 518 do Ministério da Saúde. A pré-oxidação possibilitou uma melhora da qualidade do efluente do filtro ascendente e a inter-oxidação favoreceu que o filtro descendente produzisse os menores valores de turbidez e cor. O processo de tratamento por adsorção com carvão ativado granular, utilizado como pós-tratamento, mostrou ser bastante eficiente para assegurar a qualidade dos efluentes finais, especialmente, com relação à matéria orgânica, remoção de cianobactérias, turbidez e cor.

3.2 Subprodutos da desinfecção

A maioria dos sistemas de tratamento de água utiliza produtos químicos nas etapas de tratamento. O cloro é o agente mais usado, pois, em qualquer dos seus diversos compostos, é eficiente para destruir ou inativar os organismos causadores de enfermidades. Os riscos relacionados ao processo de cloração da água estão associados muito mais aos seus subprodutos do que com os agentes utilizados.

Existe um grande número de compostos orgânicos na água bruta. Estes podem reagir com o cloro livre levando à formação de diversos subprodutos, entre eles os denominados trialometanos (THMs). Segundo Paschoalato (2005), os principais subprodutos organohalogenados da oxidação podem ser classificados em:

- Trialometanos (THM): clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano, bromofórmio;
- Haloacetoneitrilas (HAN): dicloroacetoneitrila, tricloroacetoneitrila, dibromoacetoneitrila, tribromoacetoneitrila, bromocloroacetoneitrila;
- Halopicrinas (HP): cloropicrina;
- Haloacetonas (HK): 1,1-dicloropropanona, 1,1,1-tricloropropanona;
- Clorohidrato;

- Ácidos haloacéticos (AHA): ácido monocloroacético, ácido monobromoacético, ácido dicloroacético, ácido tricloroacético, ácido bromocloroacético, ácido bromodicloroacético, ácido dibromoacético, ácido clorodibromoacético, ácido tribromoacético.

O primeiro estudo que identificou a presença de trialometanos em água para consumo humano foi realizado no início dos anos 70 nos Estados Unidos. Bellar *et al.* (1974) foram os primeiros a mostrar que trialometanos são formados no processo de desinfecção com o cloro, através da reação deste com a MON presente na água. Em seus estudos estes autores mediram concentrações de clorofórmio entre 37 a 150 µg/L.

Em 1979, estudo realizado pelo National Cancer Institute demonstrou a carcinogenicidade do clorofórmio em ratos e camundongos. Esta constatação trouxe grande preocupação com a relação a presença deste e outros compostos na água potável (Singer, 1993).

Estes resultados fizeram com que a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Environmental Protection Agency - EPA) estabelecesse em 100 µg/L o limite máximo para a soma das concentrações dos THMs (clorofórmio + bromodiclorometano + dibromoclorometano + bromofórmio) em águas para consumo humano. Atualmente, acredita-se que existe uma forte relação entre o câncer de bexiga, cólon e reto e a ingestão de água tratada, na presença de THMs (Tominaga & Midio, 1999).

No Brasil, dentre os subprodutos da desinfecção, tem sido estudados principalmente os THMs, tendo em vista que estes são regulados pela Portaria 518/04 que estabelece os padrões de qualidade da água potável. Não existem padrões de qualidade da água para outros compostos, tais como os ácidos haloacéticos, cloro hidrato e haloacetonitrilas, que podem afetar igualmente a saúde da população (Montanha *et al.*, 2007).

3.3 Precusores dos SPOs

3.3.1 – Matéria orgânica natural

A presença de compostos provenientes da decomposição da matéria orgânica natural em águas superficiais, agrupados em substâncias não húmicas e húmicas, é a principal causa da cor na água. A fração não-húmica corresponde às proteínas, aos aminoácidos, aos carboidratos e aos ácidos orgânicos de baixo peso molecular; a fração húmica tem característica hidrofílica e compreende os ácidos húmicos e fúlvicos, com alto peso molecular (Wiecheteck *et al.*, 2004).

De acordo com Sawyer *et al.* (2003), as substâncias húmicas são formadas principalmente pela decomposição de matéria vegetal. Com exceção de tanino, a natureza dessas substâncias não é conhecida, mas elas são coloridas, altamente refrativas, poliméricas, tem alto peso molecular e apresentam um caráter fenólico. Devido à semelhança com húmus de solos orgânicos, são comumente referidas como substâncias húmicas.

Segundo Borges (2003), o tipo e a concentração de MON é difícil de ser quantificada, sendo estes compostos normalmente quantificados por métodos indiretos. Embora estes métodos tenham suas limitações, alguns deles são de fácil execução. Alguns destes métodos são:

- COT (carbono orgânico total);
- Absorção em UV a 254 nm;
- THMFP (potencial de formação de trihalometanos);
- THMSDS (simulação da formação de trihalometanos).

O carbono orgânico total é um indicativo da concentração de matéria orgânica nas águas e tem sido amplamente utilizado, porém ele não define a natureza das ligações do carbono no meio. A presença de duplas ligações na molécula de ácido húmico propicia a absorção de energia na faixa do ultravioleta (UV a 254 nm), portanto este parâmetro vem sendo utilizado para determinar indiretamente a presença do carbono orgânico aromático em águas (Borges, 2003).

Tem sido demonstrado que as substâncias húmicas são especialmente reativas com uma variedade de oxidantes e desinfetantes utilizados no tratamento de água, produzindo trihalometanos, ácidos haloacéticos e outros produtos halogenados. O consumo de água clorada com subprodutos tem sido relacionado, através de estudos epidemiológicos, a incidência de câncer nos tratos digestivo e urinário e a problemas reprodutivos. Apesar de os estudos não

serem ainda conclusivos, as evidências são suficientes para causar preocupação, tendo sido adotados limites para a concentração de alguns dos subprodutos nas águas destinadas ao consumo humano (Singer, 1999).

Paschoalato (2005) avaliou a formação de subprodutos da oxidação em água contendo altas concentrações de substâncias húmicas. Foi verificado pela pesquisadora que os fatores que mais influenciaram no aumento da formação de trialometanos foram: maior concentração de substâncias húmicas, tempo de contato e temperatura da água de estudo.

Wiecheteck *et al.* (2005) também avaliaram a formação de subprodutos da oxidação em águas com substâncias húmicas, testando vários tipos de oxidante. Houve formação de haloacetoneitrilas, halocetonas, e halopicrinas em todos os ensaios, em concentrações menores que 8 µg/L. Foi observada a formação de ácidos haloacéticos nas amostras de água pré-oxidada, principalmente quando utilizou-se ozônio como pré-oxidante, em concentrações de 224 µg/L de ácido cloroacético e de 208 µg/L de ácido dicloroacético; no ensaio com pré-oxidação com dióxido de cloro as concentrações obtidas resultaram abaixo de 50 µg/L.

3.3.2 – Algas

A biomassa de algas e seus produtos extracelulares também podem agir como precursores de trialometanos, especialmente em corpos de águas com alto grau de eutrofização. Nestes casos, níveis elevados de organoclorados podem ser formados na desinfecção.

Hoehn *et al.* (1980) concluíram em seus estudos que a presença de clorofila-a na água está diretamente relacionada com as concentrações de trialometanos. Tanto as células como a matéria orgânica extracelular das algas são importantes precursores de trialometanos, sendo mais significativa a contribuição da matéria orgânica extracelular do que as células propriamente ditas.

Kuroda *et al.* (2007), avaliaram o potencial de formação de subprodutos organohalogenados a partir de águas contendo células de *Microcystis spp.* Os resultados mostraram que o potencial de formação de trialometanos, para a água com $1,4 \times 10^5$ cel/mL de *Microcystis spp.* foi de 31 µg/L, enquanto que para a água com $5,5 \times 10^5$ cel/mL de *Microcystis spp.* foi de 183 µg/L, sendo este último valor superior ao limitado pela Portaria MS 518/2004 que é de 100 µg/L, o que pode indicar uma relação direta entre a densidade de *Microcystis spp.* e a formação máxima de THMs. Os pesquisadores chegaram a conclusão que

os organismos fitoplanctônicos e ou seus metabólitos também se constituem em potenciais precursores de SPOs.

Borges (2003) estudou o potencial de formação de trialometanos em diferentes amostras de água, em distintas condições, inclusive na presença de algas. Os resultados mostraram que houve um potencial de formação nas amostras contendo algas (*Microcystis panniformis*, *Monoraphidium sp.*, *Staurastrum sp.*, *Selenastrum sp.*, *Scenedesmus sp.*), bem como no material extracelular.

Karimi e Singer (1991) publicaram um estudo onde observaram a correlação entre a aplicação de cloro em um reservatório eutrofizado, para o controle de algas com a conseqüente formação de trialometanos. Muitos fatores, como a diversidade de espécies durante o ano, ou mesmo a diminuição das algas em determinados períodos influenciaram na formação de trialometanos.

Jack *et al.* (2002), em experimentos com águas de rios tributários de uma mesma bacia hidrográfica verificaram que o potencial de formação de trialometanos aumentava proporcionalmente com a concentração de clorofila-a. Foi observado que um aumento na concentração de clorofila-a de 5 µg/L para 25 µg/L causou um aumento no potencial de formação de trialometanos de 40% a 50%.

3.4 Uso do carvão ativado

O carvão ativado (CA) é o principal adsorvente usado em escala real no tratamento de água. Ele é sólido, com área superficial interna extremamente alta, conseguindo assim capturar o máximo de material orgânico dissolvido. É produzido a partir de uma variedade de materiais, incluindo madeira, osso, casca de côco, lignina e hulha (Müller, 2008).

O carvão ativado é um elemento oriundo de material carbônico, com uma estrutura porosa e desenvolvida, o que lhe confere grande área específica e habilidade de adsorver substâncias de origens orgânica e inorgânica, tanto na fase gasosa quanto na líquida (Marmo, 2005).

Dentre as tecnologias alternativas utilizadas na redução dos problemas de cor, turbidez, substâncias húmicas, sabor e odor em águas de abastecimento, existe a aplicação do carvão ativado, seja carvão ativado pulverizado ou carvão ativado granular (CAG). Além disso, o uso do carvão ativado promove a remoção dos subprodutos da desinfecção

(Tangerino e Di Bernardo, 2005). O CAP também tem se mostrado efetivo na remoção de algas e suas cianotoxinas, especialmente a microcistina (Kuroda, 2006).

Segundo Di Bernardo & Dantas (2005), diversos parâmetros podem ser usados para descrever a capacidade adsorviva do carvão ativado, tais como:

- Número do Melaço ou Índice de Descoloração – está associado à capacidade do CA em adsorver moléculas de grande massa molar;
- Índice de Fenol – expressa a quantidade de CA necessária para diminuir a quantidade de fenol de 100 para 10 mg em solução aquosa;
- Índice de Azul de Metileno – indica a capacidade do CA em adsorver moléculas com área superficial dos poros maiores que 1,5 nm;
- Número de Iodo – expressa a quantidade de iodo que é adsorvida pelo CA sob condições específicas e geralmente está relacionado com a adsorção de moléculas de pequena massa molar.

Diversas pesquisas têm destacado o uso do carvão ativado na adsorção de compostos orgânicos presentes em águas para abastecimento público, em especial para a remoção do clorofórmio.

Marmo (2005) avaliou, em escala de laboratório, a formação de trihalometanos produzidos em reações de oxidação, com cloro livre, de amostras de água contendo ácidos húmicos, sob diferentes concentrações e tempos de contato. Foram realizados ensaios de remoção de THM por adsorção em diferentes concentrações de carvão ativado pulverizado (CAP), seguido de processos de coagulação com sulfato de alumínio, floculação, sedimentação e filtração, em reatores estáticos. Os resultados obtidos com a adsorção com CAP, apresentaram remoções de THM das amostras de até 89%. O aumento da concentração de CAP de 10 para 150 mg/L, e do tempo de contato de adsorção de 60 para 120 minutos, contribuiu para os melhores desempenhos nos experimentos realizados.

Müller (2008) estudou a eficiência do carvão ativado pulverizado, na remoção da cianotoxina microcistina presente na represa Lomba do Sabão, Porto Alegre, Brasil. Foram avaliados cinco amostras de CAP, produzidas a partir de madeira de osso, antracito e coco. Os resultados encontrados mostraram que, quando o CAP foi aplicado na água bruta, a remoção da toxina ficou em torno de 99 %, ficando abaixo do VMP pelo Ministério da Saúde. Já quando foi dosado próximo a aplicação do coagulante, a remoção da toxina não foi satisfatória.

3.5 Aspectos legais sobre a qualidade de água

Em relação à qualidade da água tratada para consumo humano, a legislação em vigor no Brasil é a portaria nº 518 de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde. Esta portaria estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Na portaria estão estabelecidos os limites máximos permitidos de dezenas de parâmetros físico, químicos e biológicos, que precisam ser respeitados na saída do tratamento (Brasil, 2004).

Para a turbidez, a portaria estabeleceu os valores listados na tabela 3.1, para águas que passaram pelo processo de filtração ou por sistemas que utilizam somente a pré-desinfecção. Ainda há uma recomendação para que os sistemas que utilizam a filtração rápida tenham como meta alcançar valores de turbidez inferiores a 0,50 uT, com o objetivo de assegurar a adequada eficiência de remoção de enterovírus, cistos de *Giardia* spp e oocistos de *Cryptosporidium* SP. Já em relação ao parâmetro de cor aparente, a portaria estabeleceu o valor máximo permitido de 15 uH na saída do sistema.

Tabela 3.1: Padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção

Tratamento da água	VMP*
Desinfecção (água subterrânea)	1,0 uT em 95% das amostras
Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta)	1,0 uT
Filtração lenta	2,0 uT em 95% das amostras

*VMP – valor máximo permitido

Nesta portaria, foi inserida a problemática das florações de algas no tratamento de água para consumo humano. O monitoramento de cianobactérias em mananciais no ponto de captação, bem como de cianotoxinas na água tratada tornou-se obrigatório. A portaria exige, no §5.º do artigo 18 que, sempre que o número de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, exceder 20.000 células/mL, será exigida a análise semanal de cianotoxinas na água na saída do tratamento. Ficou estabelecido o valor máximo permitido para cianotoxinas (microcistinas) de 1µg/L para água tratada.

Outro avanço que a portaria trouxe, foi a obrigatoriedade por parte dos responsáveis dos sistemas de abastecimento, de realizarem o monitoramento da qualidade da água bruta dos mananciais usados para o abastecimento público. Este monitoramento deve ser realizado obedecendo aos parâmetros exigidos na legislação vigente de classificação e enquadramento de águas superficiais, que atualmente é a resolução n°. 357 de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente - Conama.

Em relação aos subprodutos da oxidação, a portaria 518 comenta muito pouco sobre estes compostos, sendo que somente fixa em 100 µg/L o valor máximo permitido para os trialometanos totais (TTHMs) na saída do sistema e na rede de distribuição.

A legislação dos Estados Unidos, por meio da Agência de Proteção Ambiental – USEPA é mais restritiva quanto a presença destes compostos em água para consumo humano. Ela limita em 80 µg/L a concentração de trialometanos totais e em 60 µg/L a concentração de ácidos haloacéticos na água tratada.

4. METODOLOGIA

Neste capítulo são apresentadas as etapas do estudo realizado, sendo primeiramente feita a descrição detalhada da instalação piloto de dupla filtração e os aspectos relacionados ao seu funcionamento. Em seguida, mostrados os procedimentos para caracterização da água de estudo, e a programação dos ensaios experimentais em bancada e instalação piloto.

4.1 Concepção da instalação piloto de dupla filtração - IPDF

A instalação piloto foi montada na área da ETA 006 em Palmas-TO. Este local foi escolhido devido à estrutura laboratorial existente, e também por ser a área de futura ETA para utilização da água do Lago. A figura 4.1 mostra o local de instalação da IPDF.

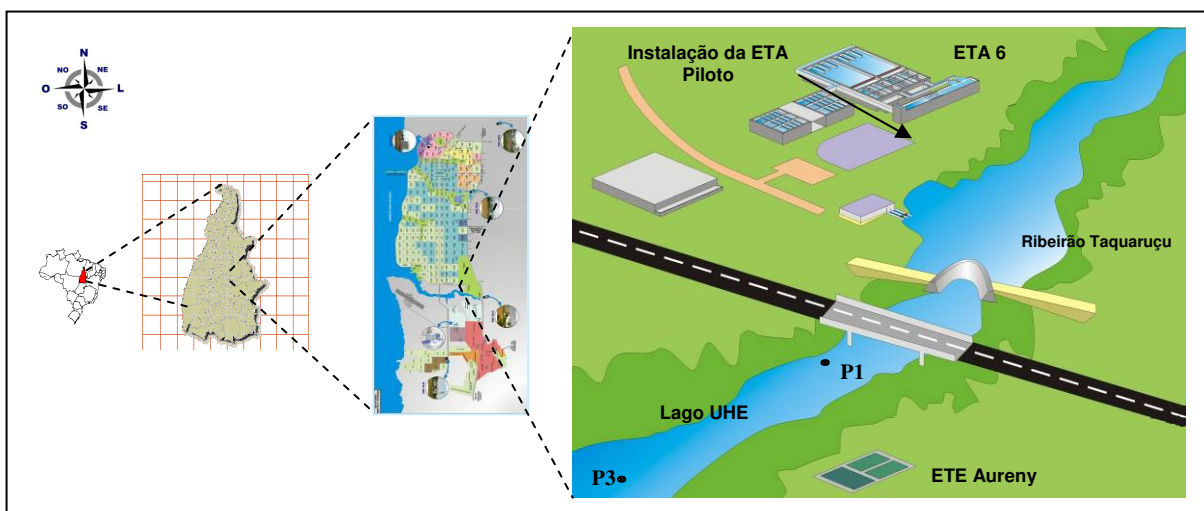


Figura 4.1: Localização da IPDF.

A IPDF é constituída pelos sistemas de recalque de água bruta, de regularização da vazão de água bruta, de mistura rápida e coagulação química, de distribuição de água coagulada, de coluna de pré-oxidação e coluna de adsorção, de filtro ascendente de pedregulho (FAP), filtro rápido descendente (FRD), de coluna de inter-oxidação e filtro de carvão ativado granular (FCAG). A figura 4.2 mostra o esquema geral da IPDF. Como não era objeto de estudo desta dissertação, não foram utilizados nos experimentos, a coluna de inter-oxidação e o filtro de carvão ativado granular.

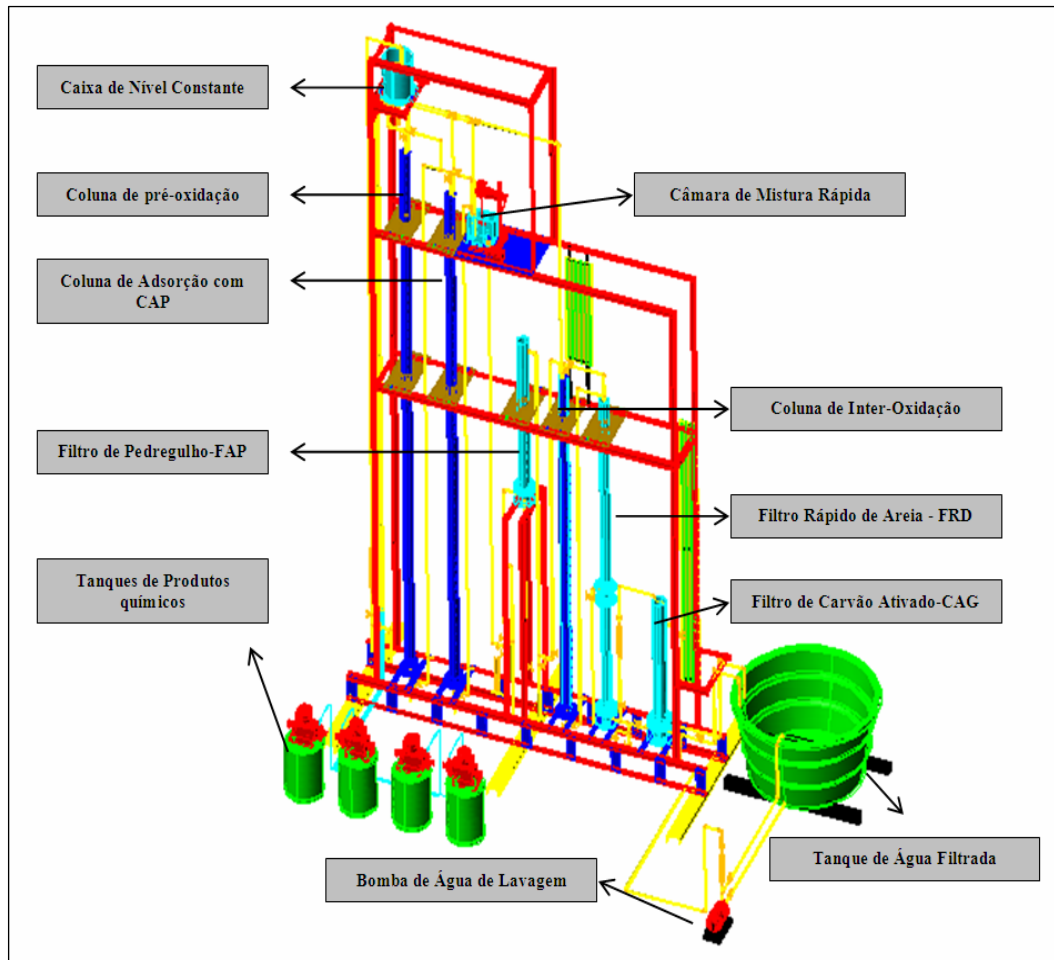


Figura 4.2: Esquema geral da IPDF



Figura 4.3: Vista externa e interna da IPDF (filtro de pedregulho no detalhe).

4.1.1 Adução e regularização da vazão de água bruta

A água de estudo foi armazenada em um reservatório de 10 m³ (figura 4.4) localizado ao lado da IPDF, onde era bombeada com vazão constante de 90 L/h. Na tubulação de recalque da água bruta, foi instalado um rotômetro para medição de vazão e um registro para ajuste da perda de carga turbulenta.



Figura 4.4: Reservatório da água de estudo e bomba de recalque para IPDF.

A água bruta chegava inicialmente na caixa de nível constante (figura 4.5), que encaminhava a vazão exata para a IPDF, sendo que a vazão excedente vertia para o extravasor.

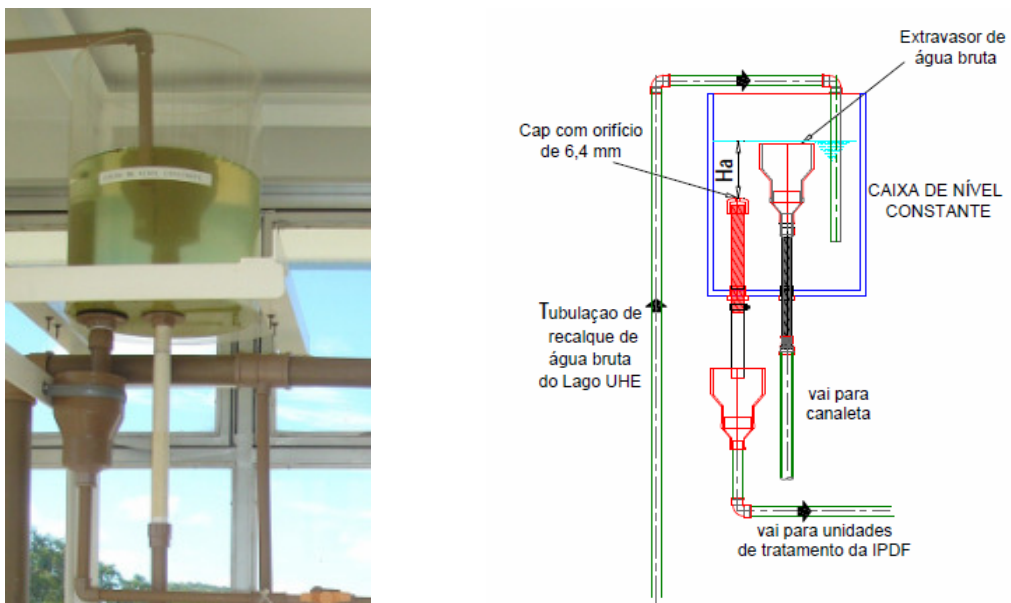


Figura 4.5: Foto e esquema da caixa de nível constante.

4.1.2 Colunas de pré-oxidação e adsorção com CAP

Da caixa de nível constante, a água bruta poderia ser ou não encaminhada à coluna de pré-oxidação (tubo de acrílico, de 110 mm), onde receberia a aplicação de cloro. Esta coluna (figura 4.6) foi dimensionada para resultar tempo de contato de aproximadamente 30 min. Em seguida, a água pré-oxidada (ou bruta) poderia ou não receber a aplicação da suspensão de carvão ativado pulverizado na coluna de adsorção (tubo de acrílico, de 110 mm), com tempo de contato da ordem de 32 min. O sistema foi projetado também prevendo o by-pass da água bruta às unidades de pré-oxidação e de adsorção e encaminhamento direto para a unidade de mistura rápida.



Figura 4.6: Colunas de pré-oxidação e adsorção em CAP.

4.1.3 Mistura rápida

A caixa de mistura rápida foi feita de acrílico, sendo que na passagem da ante-câmara para a câmara de mistura foi adicionado o coagulante químico (sulfato de alumínio). Como a paleta do agitador e a câmara de mistura da IPDF são idênticas às do jarteste, foi possível otimizar o gradiente de velocidade em bancada e aplicação do melhor resultado na IPDF. Uma parte da vazão da água coagulada (aproximadamente 2 L/h) extravasava continuamente no ponto de coleta de água coagulada, permitindo o controle da dosagem de coagulante e o respectivo pH de coagulação.



Figura 4.7: Detalhe da caixa de mistura rápida

4.1.4 Filtro ascendente de pedregulho

Após a mistura rápida, a água coagulada era submetida à filtração ascendente em pedregulho. O FAP (figura 4.8) era de acrílico com diâmetro interno de 113 mm e diâmetro externo de 125 mm. Foram colocadas 5 subcamadas de pedregulho, totalizando 1,40 m (ver tabela 4.1), com coeficiente de esfericidade de 0,70 e porosidade de 0,45. A distribuição da água para lavagem e da água coagulada foi feita por meio de placa com nove orifícios de 4,8 mm localizada no fundo do filtro.

Tabela 4.1: Material filtrante do FAP

Tamanho do Material (mm)	Espessura da subcamada (mm)
2,0 a 4,8 (topo)	600
4,8 a 7,9	300
7,9 a 12,7	200
12,7 a 19,0	150
19,0 a 25,4	150



Figura 4.8: Filtro ascendente de pedregulho

4.1.5 Filtro rápido descendente

A água pré-filtrada era encaminhada para o filtro rápido descendente (FRD). O FRD é de acrílico com diâmetro interno de 90 mm e diâmetro externo de 100 mm. A distribuição da água para lavagem e a coleta da água filtrada foi feita por meio de placa com nove orifícios de 4,8 mm localizada no fundo do filtro, sendo que ele possui uma tela de aço inoxidável com abertura de 0,30 mm e fios de 0,5 mm de espessura, disposta sobre a placa perfurada, de forma que o material filtrante foi colocado diretamente sobre a mesma. O meio filtrante era constituído de areia fina, sendo as características descritas na tabela 4.2. Na figura 4.9 é apresentada a curva granulométrica do meio filtrante, já a figura 4.10 mostra a foto do filtro de areia montado na IPDF.

Tabela 4.2: Material filtrante do FRD

Característica	Valor
Tamanho dos grãos (mm)	0,30 a 1,41
Tamanho efetivo (mm)	0,42 a 0,45
Coefficiente de desuniformidade	1,60 a 1,70
Coefficiente de esfericidade	0,80
Espessura da camada (m)	0,70

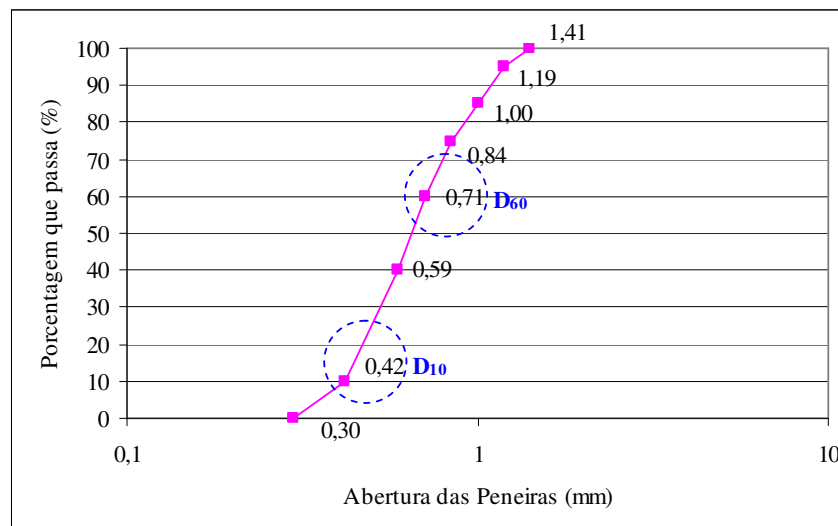


Figura 4.9: Curva Granulométrica da Areia do FRD

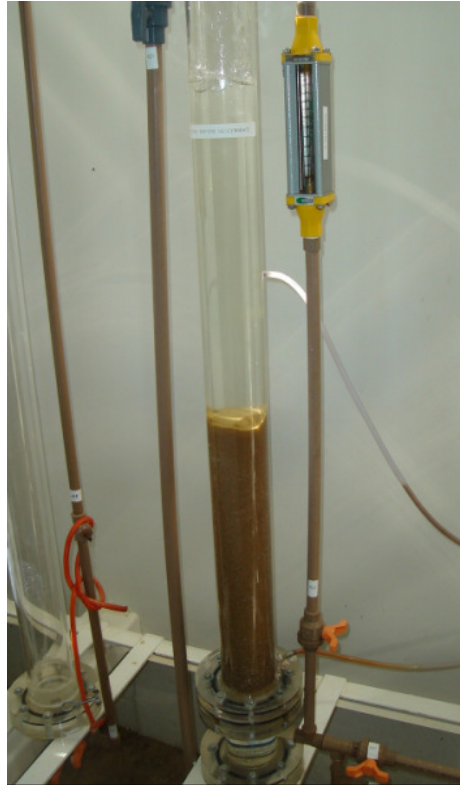


Figura 4.10: Foto do FRD.

4.1.6 Piezômetros

Ao longo da altura dos filtros foram instaladas tomadas para medida de pressão, adaptando-se pequenos espigões em latão de 3,2 mm de diâmetro interno, onde eram conectadas as mangueiras de cristal com 5,0 mm de diâmetro, para compor os quadros piezométricos dos filtros, devidamente graduados. Os espigões eram providos de uma tela metálica com abertura de malha de # 0,2 mm disposta, transversalmente, a fim de evitar possíveis perdas de material filtrante na retirada de ar das mangueiras.

Foram adaptadas seis tomadas piezométricas no FAP (ver figura 4.11) e dois no FRD, permitindo, desta forma, verificar a penetração de impurezas no meio granular dos filtros e controlar as operações de descargas de fundo intermediárias – DFI no FAP.

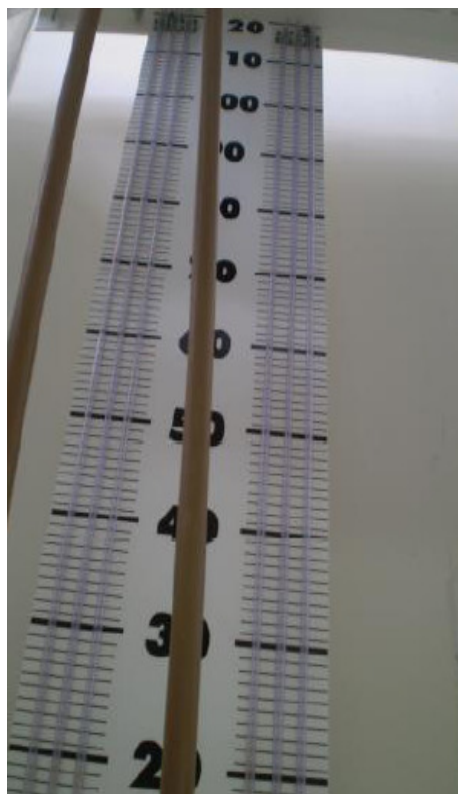


Figura 4.11: Foto do quadro de piezômetros.

4.1.7 Dosagem de produtos químicos

A IPDF foi composta por 04 tanques graduados (ver figura 4.12) com volume útil de 50 L cada, providos de bomba dosadora por pulsos, motoredutor e agitador, possibilitando o preparo antecipado e armazenamento das soluções de reposição. As bombas dosadoras apresentavam as seguintes especificações: marca ProMinent, modelo CONB 1601, 230 V, 60/60 Hz 16 W, 1 A, com amplitude de dosagem de até 1,0 L/h e altura manométrica de 16 m.c.a.

Os produtos químicos utilizados foram: coagulante (sulfato de alumínio líquido com 7,4 % de Al_2O_3); oxidante (hipoclorito de cálcio granular); carvão ativado (carvão ativado pulverizado marca Guaramex, vegetal, umedecido, com n° de iodo > 800 mg I / g carvão).



Figura 4.12: Foto dos tanques de produtos químicos.

A preparação das soluções foi feita diluindo-se os produtos químicos em água filtrada da ETA 006, sem cloração, de forma a se obter as concentrações adequadas à duração da carreira de filtração. Por fim, era efetuado o ajuste da vazão a ser bombeada, sendo as medidas volumétricas realizadas por meio de uma proveta no ponto de aplicação do produto e efetuado os ajustes necessários. O cálculo da vazão da bomba dosadora foi realizado utilizando-se o conceito de balanço de massa, podendo ser expressa pela equação 4.1:

$$C_{sol} \times q_b = D_{Al} \times (q_b + Q_{ab}) \quad (4.1)$$

em que:

C_{sol} = concentração da solução (mg/L);

q_b = vazão da bomba dosadora (L/h);

D_{Al} = dosagem do produto químico (mg/L);

Q_{ab} = vazão de água bruta.

4.1.8 Lavagem dos filtros

O sistema de lavagem dos filtros foi composto por uma bomba centrífuga e reservatório de água para lavagem (ver figura 4.13). Havia uma tubulação principal de 20 mm de diâmetro com ramificações e registros de esfera contendo gabaritos com marcações, permitindo o controle da taxa de introdução de água para lavagem tanto para o FAP como o FRD, além de tubulações para coleta de água de lavagem, ligadas ao sistema de drenagem da instalação. A bomba centrífuga utilizada possuía as seguintes características: marca KSB Hydrobloc CN, modelo C 500 N.



Figura 4.13: Foto do sistema de lavagem dos filtros.

4.2 Ensaios experimentais

4.2.1 Ensaios de bancada

Foram realizados ensaios de bancada com a água de estudo, utilizando-se equipamento de jarreste e conjunto de filtros de laboratório de areia – FLA (ver figuras 4.14 e 4.15). Os testes em bancada definiram as dosagens de sulfato de alumínio, de cloro e carvão ativado pulverizado a serem aplicadas nos ensaios na ETA piloto.



Figura 4.14: Aparelho de Jarreste com os filtros de laboratório de areia - FLA.

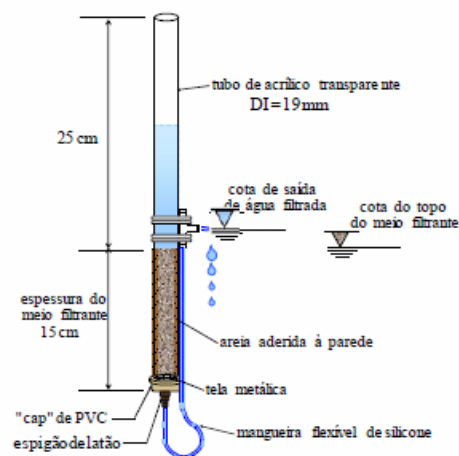


Figura 4.15: Esquema do FLA.

4.2.1.1 Ensaios de filtração direta para determinação das condições de coagulação

Os ensaios de filtração direta em jarreste foram realizados visando a obtenção das condições de coagulação (dosagem de sulfato de alumínio e pH de coagulação) a serem aplicadas na IPDF. Para variação do pH de coagulação foi utilizado como alcalinizante a cal hidratada.

Para preparação da solução de cal hidratada foi adicionado 2 g do produto em 1 L de água destilada, resultando solução com concentração de 2 mg/mL.

Para preparação da solução do coagulante foi utilizado o sulfato de alumínio líquido comercial com 7,4 % de Al_2O_3 usado na ETA 06 de Palmas. A solução foi preparada adicionando 2 g do produto em 1 L de água destilada, sendo as dosagens expressas em mg/L sempre referentes ao produto comercial.

As condições dos ensaios foram as seguintes:

- Tempo de mistura do alcalinizante: 1 min
- Gradiente de Velocidade: 100 s^{-1}
- Tempo de mistura rápida: 30 s
- Gradiente de Velocidade: 1000 s^{-1}
- Filtração em FLAs com areia (tamanho dos grãos de 0,42 a 0,84 mm), taxa de filtração de $60 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e tempo de filtração de 20 min
- Gradiente de Velocidade: 100 s^{-1}
- Parâmetros de controle da água coagulada: pH
- Água filtrada: cor aparente, turbidez
- Dosagens de sulfato de alumínio: 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50 e 55 mg/L;

4.2.1.2 Ensaios de pré-oxidação para determinação da demanda de cloro

Os ensaios de pré-oxidação com cloro em equipamento de jarreste visaram a determinação da demanda de cloro das águas de estudo para posterior dosagem de cloro na IPDF. A solução de cloro foi preparada diluindo 1 g de hipoclorito de cálcio em 1 L de água destilada.

As condições dos ensaios foram as seguintes:

- Tempo de oxidação: 30 min
- Gradiente de Velocidade: 100 s^{-1}
- Parâmetros de controle da água após a pré-oxidação: pH, cloro residual, cor aparente e turbidez;
- Dosagens de cloro: 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5; 3,0; 4,0 e 5,0 mg/L

A demanda de cloro foi dada pela diferença entre o cloro dosado e o residual de cloro medido em cada jarro. A dosagem de cloro para a qual a demanda resultou constante foi a utilizada na IPDF. O ajuste fino na dosagem de cloro foi feito na IPDF até que resultasse residual de cloro de 0,1mg/L.

O método utilizado para determinação de cloro residual livre foi colorimétrico com leituras em espectrofotômetro visível da marca HACH, modelo DR 2000, programa nº80 com uma curva de calibração de DPD variando de 0,1 a 2,2 mg/L de concentração, em comprimento de onda de 530 nm em cubeta de 1cm.

4.2.1.3 Ensaios de adsorção com carvão ativado pulverizado

Os ensaios de adsorção em CAP em equipamento de jarreste visaram a determinação da dosagem de CAP necessária para adsorção de compostos orgânicos presentes nas águas de estudo. Para preparação da suspensão de CAP foi utilizado o carvão ativado com as especificações do item 4.1.7. Para preparação da suspensão adicionou-se 1 g do CAP em 1 L de água destilada em um kitasato, sendo utilizado uma bomba de vácuo por 10 min.

As condições dos ensaios foram as seguintes:

- Tempo de adsorção em CAP: 30 min
- Gradiente de Velocidade: $G_{ad} = 100 \text{ s}^{-1}$
- Parâmetros de controle: pH, oxigênio consumido, cor verdadeira, cor aparente e turbidez.
- Dosagens de CAP: 5; 10; 20; 30; 40 e 50 mg/L

4.2.2 Ensaio na ETA piloto

Após a obtenção dos dados nos ensaios de bancada, realizaram-se os ensaios na IPDF. Como pode ser observado pela figura 4.16, foram executados 04 ensaios (carreira de filtração), sendo que cada carreira possuía uma configuração diferente na IPDF. A duração da carreira de filtração foi fixada em 36 horas.

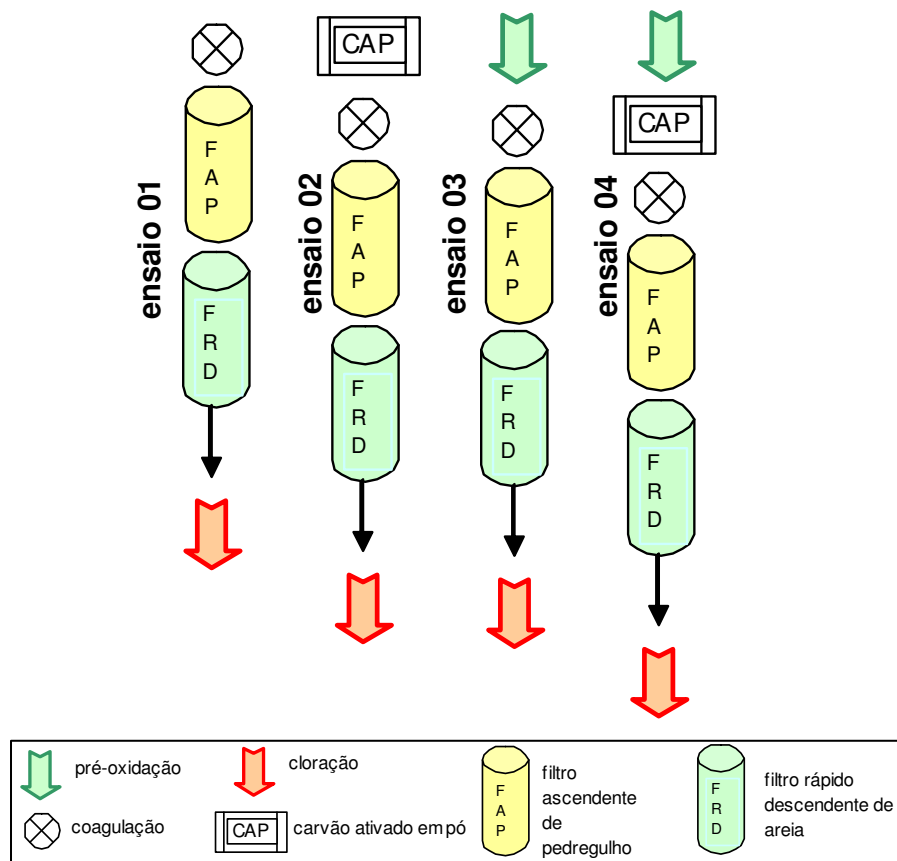


Figura 4.16: Ensaio realizado na IPDF.

4.2.2.1 Pré-operação da IPDF

Após a determinação da dosagem de coagulante e pH de coagulação, demanda de cloro e dosagem de CAP encontradas no jarteste, as mesmas condições foram aplicadas na IPDF.

Antes do início de cada ensaio foram efetuados testes em FLAs com água coagulada na própria IPDF. O FLA foi posicionado abaixo do ponto de amostragem de água coagulada e operado com taxa de filtração da ordem de 60 a 100 m³/m².d, ajustada por meio de pinça do tipo Hoffman. As coletas de amostras de água filtrada foram realizadas a cada 20 min. A dosagem de coagulante e respectivo pH de coagulação era considerada satisfatória se, após

cerca de 20 min de filtração, fosse encontrada turbidez no efluente do FLA menor que 0,50 uT. Nos ensaios onde ocorreu a pré-oxidação, houve um controle do residual de cloro na saída da coluna de pré-oxidação, onde era mantido um residual de 0,1 mg/L. Somente após ser constatada a condição desejável de pré-oxidação, adsorção e coagulação, a água coagulada era encaminhada ao FAP, marcando o início do ensaio.

4.2.2.2 Operação dos filtros

Os filtros da IPDF trabalharam com taxas de filtração de 120 m³/m².d para o filtro ascendente de pedregulho e 180 m³/m².d para o filtro rápido descendente.

O FAP foi operado com a execução de descargas de fundo. Descargas de fundo intermediária – DFI e final – DFF foram realizadas com esvaziamento total do filtro com taxa inicial da ordem de 1000 m³/m².d. A descarga de fundo final foi realizada no final da carreira de filtração, antes da execução da lavagem do FAP, enquanto as descargas de fundo intermediárias – DFIs foram efetuadas durante a carreira de filtração. Assim, as DFs no FAP passaram a ser realizadas com esvaziamento total do filtro com duração de 1 a 1,5 min, após 6 horas do início da carreira de filtração.

A lavagem do FAP foi efetuada com a aplicação de água com velocidade ascensional de 0,5 m/min durante cerca de 10 minutos, enquanto a lavagem do FRD foi executada com água para promover expansão de 30 a 40 % na camada de areia (velocidade ascensional de 0,8 m/min) durante cerca de 15 min.

4.2.2.3 Parâmetros de controle e eficiência

A tabela 4.3 mostra os parâmetros de controle com a frequência que foram analisados durante os ensaios.

Tabela 4.3: Parâmetros de controle de qualidade da água dos ensaios.

Ensaio	Bruta	Pré-oxidada	CAP	Coagulada	Saída FAP	Saída FRD
1	Turbidez, pH, cor aparente e verdadeira, clorofila, temperatura, oxigênio consumido, cianobactérias, COT (12 h)	-	-	pH (6 h)	Turbidez, cor aparente, clorofila, COT, oxigênio consumido, cianobactérias (6 h)	Turbidez, cor aparente, clorofila, COT, oxigênio consumido, cianobactérias (6 h) SPO * (18h)
2		-	Clorofila, oxigênio consumido, COT, Cianobactérias (6 h)	pH (6 h)	Turbidez, cor aparente, clorofila, COT, oxigênio consumido, cianobactérias (6 h)	Turbidez, cor aparente, clorofila, COT, oxigênio consumido, cianobactérias (6 h) SPO * (18h)
3		Cloro Residual, pH, clorofila, oxigênio consumido, COT cianobactérias (6 h), SPO* (18h)	-	pH (6 h)	Turbidez, cor aparente, clorofila, COT, oxigênio consumido, cianobactérias (6 h)	Turbidez, cor aparente, clorofila, COT, oxigênio consumido, cianobactérias (6 h) SPO * (18h)
4		Cloro Residual, pH, clorofila, oxigênio consumido, COT cianobactérias (6 h), SPO* (18h)	Clorofila, oxigênio consumido, COT, Cianobactérias (6 h)	pH (6 h)	Turbidez, cor aparente, clorofila, COT, oxigênio consumido, cianobactérias (6 h)	Turbidez, cor aparente, clorofila, COT, oxigênio consumido, cianobactérias (6 h) SPO * (18h)

* SPO - sub-produtos da oxidação (amostra única coletada após 18 h de carreira)

As análises das amostras foram realizadas segundo os métodos indicados no Standard Methods (APHA *et al.*, 1998). São apresentadas na tabela 4.4 as especificações dos equipamentos utilizados e os métodos adotados na determinação dos parâmetros citados.

Tabela 4.4: Métodos e equipamentos utilizados na determinação dos parâmetros de controle.

Parâmetro	Método e Equipamento
Residual de cloro	Espectrofotométrico Hach/DR 2010
Turbidez (uT)	Turbidímetro nefelométrico Hach / 1720C; 2100P; 2100N
pH	Potenciômetro Orion / 420A
Cor aparente e verdadeira (uH)	Espectrofotômetro Hach / DR 2010
Oxigênio Consumido (mg/L)	Método do Permanganato de Potássio
Carbono Orgânico Total (mg/L)	TOC 5000 A; Combustão; Radiação infravermelho: Total organic carbon analyser Shimadzu / TOC 5000 A
Cianobactérias (cel/mL)	Utermohl (CETESB, 1990)

4.2.2.4 Pós-cloração e formação de subprodutos

A etapa de pós-cloração, também conhecida como desinfecção foi realizada nas quatro carreiras de filtração, após 18 horas de funcionamento da IPDF, condição que evidenciou uma estabilidade nas carreiras de filtração. Os ensaios experimentais foram efetuados segundo adaptação da metodologia 5710 A e B (APHA *et al.*, 1998).

Após 18 horas de funcionamento da IPDF, nas quatro carreiras de filtração, foram coletados 0,5 L na saída do FRD, para verificação de formação de subprodutos orgânicos halogenados. Uma solução de cloro, recém preparada, foi adicionada a cada frasco para obter uma dosagem de 5mg/L de cloro (pós-cloração). Os frascos foram fechados e lacrados com papel parafinados para evitar perdas de compostos voláteis por evaporação.

A seguir, os frascos foram submetidos a temperatura $25^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, em câmara de DBO termostatizado. Após 30 minutos e 24 h, os frascos foram abertos e rapidamente coletados 100 mL de amostra em um frasco contendo aproximadamente 1 g de agente desclorante (ácido ascórbico) com objetivo de paralisar a reação do cloro.

Os frascos identificados foram imediatamente lacrados e acondicionados em geladeira à temperatura de 4°C . Em seguida cada frasco foi armazenado e no final da carreira de

filtração, as amostras foram enviadas para o laboratório da UNAERP em Ribeirão Preto-SP para extrações líquido-líquido e posterior cromatografia gasosa (CG-DCE).

A tabela 4.5 apresenta um resumo das condições do ensaio de oxidação. Segundo as referências pesquisadas, os principais fatores que influenciam na formação dos subprodutos são: tipo de oxidante, temperatura, concentração de matéria orgânica, pH e tempo de contato.

Tabela 4.5: Resumo das condições dos ensaios para verificar a formação de subprodutos da oxidação.

VARIÁVEIS	CONDIÇÕES
Temperatura	25°C em estufa termostatizado
Dosagem na pós-cloração	5 mg/L Cl ₂
Volume da amostra	500 mL em frasco escuro de vidro e fechado
Tempo de contato	30 min e 24 h
Inibidor (desclorante)	Ácido ascórbico

4.3 Obtenção da água de estudo

A água bruta que foi utilizada na pesquisa era proveniente de um braço do lago da UHE Lageado, em um possível futuro ponto de captação da estação de tratamento de água ETA 06. Como pode ser observado pela figura 4.17 este ponto fica a jusante do lançamento do efluente da ETE Aurenny (sistema composto por lagoas de estabilização).

A qualidade da água neste braço do lago vem sendo monitorada a mais de 4 anos e este ponto a jusante da ETE apresentou as piores condições, sendo que foram encontrados florações de cianobactérias acima de 200.000 cel/mL. Entretanto durante a realização dos ensaios experimentais só foi encontrado valores altos de cianobactérias uma vez, fato este que impossibilitaria ter resultados comparativos na utilização do carvão ativado e da pré-cloração. Decidiu-se então que quando a água coletada não estivesse com concentrações de cianobactérias acima de 10⁵ cel/mL, a mesma seria contaminada com algas oriundas da ETE até atingir esta concentração. As algas foram coletadas utilizando uma rede de Plâncton com abertura de poro 25 µm (ver figura 4.18).



Figura 4.17: Localização do ponto de coleta da água de estudo



Figura 4.18: Coleta das algas na Lagoa de Estabilização.



Figura 4.19: A esquerda-chegada da água do lago no reservatório de 10m³ de água bruta. À direita-mistura das algas coletadas na lagoa de estabilização com a água do lago.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados obtidos durante a realização da pesquisa. Primeiramente serão mostrados os dados da caracterização da água de estudo, depois os dados dos ensaios de bancada e em seguida os resultados das carreiras de filtração na IPDF.

5.1 – Caracterização da água bruta

Os dados apresentados na tabela 5.1 mostram as características físico-químicas e biológicas nas 04 águas de estudo utilizadas na pesquisa. Como foi discutido no capítulo anterior, durante os trabalhos só foi encontrada quantidade de cianobactérias significativas na água do lago no ensaio 1 (105.000 cel/mL). Assim para os demais ensaios foi adicionada a água do lago, algas provenientes das lagoas de estabilização da estação de tratamento de esgoto.

Pode-se observar que em todos os ensaios as concentrações de cianobactérias estiveram acima de 10^5 cel/mL. Apesar da cor aparente estar relativamente alta, os dados de cor verdadeira estiveram todos baixos, mostrando a pouca quantidade de substâncias húmicas. Os valores de turbidez também não foram elevados, o máximo encontrado foi na água do ensaio 2, cerca de 15 uT.

Tabela 5.1: Resultados médios da caracterização das águas de estudo.

Parâmetros	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4
Alumínio (mg/L)	0,044	0,03	< 0,001	0,005
Condutividade (μ S/cm)	34,4	67,5	53,2	55,9
Cor aparente (uH)	80	110	85	90
Cor verdadeira (uH)	5	6	5	7
Ferro (mg/L)	0,02	0,03	< 0,01	0,02
Manganês (mg/L)	0,09	0,02	0,01	0,06
Nitrato (mg/L)	0,3	0,3	0,8	0,5
Nitrito (mg/L)	0,005	0,004	0,001	0,003
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	0,67	0,93	0,75	1,12
Fósforo Total (mg/L)	0,17	0,23	0,29	0,21
pH	7,3	7,6	7,4	7,3
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	32	23	39	50
Turbidez (uT)	9,8	15	10,2	13
Carbono Orgânico Total (mg/L)	3,9	4,8	4,7	5,1
Cianobactérias (cel/mL)	105.000	120.000	109.000	118.000
Clorofila-a (μ g/L)	24	30	26	25

A figura 5.1 mostra as principais espécies de cianobactérias encontradas nas quatro águas de estudo. A espécie que mais prevaleceu foi a *Planktothrix agardhii*, sendo predominante em 90 % de todas as cianobactérias encontradas.

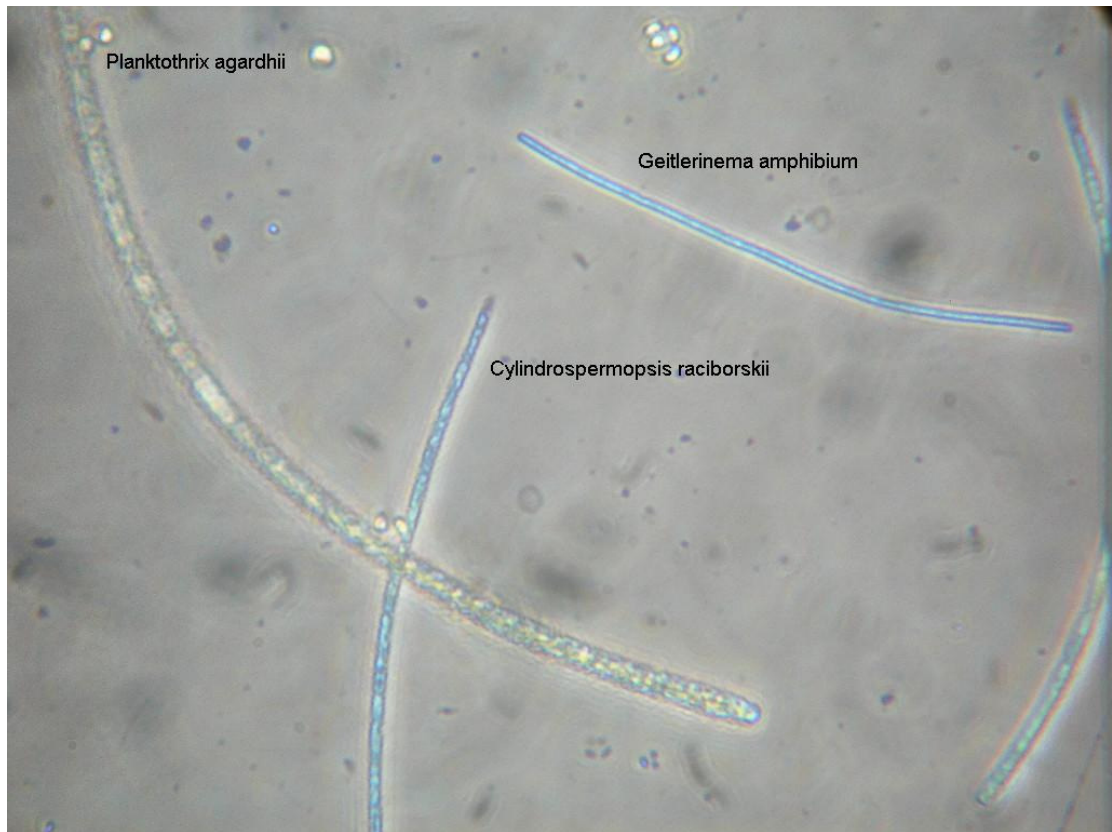


Figura 5.1: Espécies de cianobactérias encontradas nas águas de estudo.

5.2 – Resultados dos ensaios de bancada

A seguir são apresentados os dados dos ensaios de bancada para definição das melhores dosagens dos produtos químicos que foram aplicadas na IPDF. As figuras 5.2, 5.3, 5.4 e 5.5 mostram os diagramas de coagulação das águas de estudo nas 04 carreiras de filtração, contendo os dados de pH, dosagem de alumínio e turbidez remanescente nos filtros de laboratório de areia. Já as figuras 5.6 e 5.7, apresentam os valores da demanda de cloro realizada nas carreiras de filtração 3 e 4, onde ocorreu a pré-oxidação.

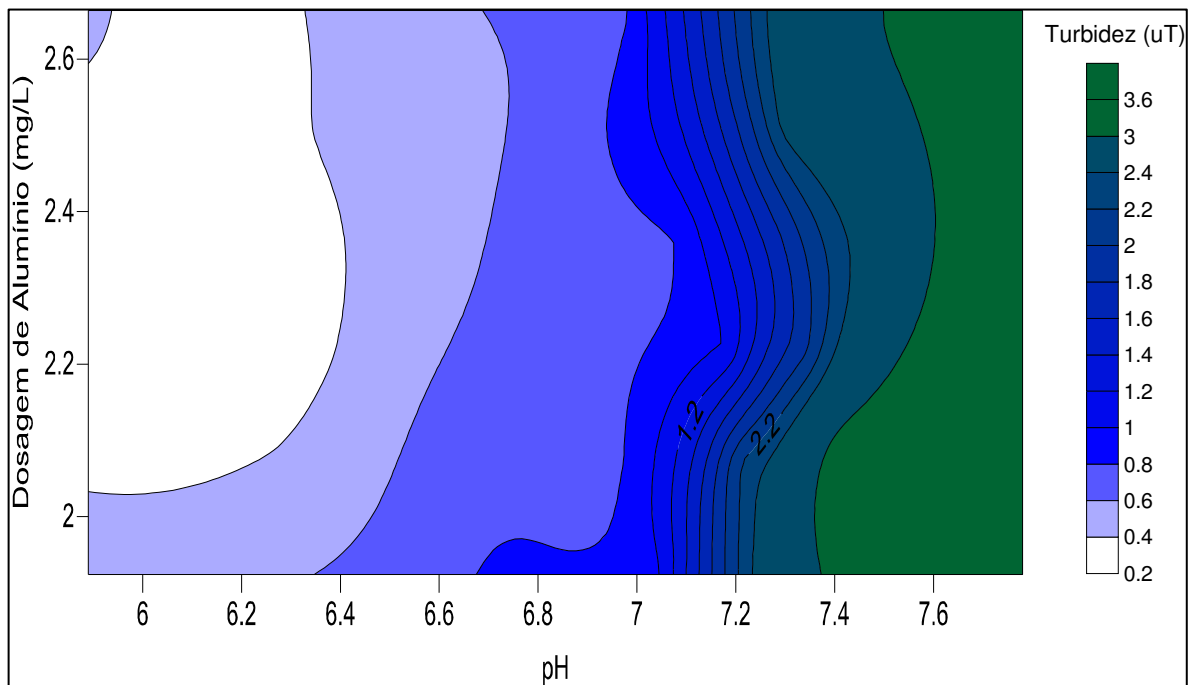


Figura 5.2: Diagrama de coagulação da carreira de filtração 1.

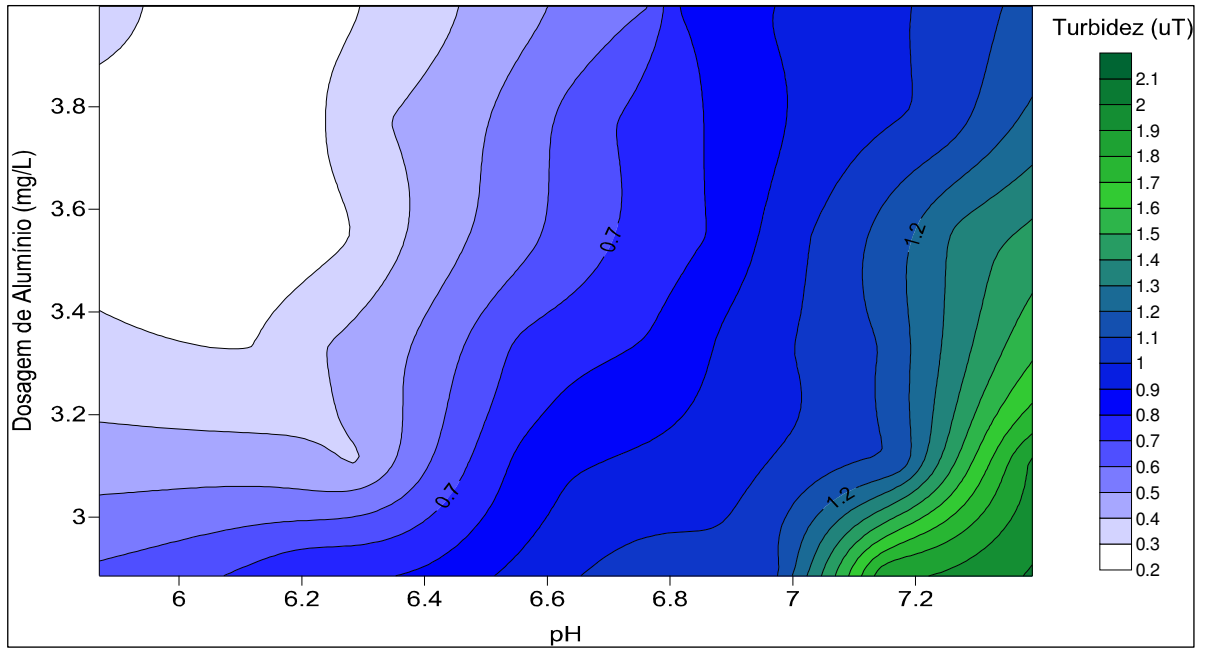


Figura 5.3: Diagrama de coagulação da carreira de filtração 2.

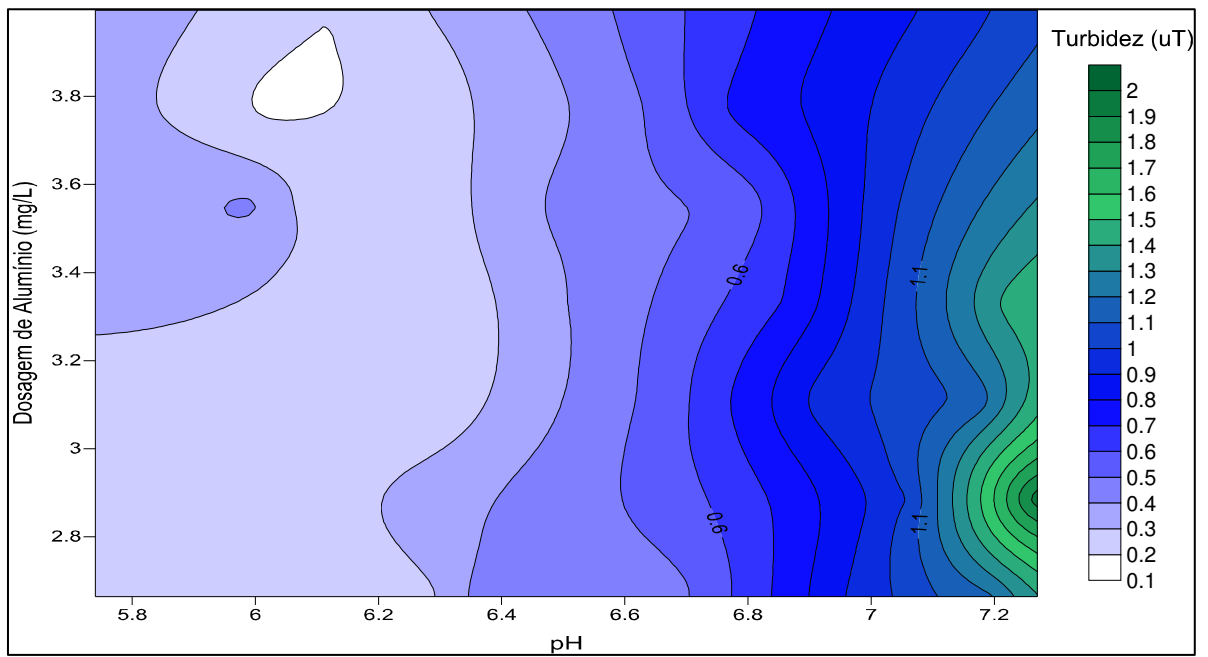


Figura 5.4: Diagrama de coagulação da carreira de filtração 3.

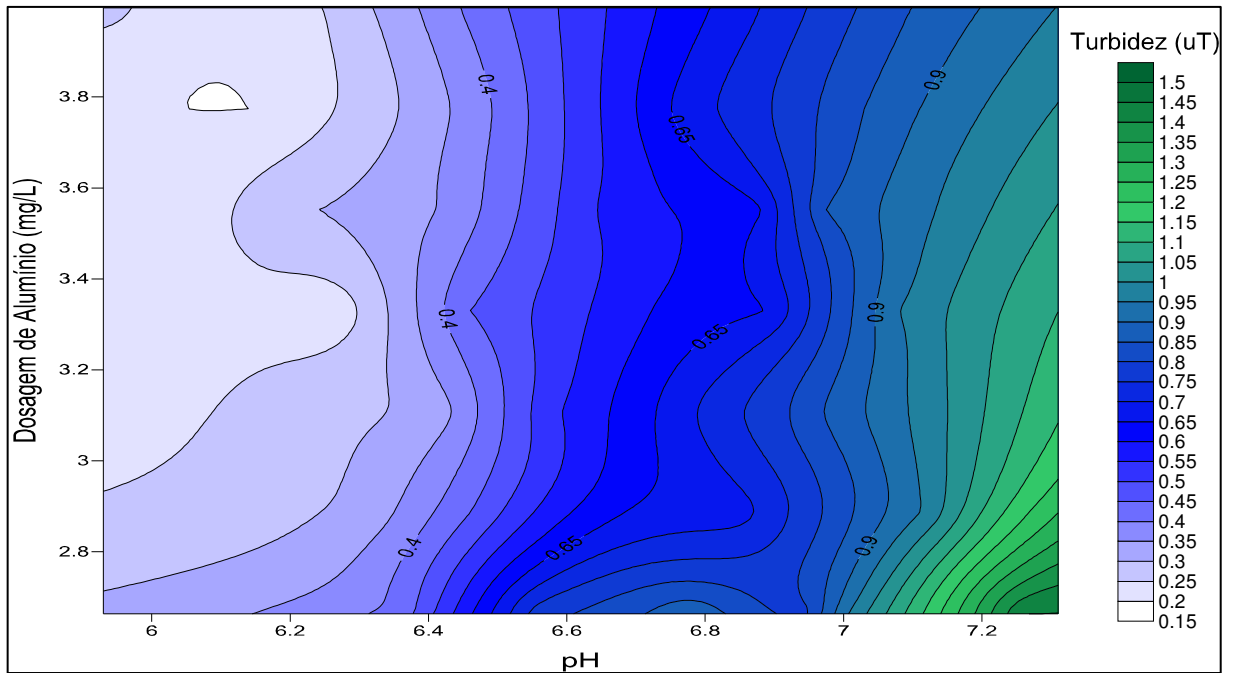


Figura 5.5: Diagrama de coagulação da carreira de filtração 4.

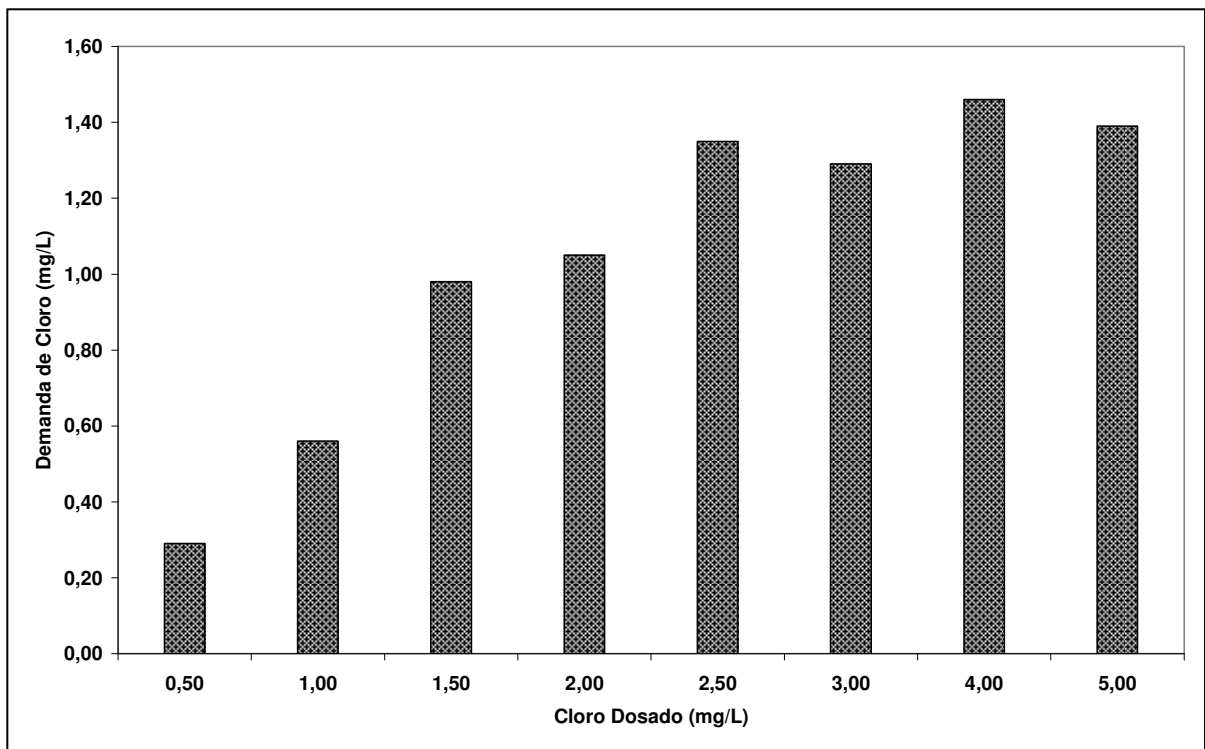


Figura 5.6: Demanda de cloro em função do cloro dosado na carreira de filtração 3.

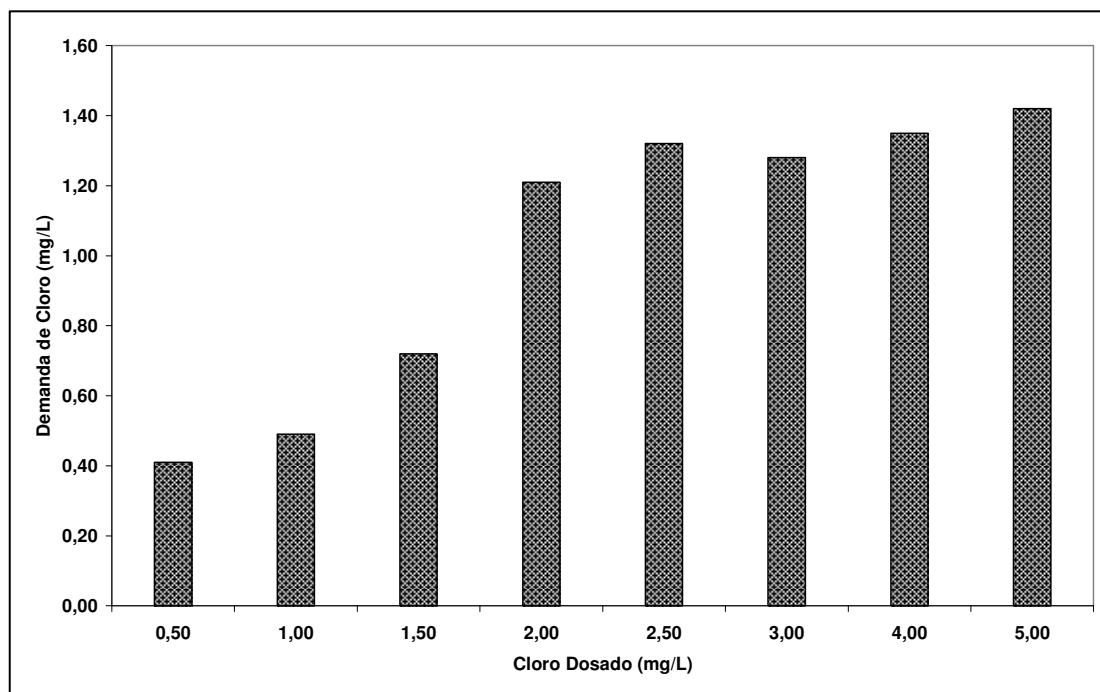


Figura 5.7: Demanda de cloro em função do cloro dosado na carreira de filtração 4

As dosagens escolhidas de alumínio para os ensaios 1, 2, 3 e 4 foram 2,22; 3,6; 2,9 e 3,1 mg/L, que equivalem a 30, 48, 39 e 42 mg/L do sulfato de alumínio comercial. Esta variação se deve principalmente pelas características das águas de estudo. A água bruta do ensaio 2 apresentou os maiores valores de turbidez, cianobactérias e cor aparente, assim era de se esperar um gasto maior com coagulante para tratar a água.

Em relação aos dados da pré-oxidação, a demanda de cloro encontrada, e que foi dosada na IPDF para os ensaios 3 e 4 foi de aproximadamente 1,30 mg/L de Cl_2 .

5.3 – Resultados dos ensaios na IPDF

Após os testes de bancada, foram feitos os ensaios na IPDF, onde foram utilizadas as mesmas condições de coagulação encontradas no jarteste. A seguir são apresentados os resultados dos ensaios e a discussão dos valores medidos.

5.3.1 – Resultados da carreira de filtração 1

No ensaio 1, a configuração de tratamento utilizada foi coagulação na unidade de mistura rápida (MR), filtro ascendente de pedregulho (FAP) e filtro rápido descendente de areia (FRD). A tabela 5.2 mostra o resumo dos dados deste ensaio. As figuras 5.8 a 5.13 mostram, de forma gráfica, os valores dos parâmetros ao longo das 36 horas de duração do ensaio.

Tabela 5.2: Resumo dos dados da carreira de filtração 1.

RESUMO DA CARREIRA DE FILTRAÇÃO 1: MR + FAP + FRD				
Taxas de filtração (m ³ /m ² .d)	FAP = 120 m ³ /m ² .d e FRD = 180 m ³ /m ² .d			
Duração da carreira	36 h			
Condições de coagulação	D _{SA} = 30 mg/L; pH = 6,2			
Parâmetros	Água Bruta	Água coagulada	Efluente do FAP	Efluente do FRD
pH	6,9 a 7,4	6,1 a 6,6	-	-
Turbidez (uT)	6,8 a 12,3	-	0,5 a 0,9	0,3 a 0,5
Cor Aparente (uH)	61 a 98	-	2 a 12	< 1 a 5
Clorofila-a (µg/L)	18 a 33	-	0,44 a 1,30	0,16 a 0,41
Cianobactérias (cel/mL)	9 x 10 ⁴ a 10,5 x 10 ⁴	-	745 a 2030	50 a 287
Carbono orgânico total (mg/L)	3,56 a 3,97	-	2,01 a 2,83	1,91 a 2,40
Oxigênio consumido (mg/L)	3,3 a 4,2	-	0,9 a 1,5	0,7 a 1,3

D_{SA} = dosagem de sulfato de alumínio líquido comercial com 7,4 % de Al₂O₃; MR = Mistura rápida; FAP = Filtro Ascendente de pedregulho; FRD = Filtro rápido descendente

Os valores de turbidez no efluente do FAP oscilaram entre 0,50 e 0,90 uT, já na saída do FRD esteve entre 0,30 e 0,50 uT. Verifica-se que a saída do FRD apresentou valores sempre abaixo de 0,50 uT, ficando dentro do recomendado pela portaria 518 do Ministério da Saúde (MS), quando o sistema de tratamento utiliza a filtração rápida.

Pelos dados de turbidez no efluente do FAP, nota-se que não ocorreu início de transpasse de flocos neste filtro. Esse fato deve-se principalmente pelas descargas de fundo intermediárias (DFIs), que foram executadas de 6 em 6 horas.

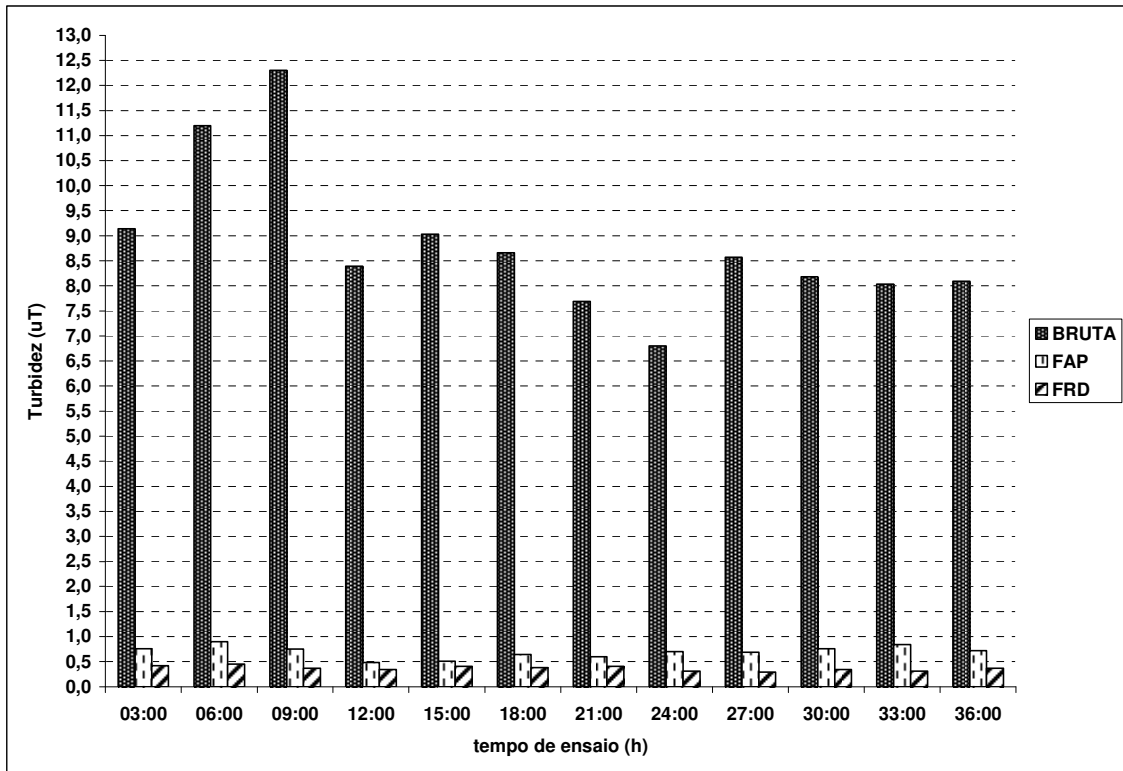


Figura 5.8: Valores de turbidez na carreira de filtração 1.

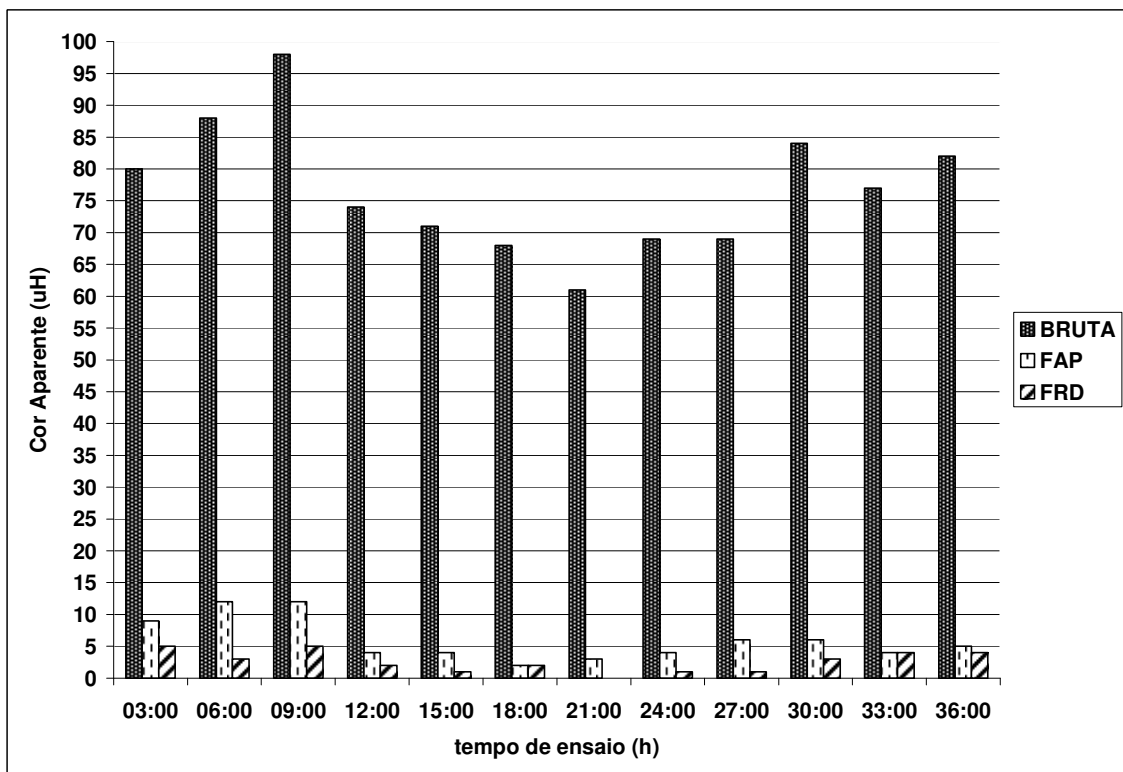


Figura 5.9: Valores de cor aparente na carreira de filtração 1.

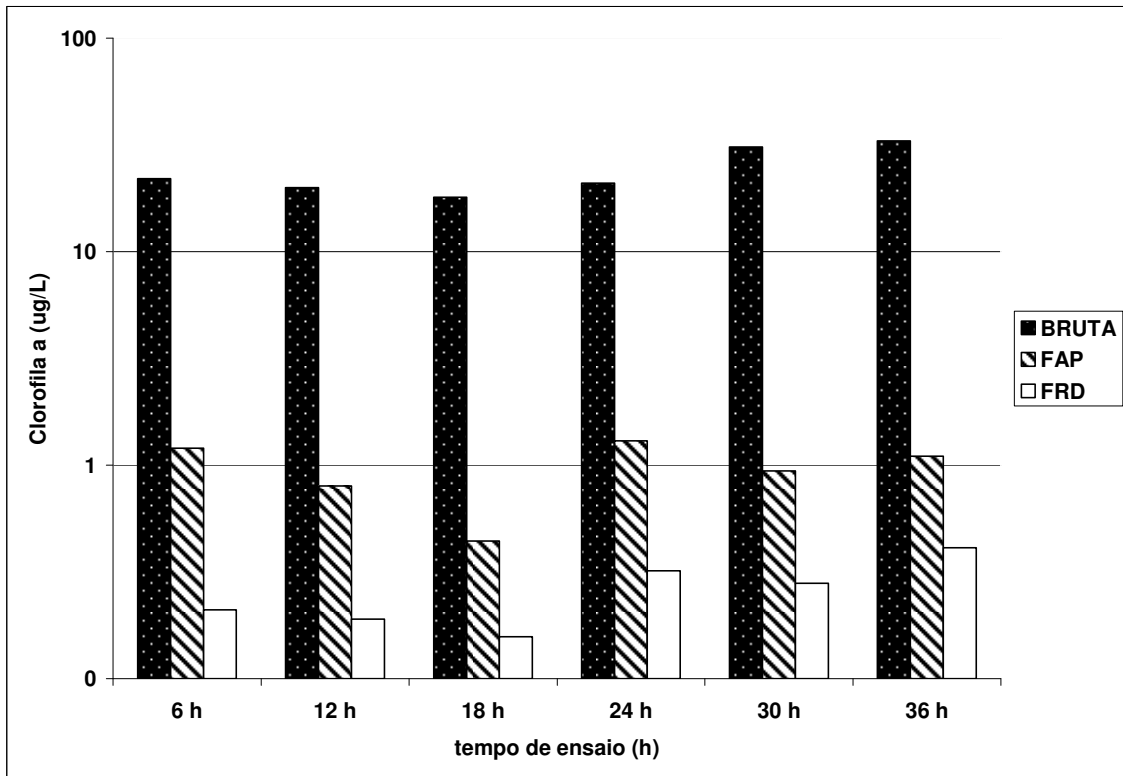


Figura 5.10: Valores de clorofila-a na carreira de filtração 1.

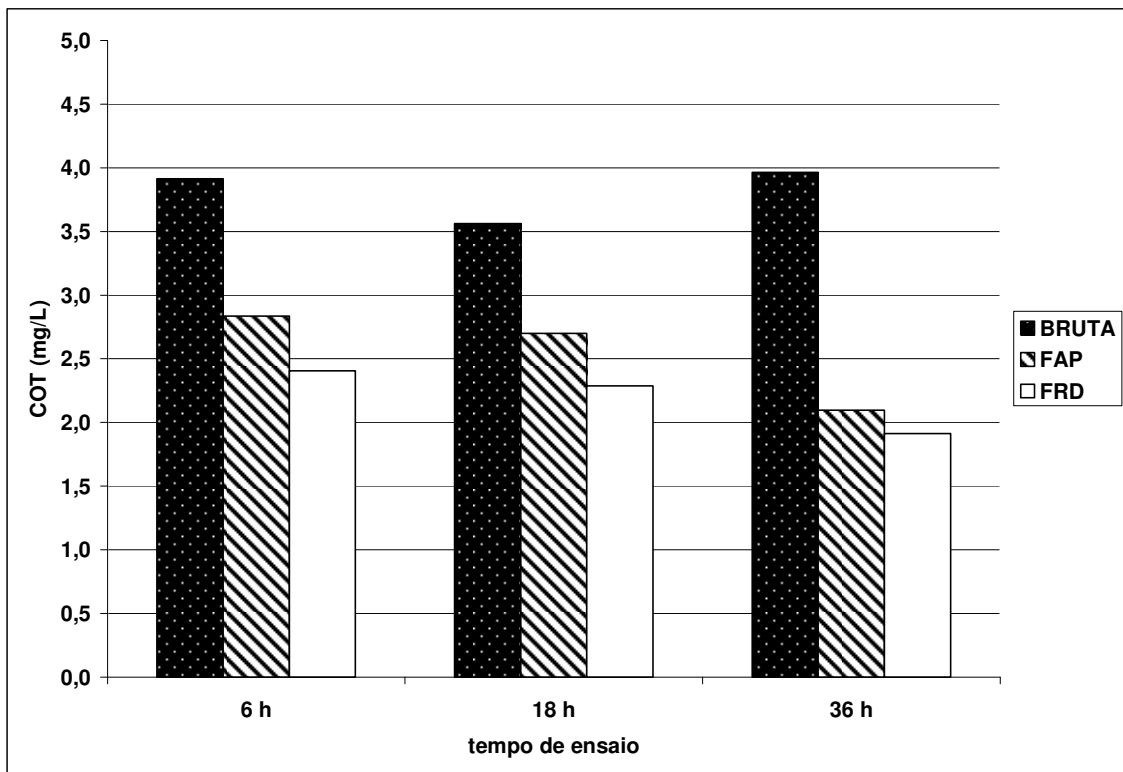


Figura 5.11: Valores de COT na carreira de filtração 1.

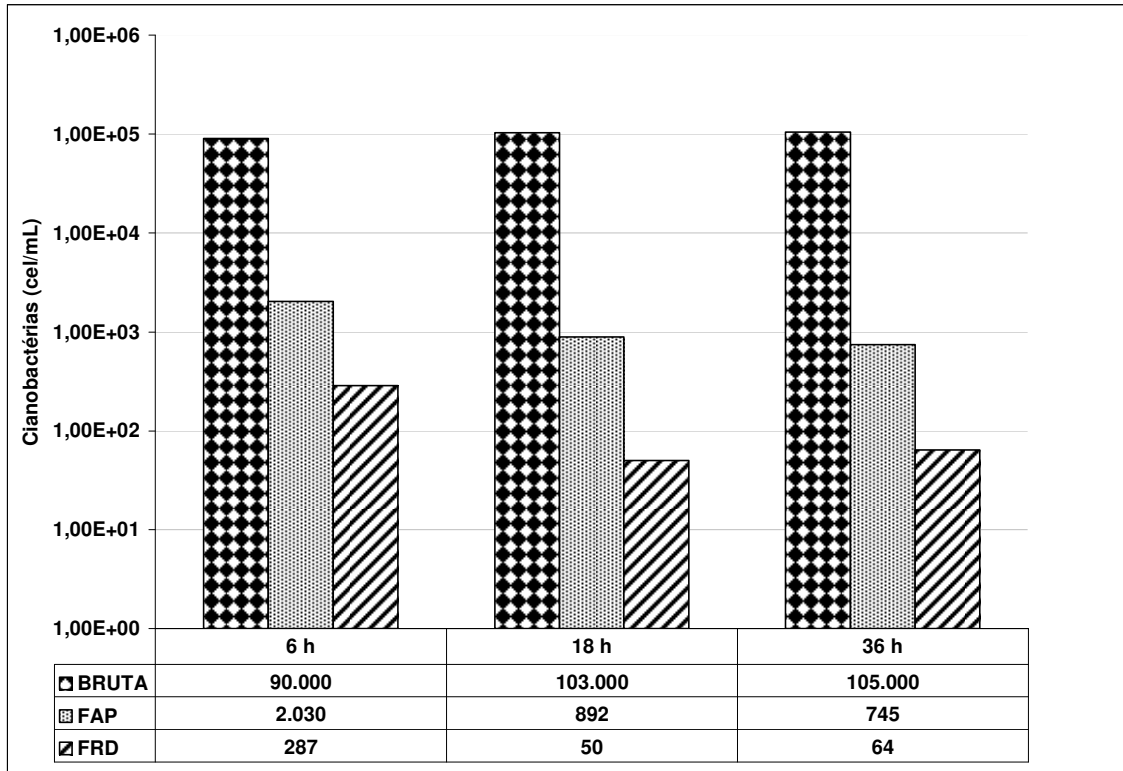


Figura 5.12: Valores de cianobactérias na carreira de filtração 1.

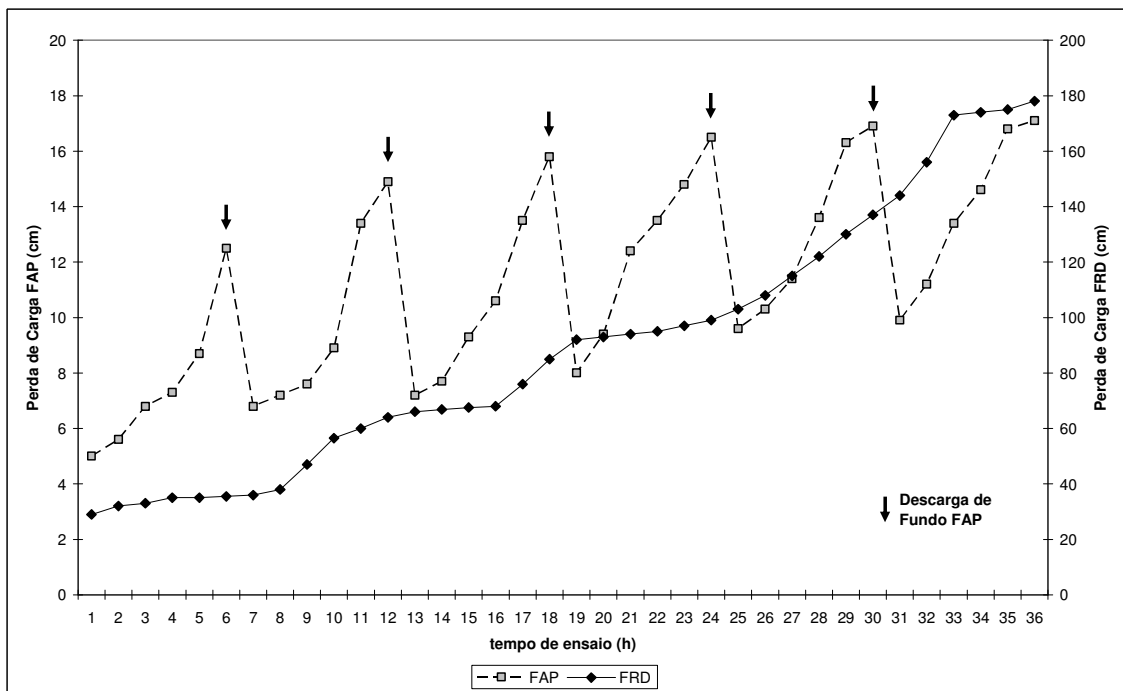


Figura 5.13: Perda de carga no FAP e no FRD durante a carreira de filtração 1.

As vantagens na utilização das DFIs em filtros de pedregulho já tinham sido reportadas por vários autores, dentre eles, Kuroda (2002) e Dantas (2004). Nestas duas pesquisas foram avaliados sistemas de dupla filtração composto por FAP e FRD. Os resultados mostraram que as DFIs tiveram como grande benefício, o aumento das carreiras de filtração, em virtude da diminuição da ocorrência de desprendimentos de flocos no FAP.

A cor aparente na água bruta variou de 61 a 98 uH. Apesar destes valores relativamente altos, a cor verdadeira era baixa (6 uH). Assim o FRD conseguiu produzir água tratada com valores de cor aparente abaixo de 5 uH.

No FAP obteve-se remoção de carbono orgânico total (COT) em torno de 33,0 %. Quando somado com o FRD a remoção aumenta para 42 %. Apesar desta redução, as concentrações no efluente do FRD não estiveram tão baixas, entre 1,91 e 2,40 mg/L.

Os teores de clorofila-a na água bruta oscilaram entre 18 e 33 µg/L. A remoção alcançada pelo sistema foi muito boa, cerca de 98,8 %, com teores no efluente do FRD em torno de 0,28 µg/L. O FAP foi responsável pela maior parte desta remoção, 96,0 %.

Em trabalho similar, Braga *et al.* (2007) avaliaram a remoção de algas em um sistema também composto por filtros de pedregulho e de areia, operando com taxas de filtração de 90 e 350 m³/m².d. O sistema conseguiu remover cerca de 85 % da clorofila-a, obtendo valores no efluente do FRD entre 0,9 e 1,5 µg/L.

A remoção de cianobactérias teve comportamento similar ao da clorofila-a, com redução na ordem de 99,9 % no sistema, sendo o FAP responsável por 98,8 % desta diminuição.

Na figura 5.6 encontram-se os dados de perda de carga nos filtros. A perda de carga encontrada antes da primeira DFI, com 6 h de funcionamento foi de 12 cm, e a última com 36 h de operação foi de 17,1 cm. Vale ressaltar novamente a importância das DFIs para o bom funcionamento do FAP, pois cada vez que era executada, a perda de carga diminuía significativamente, prolongando assim a carreira de filtração. A figura 5.6 também mostra os dados de perda de carga no FRD. Após 36 h de operação, o FRD apresentou perda de carga de 178 cm, quase o valor limite para execução de lavagem (181 cm).

5.3.2 – Resultados da carreira de filtração 2

A carreira de filtração 2 teve a seguinte configuração: coagulação na unidade de mistura rápida (MR), adsorção com carvão ativado pulverizado (CAP), filtração ascendente em pedregulho (FAP) e filtração rápida descendente em areia (FRD). A tabela 5.3 mostra o resumo dos dados medidos na carreira de filtração 2. As figuras 5.14 a 5.19 apresentam os valores medidos ao longo da carreira de filtração.

Tabela 5.3: Resumo dos dados da carreira de filtração 2.

RESUMO DA CARREIRA DE FILTRAÇÃO 2: MR + CAP + FAP + FRD				
Taxas de filtração (m ³ /m ² .d)	FAP = 120 m ³ /m ² .d e FRD = 180 m ³ /m ² .d			
Duração da carreira	36 h			
Condições de coagulação	D _{SA} = 48 mg/L; pH = 6,1			
Dosagem de Carvão Ativado	D _{CAP} = 40 mg/L			
Parâmetros	Água Bruta	Água coagulada	Efluente do FAP	Efluente do FRD
pH	7,4 a 7,6	6,1 a 6,5	-	-
Turbidez (uT)	13,5 a 20,1	-	0,7 a 1,6	0,2 a 0,4
Cor Aparente (uH)	93 a 115	-	3 a 15	< 1 a 2
Clorofila-a (µg/L)	16 a 45	-	0,18 a 1,20	0,06 a 0,28
Cianobactérias (cel/mL)	6 x 10 ⁴ a 14 x 10 ⁴	-	66 a 139	26 a 49
Carbono orgânico total (mg/L)	4,49 a 5,12	-	2,29 a 2,46	1,58 a 1,68
Oxigênio Consumido (mg/L)	3,9 a 4,5	-	1,1 a 2,2	1,0 a 1,7

D_{SA} = dosagem de sulfato de alumínio líquido comercial com 7,4 % de Al₂O₃; MR = Mistura rápida; FAP = Filtro Ascendente de pedregulho; CAP = Carvão ativado pulverizado; FRD = Filtro rápido descendente.

Pode-se observar na figura 5,14 que os valores de turbidez na água bruta estão maiores do que no ensaio 1, variando entre 13,0 a 20,1 uT. Mesmo assim, o sistema conseguiu ter uma boa remoção deste parâmetro, obtendo valores médios no efluente do FRD de 0,33 uT, abaixo do que o encontrado no ensaio anterior.

Assim como a turbidez, a cor aparente apresentou valores mais elevados na água bruta quando comparados ao primeiro ensaio, os valores oscilaram de 94 a 115 uH. O sistema conseguiu manter bons índices de remoção de cor, ficando com valores na saída do FRD abaixo de 2 uH, resultado melhor do que os obtidos no ensaio 1, provavelmente pela aplicação do carvão ativado pulverizado.

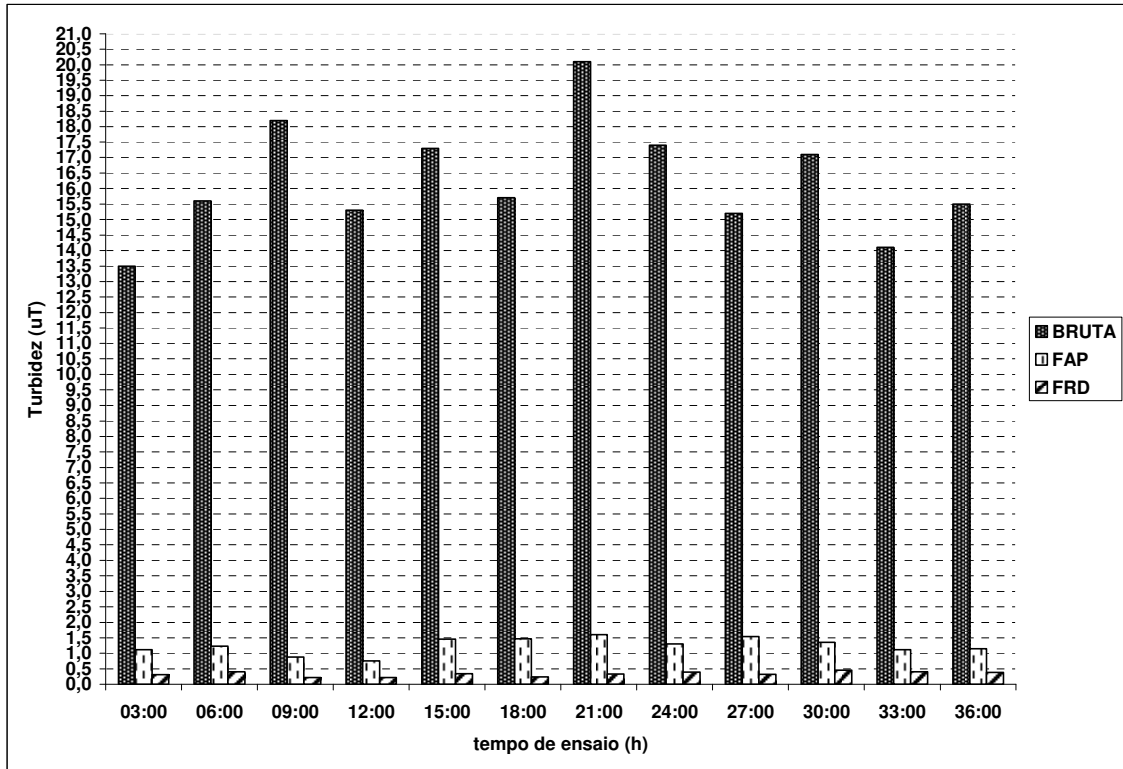


Figura 5.14: Valores de turbidez na carreira de filtração 2.

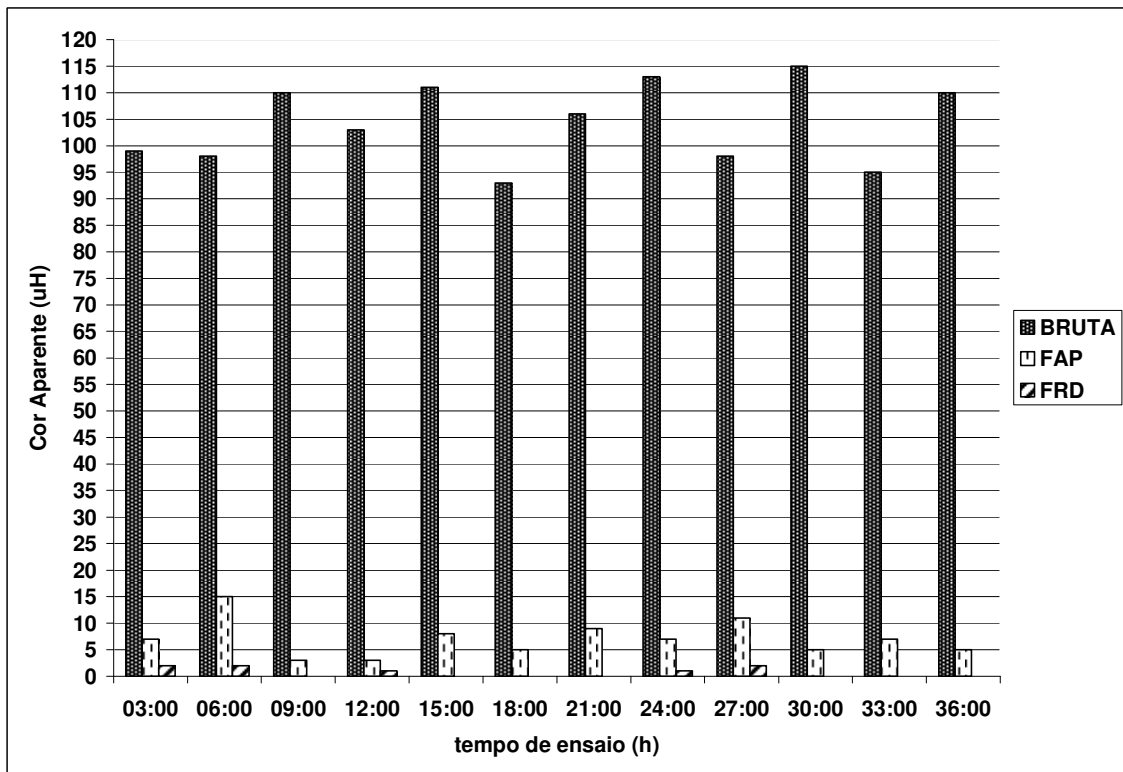


Figura 5.15: Valores de cor aparente na carreira de filtração 2.

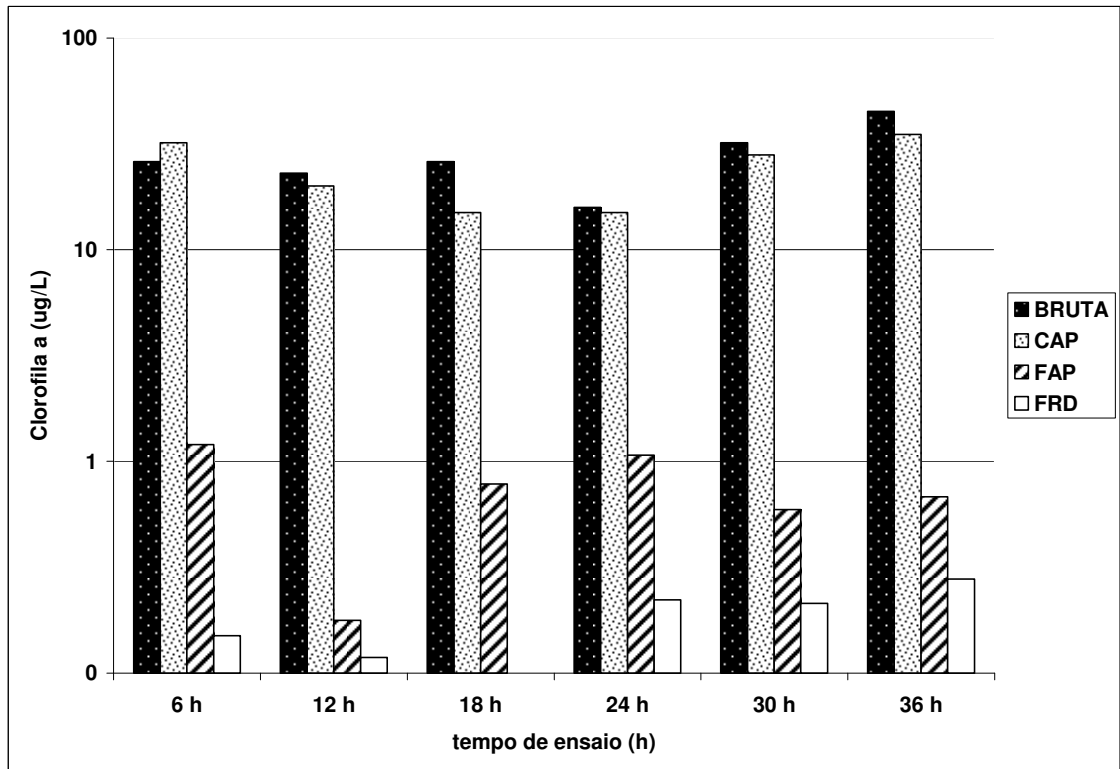


Figura 5.16: Valores de clorofila-a na carreira de filtração 2.

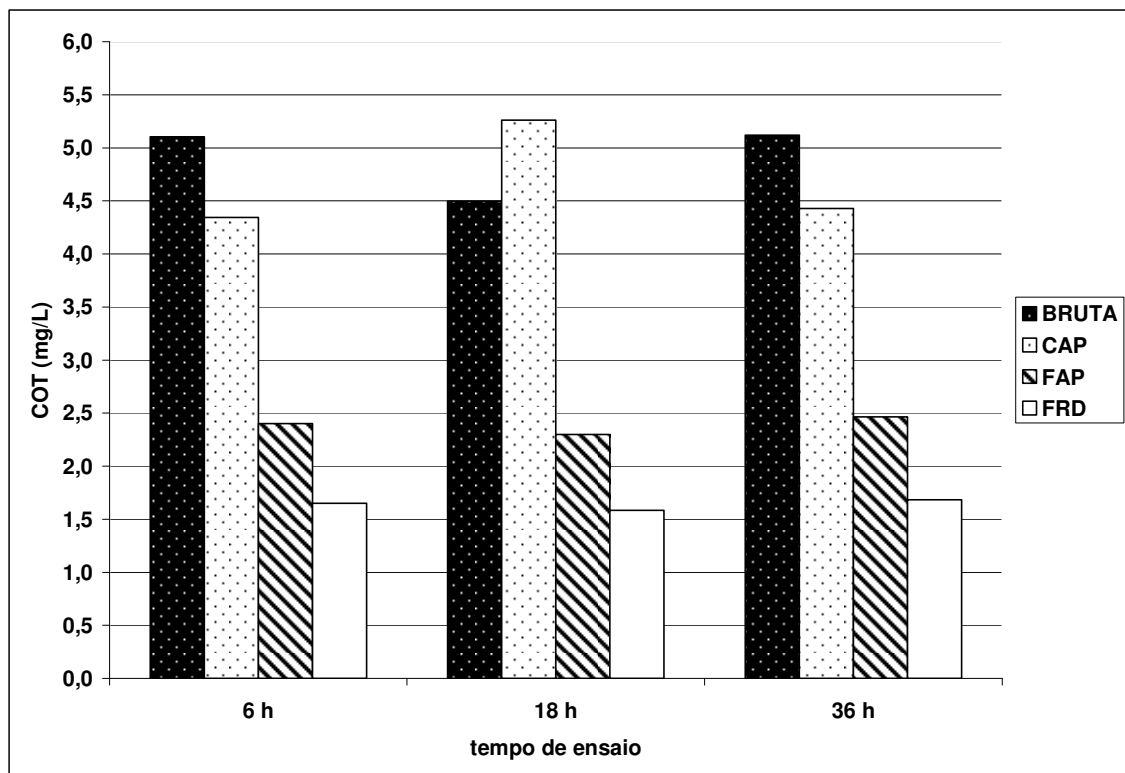


Figura 5.17: Valores de COT na carreira de filtração 2.

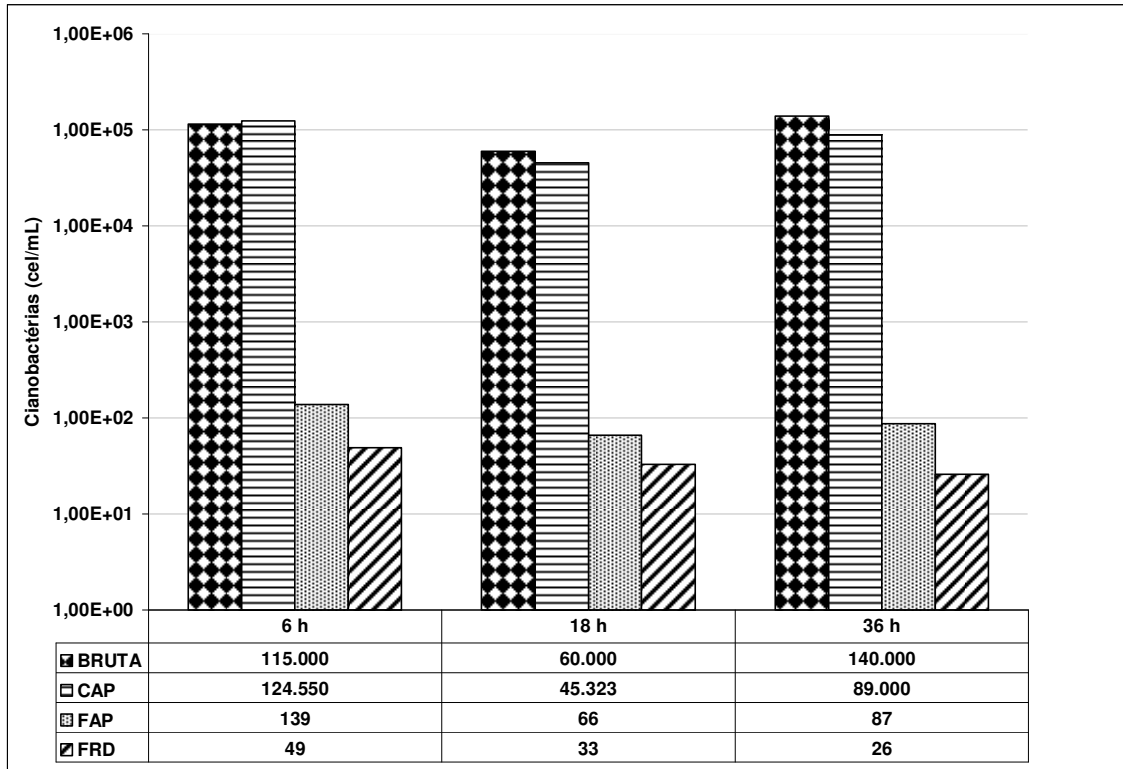


Figura 5.18: Valores de cianobactérias na carreira de filtração 2

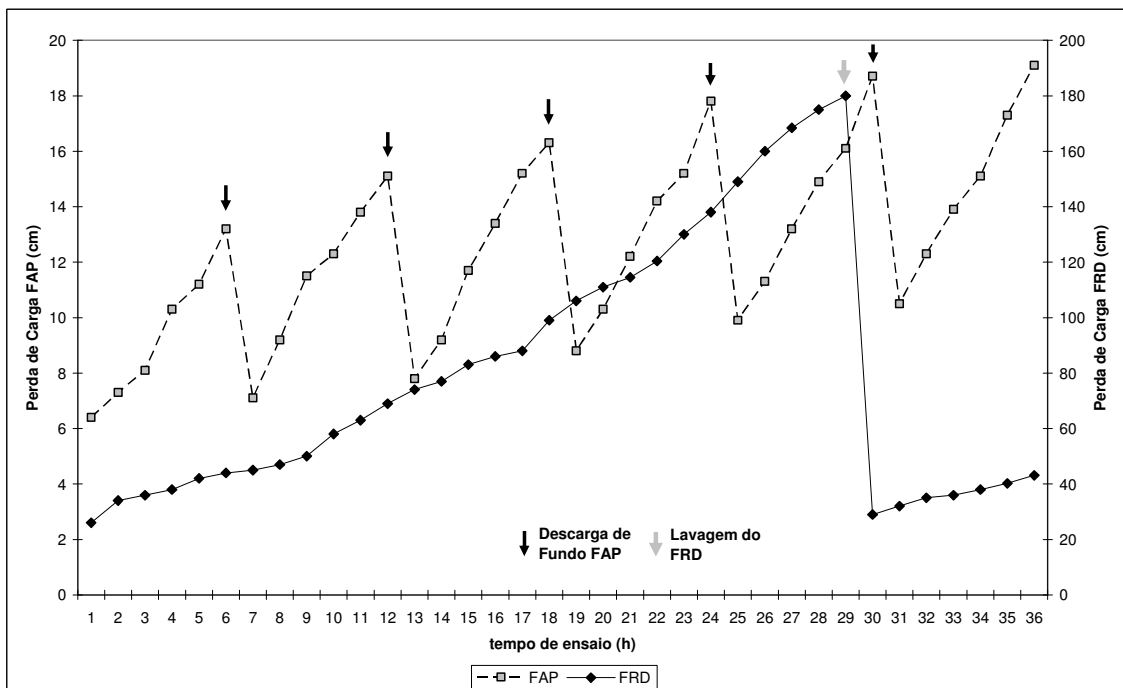


Figura 5.19: Perda de carga no FAP e no FRD durante a carreira de filtração 2.

A figura 5.17 mostra os dados de COT no ensaio 2. Nesta carreira de filtração, devido a aplicação do carvão ativado, a remoção de COT pelo sistema foi maior que no ensaio 1. O FAP conseguiu remover em média 51 %, e o FRD aumentou a remoção total para 67 %. Os valores na saída do FRD ficaram entre 1,58 e 1,68 mg/L, bem menores do que no ensaio 1.

A remoção de Clorofila-a neste ensaio foi semelhante ao anterior. O uso do carvão ativado pulverizado no processo não aumentou significativamente a remoção de clorofila-a, sendo que o FAP removeu 97 % e o FRD aumentou para 99 %.

Da mesma forma que a Clorofila-a, a remoção de cianobactérias não foi muito influenciada pelo uso do CAP. A maior parte das algas foi removida pelo processo de coagulação e filtração, principalmente no FAP, que obteve cerca de 99,91 %. O FRD incrementou a remoção para 99,97 %. Os valores na saída do FRD oscilaram entre 26 e 49 cel/mL.

Na figura 5.19 estão os dados da perda de carga no FAP e FRD. Os valores no FAP oscilaram entre 13,2 e 19,1 cm no final das 6 e 36 horas de funcionamento respectivamente, com DFIs de 6 em 6 horas. Estes valores estão cerca de 2 cm maiores dos que foram encontrados no ensaio anterior. No FRD o aumento da perda de carga foi mais significativo, atingindo o limite máximo previsto (181 cm) com 29 horas de operação. Assim houve necessidade de se lavar o filtro. Supõe-se que esse aumento na perda de carga dos dois filtros se deva, principalmente, a pior qualidade da água bruta deste ensaio em relação ao anterior. Com isso, gastou-se mais sulfato de alumínio, aumentando a retenção de impurezas nos meios filtrantes.

5.3.3 – Resultados da carreira de filtração 3

No ensaio 3, utilizou-se a seguinte configuração: coagulação na unidade de mistura rápida (MR), oxidação com cloro, filtração em filtro ascendente de pedregulho (FAP) e descendente rápido em areia (FRD). A tabela 5.4 e as figuras 5.20 a 5.25 mostram os resultados obtidos no ensaio 3.

Tabela 5.4: Resumo dos dados da carreira de filtração 3.

RESUMO DA CARREIRA DE FILTRAÇÃO 3: MR + CLORO + FAP + FRD				
Taxas de filtração (m ³ /m ² .d)	FAP = 120 m ³ /m ² .d e FRD = 180 m ³ /m ² .d			
Duração da carreira	36 h			
Condições de coagulação	D _{SA} = 39 mg/L; pH = 6,2			
Residual de Cloro	≅ 0,1 mg/L			
Parâmetros	Água Bruta	Água coagulada	Efluente do FAP	Efluente do FRD
pH	7,2 a 7,3	6,0 a 6,4	-	-
Turbidez (uT)	10,2 a 14,8	-	0,3 a 0,9	0,1 a 0,4
Cor Aparente (uH)	57 a 94	-	< 1 a 8	< 1 a 3
Clorofila-a (µg/L)	19 a 34	-	0,24 a 1,04	0,05 a 0,18
Cianobactérias (cel/mL)	6,5 x 10 ⁴ a 13,4 x 10 ⁴	-	148 a 398	39 a 54
Carbono orgânico total (mg/L)	4,69 a 6,17	-	2,52 a 2,57	1,73 a 1,79
Oxigênio Consumido (mg/L)	4,6 a 5,0	-	1,4 a 2,6	1,2 a 2,0

D_{SA} = dosagem de sulfato de alumínio líquido comercial com 7,4 % de Al₂O₃; MR = Mistura rápida; CLORO = Cloração com hipoclorito de cálcio; FAP = Filtro Ascendente de pedregulho; FRD = Filtro rápido descendente.

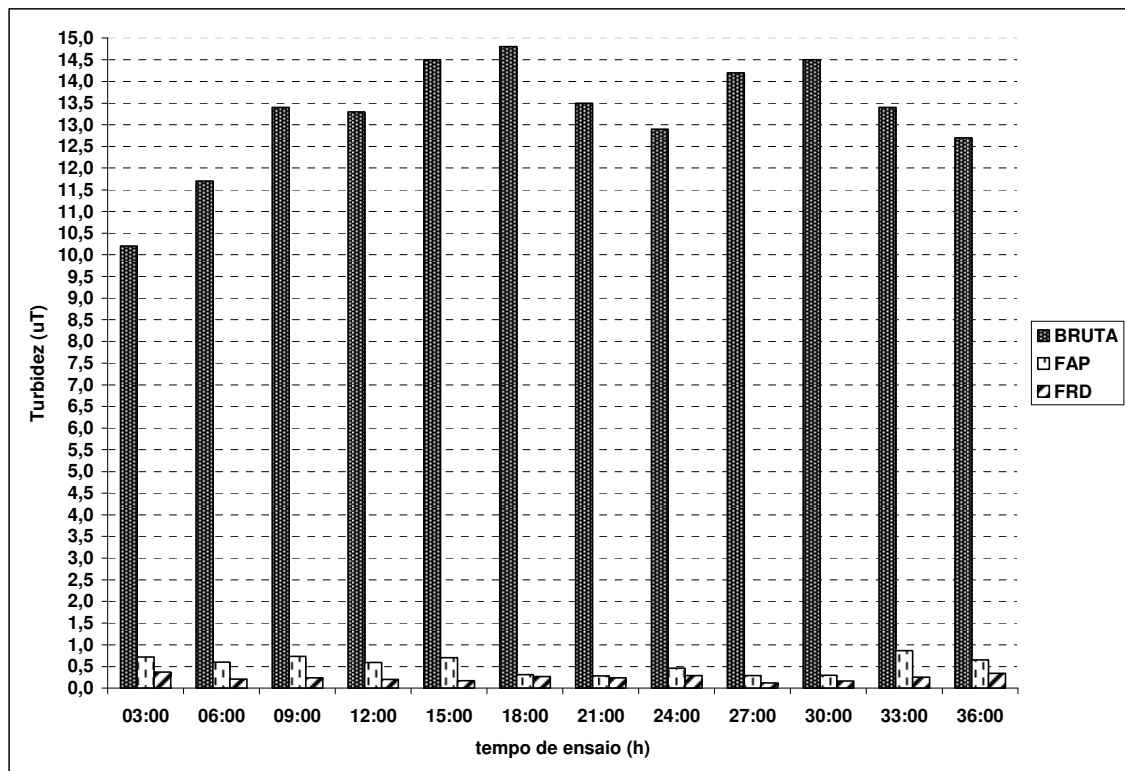


Figura 5.20: Valores de turbidez na carreira de filtração 3.

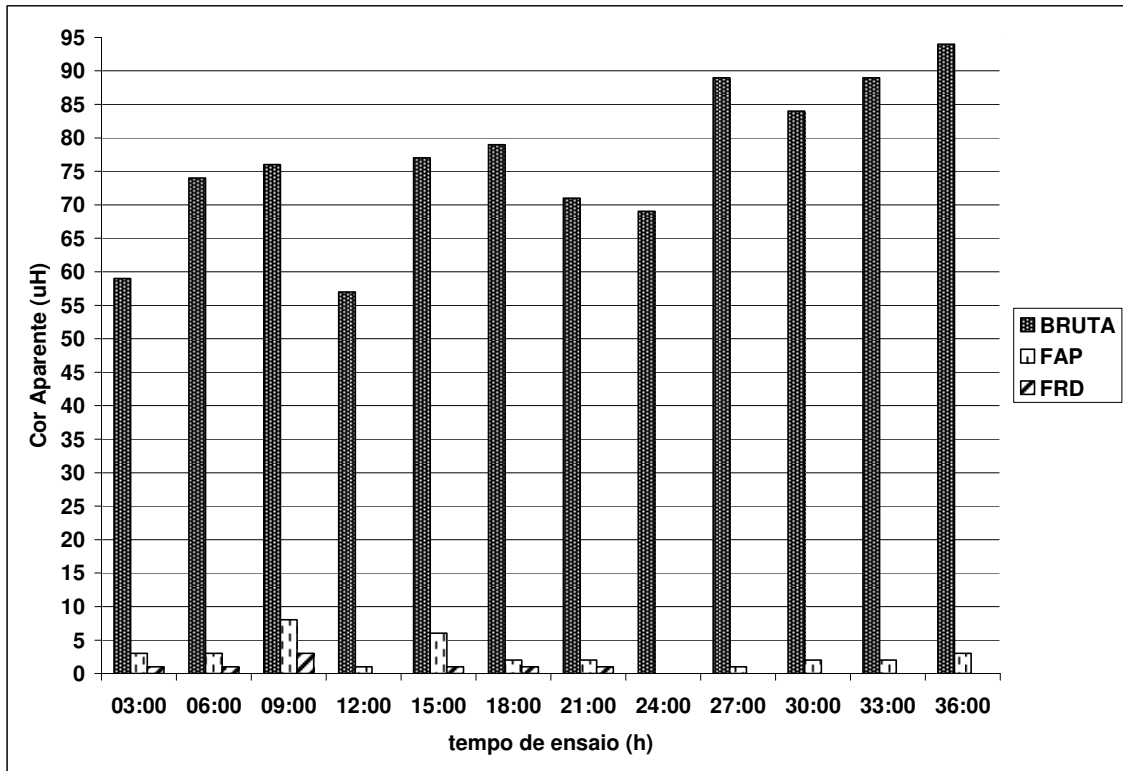


Figura 5.21: Valores de cor aparente na carreira de filtração 3.

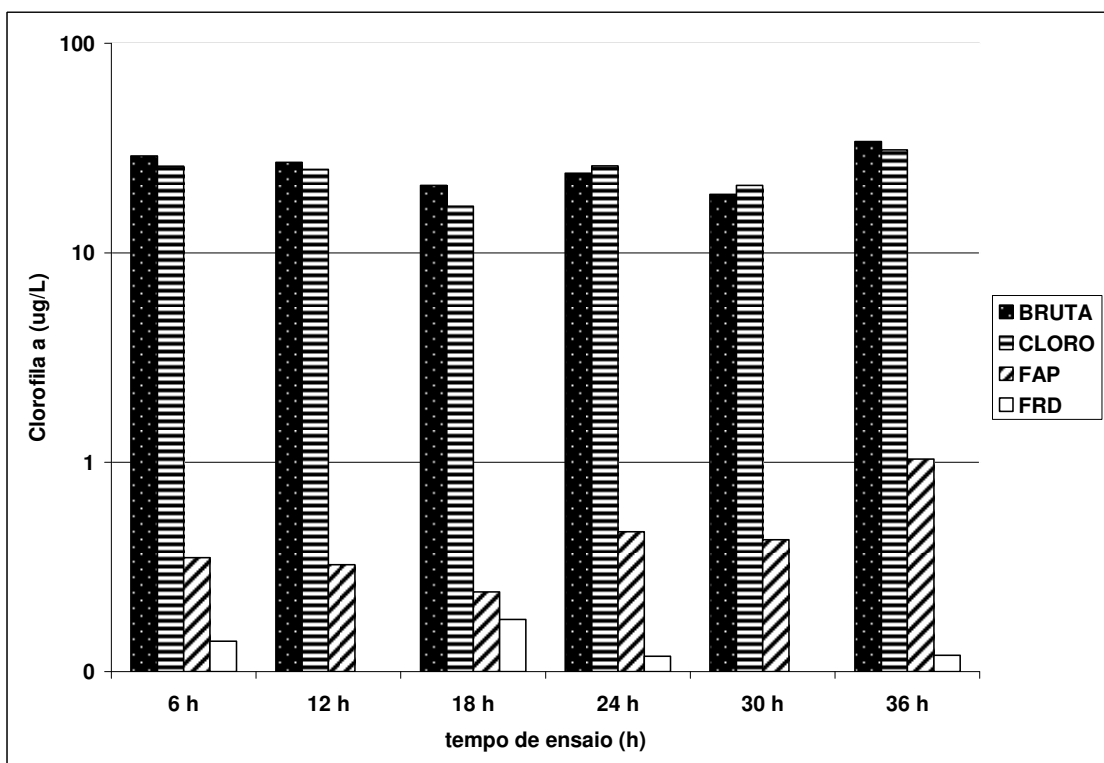


Figura 5.22: Valores de clorofila-a na carreira de filtração 3.

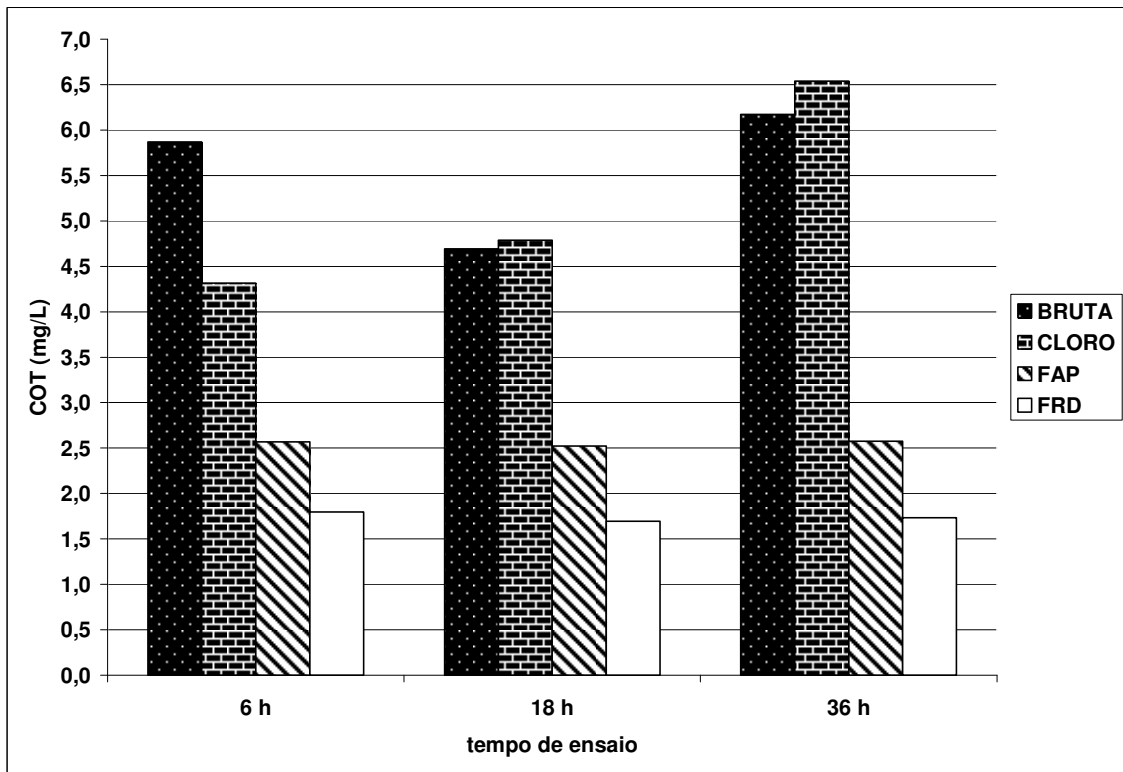


Figura 5.23: Valores de COT na carreira de filtração 3.

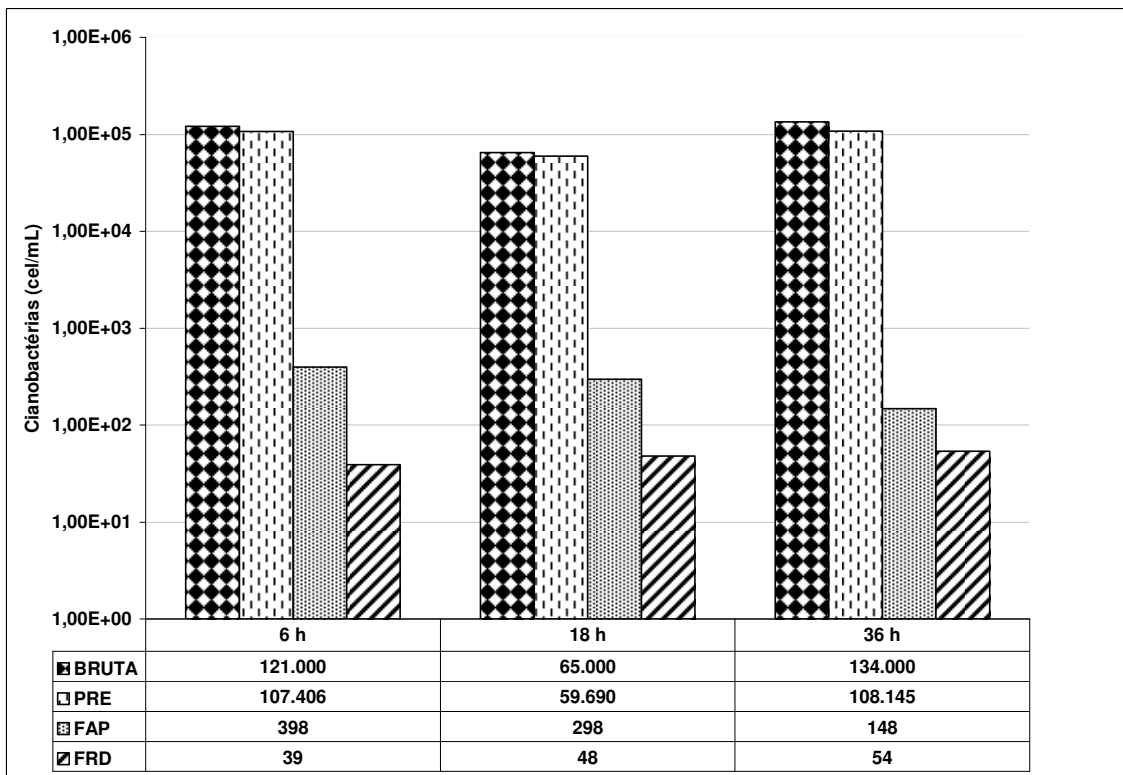


Figura 5.24: Valores de cianobactérias na carreira de filtração 3.

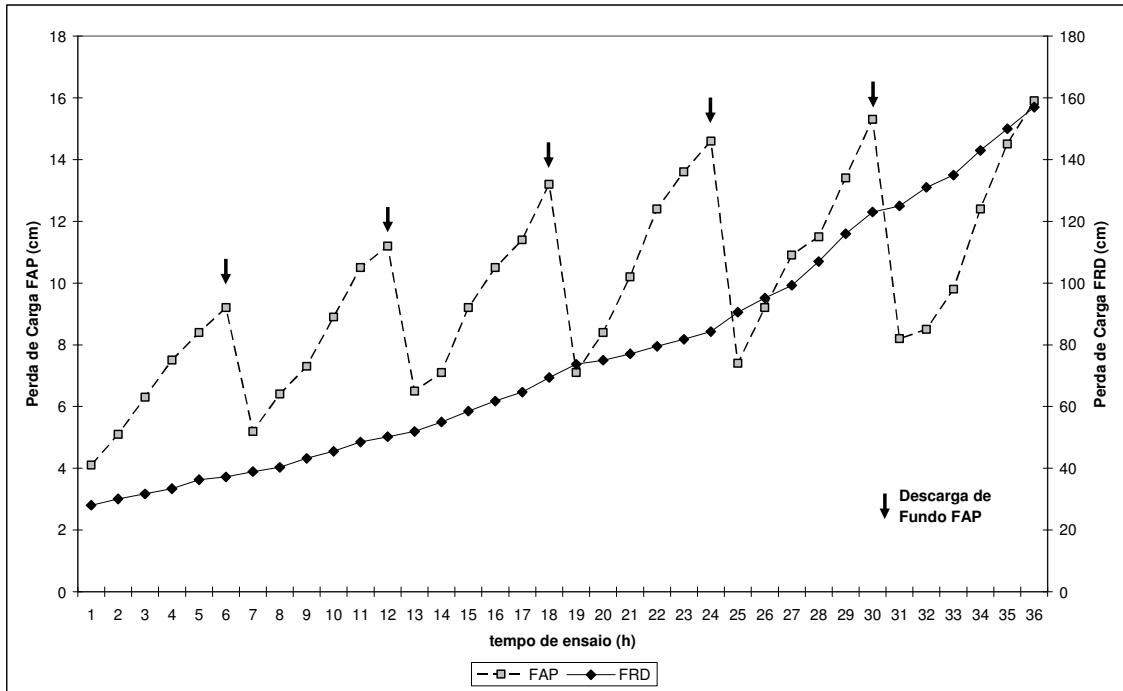


Figura 5.25: Perda de carga no FAP e no FRD durante a carreira de filtração 3.

Como pode ser visto na figura 5.20, o efluente do FAP apresentou valores de turbidez entre 0,28 e 0,87 uT, mais baixos do que as medidas encontradas nos ensaios anteriores. O efluente do FRD também obteve os menores valores de turbidez, quando comparado aos ensaios anteriores, ficando todos abaixo de 0,40 uT. A cor aparente na saída do FRD oscilou entre < 1 e 3 uH, sendo que na maior parte dos horários analisados obteve valores inferiores a 1 uH.

Na figura 5.23 estão apresentados os valores de COT no ensaio 3. A remoção alcançada pelo sistema foi cerca de 68 %. Estes resultados são similares aos do ensaio 2, onde foi utilizado o carvão ativado pulverizado. Os teores de COT na saída FRD oscilaram entre 1,73 e 1,79 mg/L, um pouco maior do que o ensaio anterior.

A clorofila-a e as cianobactérias, assim como nos ensaios anteriores continuaram apresentando bons índices de remoção. O FAP continuou removendo a maior parte, cerca de 98,2 % para clorofila-a e 99,7 % para cianobactérias. O FRD aumentou a remoção para 99,5 e 99,9 % respectivamente.

Na figura 5.25 estão os dados da perda de carga no ensaio 3. Observa-se que, neste ensaio, ocorreram os menores valores de perda de carga, tanto no FAP como no FRD. As perdas de carga no FAP e FRD, após 36 horas de operação, foram de 15,9 cm e 157 cm, respectivamente.

5.3.4 – Resultados da carreira de filtração 4

No ensaio 4, utilizou-se a seguinte configuração: coagulação na unidade de mistura rápida (MR), oxidação com cloro, adsorção com carvão ativado pulverizado (CAP) e filtração ascendente em pedregulho (FAP) e descendente rápido em areia (FRD). A tabela 5.5 e as figuras 5.26 a 5.31 mostram os resultados obtidos no ensaio 4.

Tabela 5.5: Resumo dos dados da carreira de filtração 4.

RESUMO DA CARREIRA DE FILTRAÇÃO 3: MR + CLORO + CAP + FAP + FRD				
Taxas de filtração (m ³ /m ² .d)	FAP = 120 m ³ /m ² .d e FRD = 180 m ³ /m ² .d			
Duração da carreira	36 h			
Condições de coagulação	D _{SA} = 45 mg/L; pH = 6,2			
Dosagem de Carvão Ativado	D _{CAP} = 40 mg/L			
Residual de Cloro	≅ 0,1 mg/L			
Parâmetros	Água Bruta	Água coagulada	Efluente do FAP	Efluente do FRD
pH	7,5 a 7,2	6,1 a 6,5	-	-
Turbidez (uT)	7,1 a 12,3	-	0,3 a 1,4	0,2 a 0,5
Cor Aparente (uH)	68 a 87	-	< 1 a 7	< 1 a 2
Clorofila-a (µg/L)	20 a 41	-	0,16 a 0,51	0,06 a 0,14
Cianobactérias (cel/mL)	13 x 10 ⁴ a 19 x 10 ⁴	-	119 a 232	6 a 10
Carbono orgânico total (mg/L)	3,98 a 6,28	-	2,06 a 2,19	1,41 a 1,56
Oxigênio Consumido (mg/L)	4,8 a 5,0	-	1,2 a 1,9	0,8 a 1,9

D_{SA} = dosagem de sulfato de alumínio líquido comercial com 7,4 % de Al₂O₃; MR = Mistura rápida; CLORO = Cloração com hipoclorito de cálcio; CAP = Carvão ativado pulverizado; FAP = Filtro Ascendente de pedregulho; FRD = Filtro rápido descendente.

Na figura 5.26 estão os dados de turbidez no ensaio 4. Os valores na água bruta estiveram entre 7,1 e 12,3, já na saída do FAP ficaram entre 0,3 e 1,4. A turbidez na saída do FRD ficou um pouco mais alta do que no ensaio 3, mas os valores estiveram sempre abaixo de 0,50 uT.

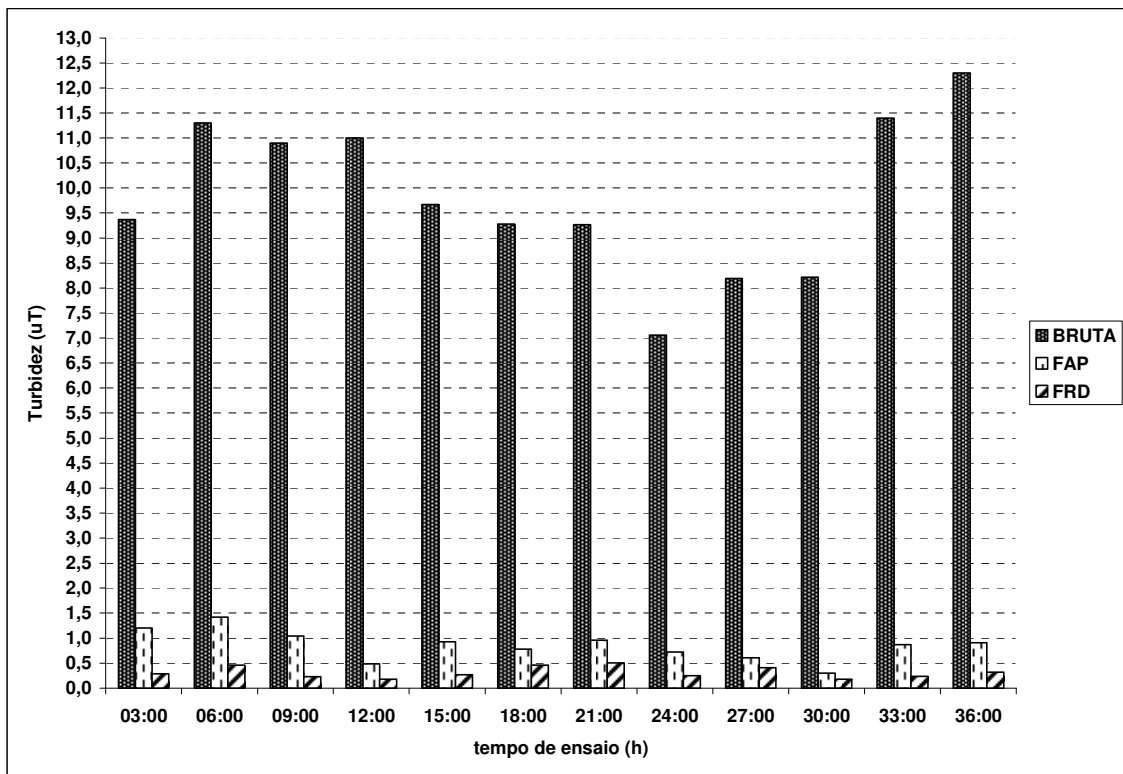


Figura 5.26: Valores de turbidez na carreira de filtração 4.

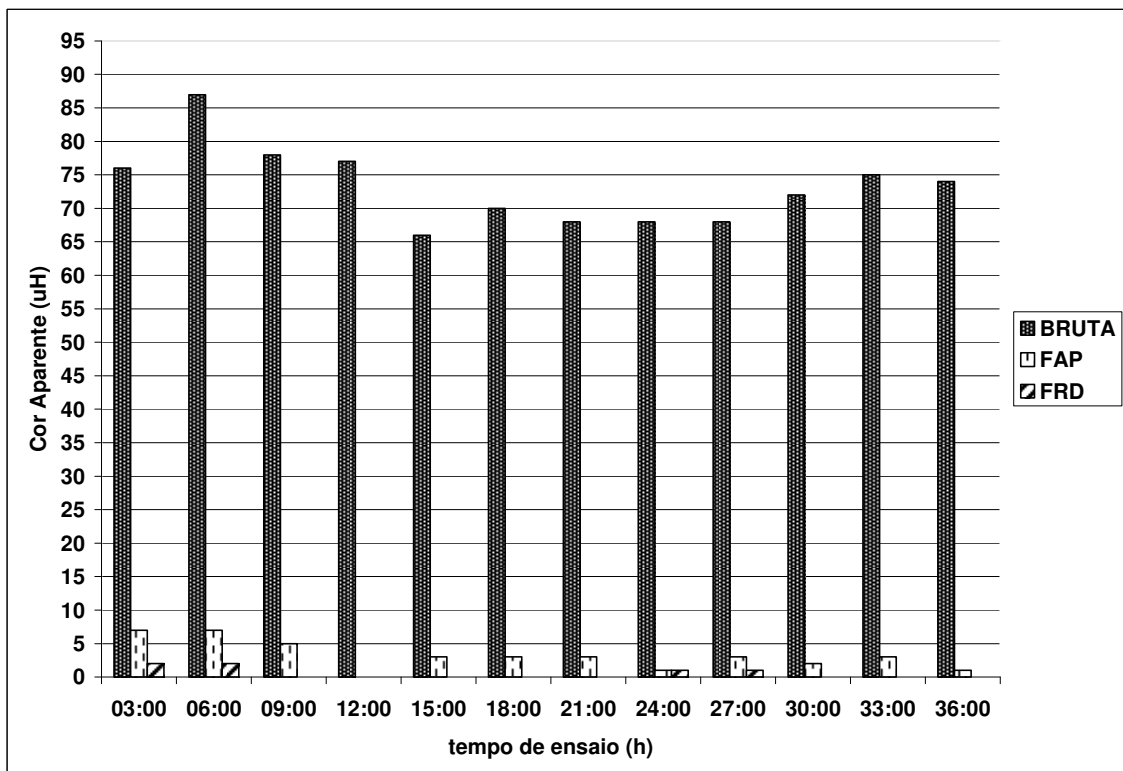


Figura 5.27: Valores de cor aparente na carreira de filtração 4.

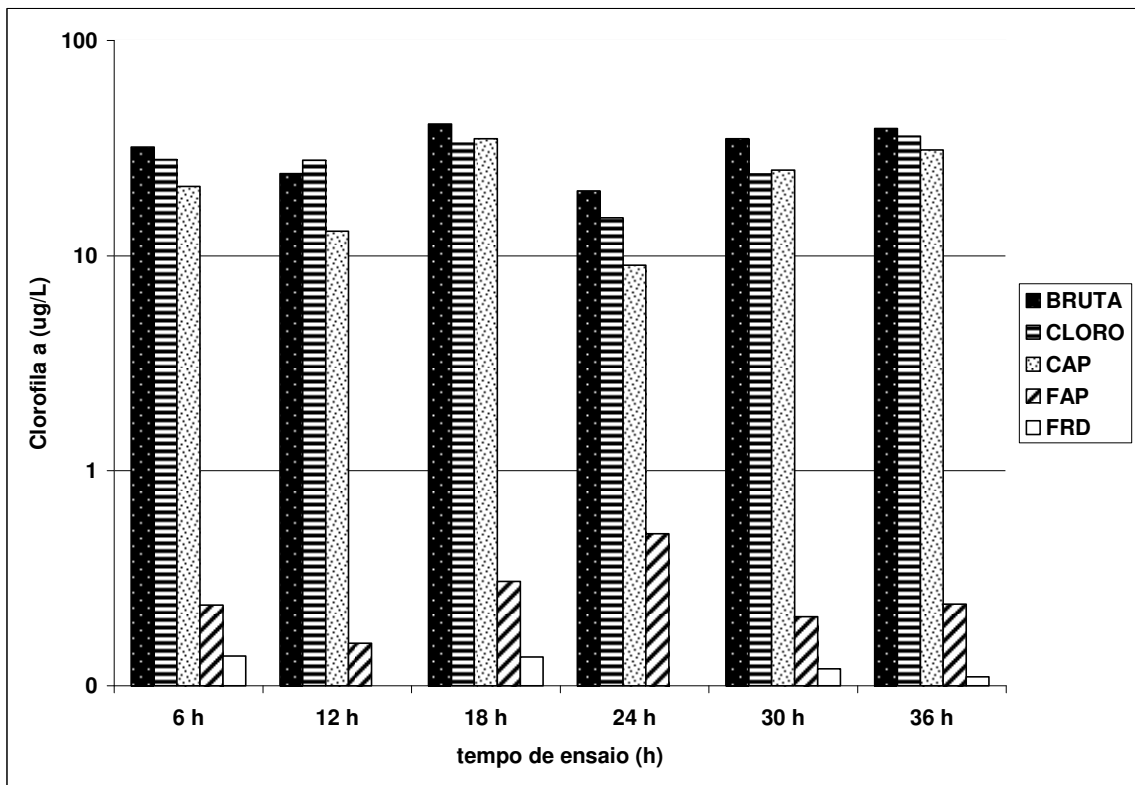


Figura 5.28: Valores de clorofila-a na carreira de filtração 4.

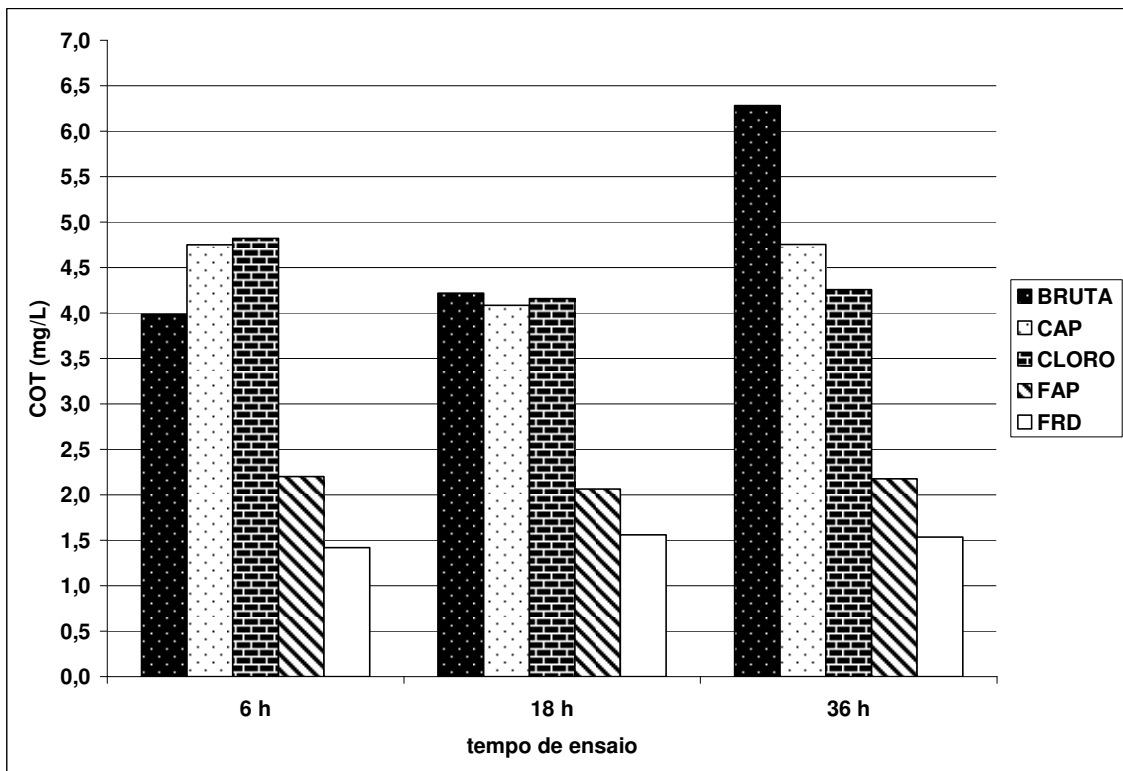


Figura 5.29: Valores de COT na carreira de filtração 4.

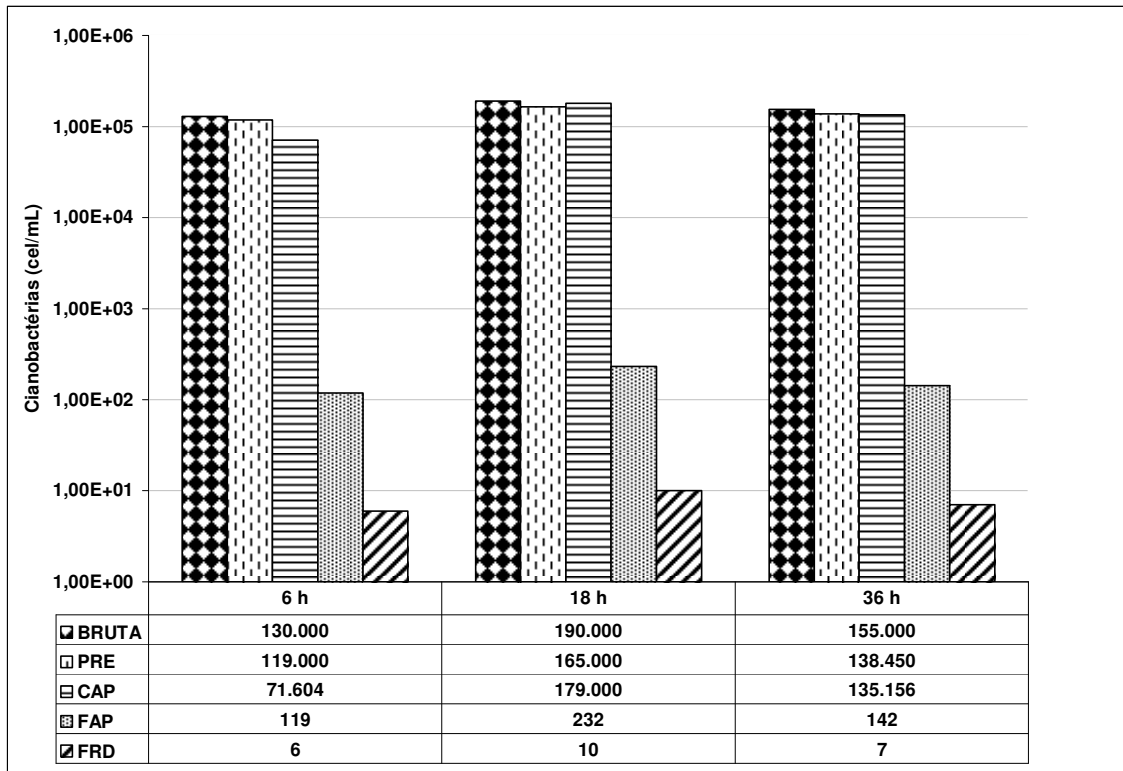


Figura 5.30: Valores de cianobactérias na carreira de filtração 4.

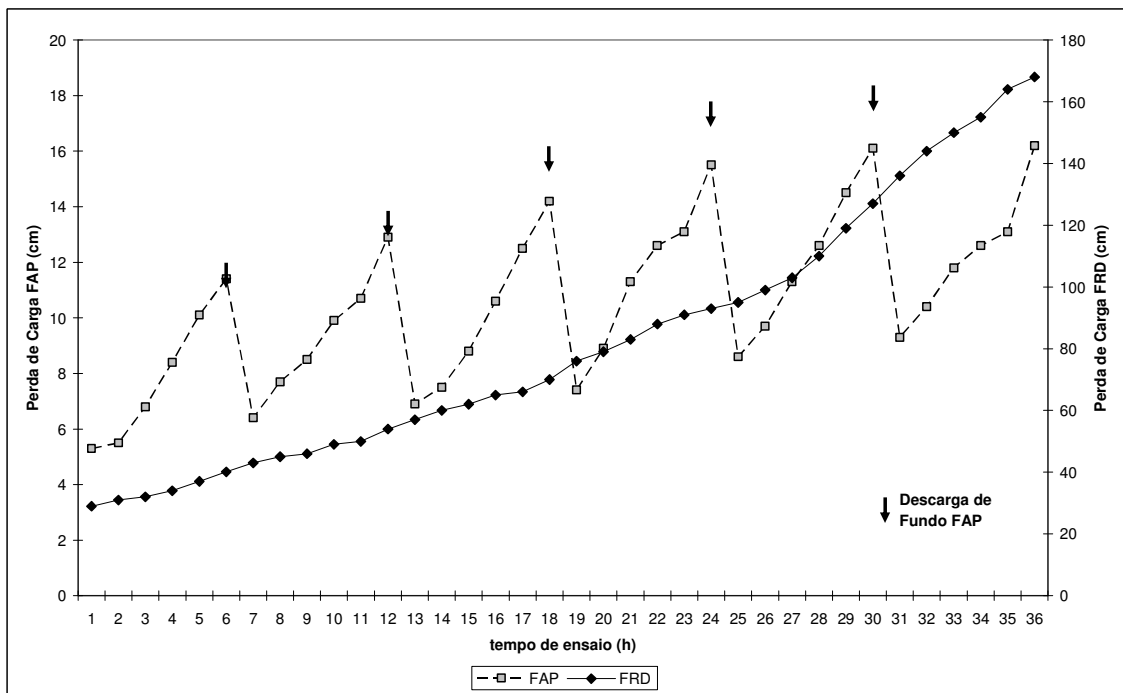


Figura 5.31: Perda de carga no FAP e FRD durante a carreira de filtração 4.

Os dados de cor aparente estão na figura 5.27. A cor aparente, semelhantemente ao ensaio 3, esteve muito baixa nos efluentes do FAP (< 1 a 7 uH) e FRD (< 1 uH). A remoção de COT (figura 5.29) foi a maior entre todos os ensaios realizados, embora próxima daquela observada no ensaio 3. O FAP apresentou remoção de 56% , após o FRD, a eficiência chegou a 69% . Os valores na saída do FRD foram os mais baixos dos quatro ensaios, entre $1,41$ e $1,56$ mg/L.

Em relação a clorofila-a (figura 5.28) e cianobactérias (figura 5.30), as maiores remoções foram também observadas com esta configuração. A remoção de cianobactérias no FAP foi de $99,90\%$, chegando a $99,99\%$ após o FRD. A pré-cloração foi responsável pela remoção de 11% de cianobactérias. Verifica-se mais uma vez que a maior parcela da remoção das algas ficou por conta do sistema de coagulação e filtração.

Os dados da perda de carga nos filtros do ensaio 4 estão mostrados na figura 5.31. O FAP obteve perda de carga final com 36 horas de operação de $16,2$ cm e o FRD obteve 168 cm, cerca de 11 cm a mais do que no ensaio 3. Foi verificado que ao longo dos 4 ensaios, as DFIs no FAP foram de fundamental importância para garantir o prolongamento da carreira de filtração neste filtro, além de ter evitado o transpasse de flocos para o FRD.

5.3.5 - Resultados das análises para quantificação dos subprodutos da oxidação (SPOs)

A figura 5.32 mostra os resultados das concentrações dos SPOs analisados durante os 4 ensaios. Para cada carreira de filtração, foi realizada uma coleta para análise de SPOs, sempre após 18 horas do início do funcionamento do sistema. As amostras foram coletadas na saída do FRD, e depois de feita a cloração (5 mg/L de cloro), com tempos de contato de 30 minutos e 24 horas.

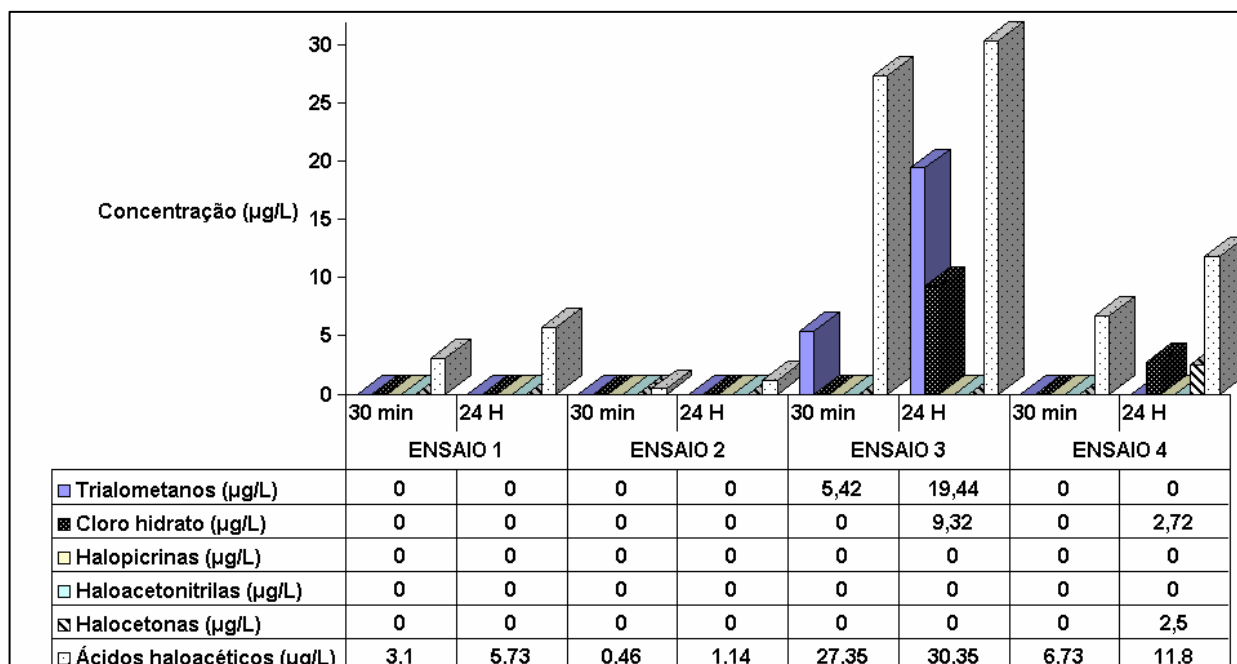


Figura 5.32: Resultados de SPO no efluente do FRD.

Os resultados mostram que a formação de SPOs não aconteceu de forma significativa nos ensaios. Praticamente só ocorreu a formação de Ácidos Haloacéticos, mesmo assim em concentrações muito baixas. Os maiores valores de Ácidos Haloacéticos foram encontrados no ensaio 3, 27,35 µg/L e 30,35 µg/L, respectivamente para os tempo de 30 minutos e 24 horas. A portaria 518 do MS, não estabelece valores limites para os Ácidos Haloacéticos, enquanto que a Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA) limita este parâmetro em 60 µg/L.

Em relação aos Trialometanos, só ocorreu a formação no ensaio 3, 5,42 µg/L com tempo de 30 minutos de oxidação e 19,44 µg/L com o tempo de 24 horas. Estes valores estão bem abaixo do limite estabelecido pela portaria 518 do Ministério da Saúde, 100 µg/L. É possível que a baixa formação de SPOs observada, se deva ao fato de que havia pouca quantidade de compostos precursores na água (substâncias húmicas e cianobactérias). Como foi mostrado nos resultados anteriores, o efluente do FRD era de ótima qualidade com relação a cor, turbidez e COT. Ressalta-se que no ensaio 3, onde houve pré-cloração, foram detectados trialometanos, além das maiores concentrações de ácidos haloacéticos e cloro hidratado. No ensaio 4, onde também foi realizada a pré-cloração, a formação de subprodutos foi bastante reduzida, possivelmente pela utilização do carvão ativado pulverizado.

Trabalho realizado por Sales (2005), utilizando a dupla filtração para tratar água do lago Gavião em Fortaleza-CE, estudou a formação de Trialometanos e Ácidos Haloacéticos com e sem a pré-oxidação usando diferentes oxidantes. A água deste lago caracteriza-se por apresentar concentrações altas de cianobactérias. O efluente do FRD foi submetida à oxidação com 5 mg/L de cada oxidante (cloro, permanganato de potássio e dióxido de cloro). A água bruta tinha turbidez de 10 uT e concentração de cianobactérias de 440.000 cel/mL. A pesquisa concluiu que não houve relação direta entre as concentrações de cianobactérias e a formação de trialometanos. Já em relação à formação de Ácidos Haloacéticos houve relação direta entre as cianobactérias e estes compostos, sendo encontrados concentrações entre 52 e 157 µg/L.

6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 – Conclusões

A partir dos resultados obtidos na pesquisa, pode-se concluir que:

- 1º) A granulometria do meio filtrante e as taxas de filtração usadas na pesquisa se mostraram adequadas para tratar a água de estudo, mesmo com as altas concentrações de cianobactérias;
- 2º) O sistema de dupla filtração conseguiu produzir água potável, em todos os ensaios realizados, atendendo aos parâmetros estabelecidos pelo Ministério da Saúde;
- 3º) O uso do carvão ativado pulverizado mostrou-se eficiente, principalmente na remoção do parâmetro Carbono Orgânico Total;
- 4º) Os mecanismos de coagulação aliado aos filtros de pedregulho e areia foram os principais responsáveis pela remoção das cianobactérias;
- 5º) Não houve formação significativa de subprodutos da oxidação nos ensaios realizados na IPDF;
- 6º) O uso da pré-cloração favoreceu a formação de ácidos haloacéticos e trialometanos, porém em concentrações inferiores aos limites estabelecidos pela legislação brasileira e internacional.

6.2 – Recomendações

Considerando-se as observações feitas nos ensaios realizados, apresentam-se, a seguir, algumas recomendações visando abordar aspectos complementares aqueles vistos nesta pesquisa.

1º) Realização de carreiras de filtração mais longas, para avaliar o momento certo da lavagem do filtro de pedregulho, e também estudar novas taxas e formas na lavagem do FAP.

2º) Realização de ensaios para avaliação da remoção de cianotoxinas produzidas por cianobactérias, utilizando carvão ativado pulverizado e granular.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th edition. Washington: APHA, 1998.

BRAGA, F. M. G.; CORDEIRO, B. S.; BRANDÃO, C. C. S. Dupla filtração em filtros ascendentes de pedregulho e filtros descendentes de areia aplicada à remoção de algas: influência da granulometria do filtro de areia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais...ABES**, 2007.

BELLAR, T. A.; LICHTENBERG, J. J.; KRONER, R. C. The occurrence of organohalides in chlorinated drinking waters. **Journal American Water Works Association**, v. 66, n. 12, p.703-706. Dec. 1974.

BORGES, J. T. **A utilização da técnica mims na determinação de trihalometanos em águas de abastecimento e a influência do íon brometo, da amônia e de algas na formação desses compostos**. 2003. 171f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)- Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria** n°. 518, de 25 de março de 2004. Brasília, 2004.

CETESB - Determinação de pigmentos fotossintetizantes clorofila a, b e c e feofitina. Método de Ensaio L5.306. São Paulo : CETESB. 22 pp. 1990.

CLEASBY, J. L.; LOGSDON, G. S. Granular bed and precoat filtration. In: AWWA (Ed.). **Water quality & treatment. A handbook of community water supplies**. 5 ed. New York: McGraw-Hill, 1999.

DANTAS, A. D.B. **Desempenho de sistemas de dupla filtração no tratamento de água com turbidez elevada**. 2004. 301f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

DE PAULA, D. **Avaliação da dupla filtração para tratamento de água superficial utilizando a filtração ascendente de areia grossa**. 2003. 117f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Rio de Janeiro: ABES. Vol. 2. 1993.

DI BERNARDO, L.; WIECHETECK, G. K; BENINI B. D. S. Utilização da dupla filtração ascendente de areia grossa para remoção de substâncias húmicas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...**Joinville: ABES, 2003a. 1 CD.

DI BERNARDO, L. (coord.) **tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. Rio de Janeiro: ABES-RiMa, 2003b.

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

GUSMÃO, P. T. R.; DI BERNARDO, L. Desempenho da dupla filtração utilizando a filtração ascendente em pedregulho e em areia Grossa. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...**ABES, 2003.

HOHEN, R. C., GRIZZARD, T. J., SHAFFER, P. T. B (1980). Algae as sources of trihalomethane precursors. **Journal American Water Works Association**, v. 72, n. 6, p: 344-350, Jun, USA.

JACK, J.; SELLERS, T.; BUKAVECKAS, P. A. Algal production and trihalomethane formation potential: an experimental assessment and inter-river comparison. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 59, p. 1482-1491. 2002.

KARIMI, A. A; SINGER, P. C. Trihalomethane formation in open reservoirs. **Journal of American Water Works Association**, v. 83, n.8, p. 84. 1991.

KURODA, E. K. **Avaliação da filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento em sistemas de dupla filtração**. 2002. 238 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

KURODA, E. K. **Remoção de células e subprodutos de *microcystis spp.* por dupla filtração, oxidação e adsorção**. 2006. 267f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

KURODA, E. K.; PASCHOALATO, C. F. P. R.; DI BERNARDO, L. **Formação de subprodutos da oxidação em águas contendo cianobactérias**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais...ABES**, 2007.

MARMO, C. R. **Formação e remoção de trihalometanos em águas de abastecimento tratadas, na pré-oxidação, com cloro**. 2005. 253f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas.

MEGDA, C. R. **Filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento à filtração rápida descendente**. 1999. 170f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

MONDARDO, R. I.; SENS, L. M.; MELO FILHO, L. C. Pré-Tratamento com cloro e ozônio para remoção de cianobactérias. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, n 4, p. 337-342, Out/Dez. 2006.

MONTANHA, W. A. A.; PASCHOALATO, C. F. P. R.; DANTAS, A. D. B.; TRIMAILOVAS, M. R. Estudo da formação de subprodutos orgânicos halogenados na pré-oxidação com dióxido de cloro em águas contendo substâncias húmicas aquáticas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais...Belo Horizonte: ABES**, 2007. 1 CD.

MÜLLER, C. C. **Avaliação da utilização de carvão ativado em pó na remoção de microcistina em água para abastecimento público.** 2008. 121f. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

PASCHOALATO, C. F. P. R., **Efeito da pré-oxidação, coagulação, filtração e pós-Cloração na formação de subprodutos orgânicos halogenados em águas contendo substâncias húmicas.** 2005. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos/USP, São Carlos.

SALES, M. V. **Tratamento de água eutrofizada através de dupla filtração e oxidação** 2005. 259 p. Tese (Doutorado) – Centro de Tecnologia. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. UFC.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering and science.** 6 ed. New York: McGraw-Hill, 2003, 752 p.

SILVA, G. G. **Tratamento de água de reservatórios por dupla filtração, oxidação e adsorção em carvão ativado granular.** 2009. 131 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente). Universidade Federal do Tocantins.

SILVA, B. D. **Remoção de substância húmicas na dupla filtração com filtro ascendente pedregulho.** 2003. 147f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.

SILVA, J. R. L.; CUNHA, I. L., WETTMAN, A. Caracterização do fitoplâncton nas amostras coletadas na orla do lago e concentração de *microcistina* na praia da Graciosa em Palmas-TO. In: CONGRESSO CIENTÍFICO DO CEULP/ULBRA, 3., 2003, Palmas. **Anais...**Palmas: 2003. 1 CD.

SINGER P. C. Formation and characterization of disinfection by-products. In: Craun GF. **Safety of water disinfection: balancing chemical and microbial risks.** Washington (DC): ILSI Press; 1993. p. 201-19.

TANGERINO, E. P.; DI BERNARDO, L. Remoção de substâncias húmicas por meio da oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio e FiMe. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n 4, p. 290-298, Out/Dez 2005.

TOMINAGA, M. Y.; MIDIO, A. F. Exposição humana a trihalometanos presentes em água tratada. **Revista de Saúde Pública**. Universidade de São Paulo, v.33, n 4, p. 413-421, Ago 1999.

WIECHETECK, G. K.; DI BERNARDO, L. **Remoção de substâncias húmicas utilizando dupla filtração com filtro ascendente de areia grossa**. Relatório de Atividades do PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – Edital III – Tema I – Técnicas de baixo custo de potabilização de águas: filtração direta aplicada a pequenas comunidades. Dez. 2002.

WIECHETECK, G. K.; BENINE, B. D. S.; DI BERNARDO, L. Remoção de substâncias húmicas utilizando dupla filtração com filtro ascendente de areia grossa ou de pedregulho. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n 2, p. 156-164, Abr/Jun 2004.

WIECHETECK, G. K.; PASCHOALATO, C. F. P. R; TROFINO, J.; DI BERNARDO, L. Pré-oxidação com cloro, dióxido de cloro e ozônio e dupla filtração na remoção de substâncias húmicas e formação de subprodutos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...ABES**, 2005.

ANEXO A

DADOS ENCONTRADOS NA ETA PILOTO DURANTE AS CARREIRAS DE
FILTRAÇÃO

Tabela A1: Dados encontrados na ETA piloto durante a carreira de filtração 1.

Tempo de funciona. (h)	Efluente do FAP					Efluente do FRD				
	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	Clorofila-a (µg/L)	COT (mg/L)	Cianobactérias (cel/mL)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	Clorofila-a (µg/L)	COT (mg/L)	Cianobactérias (cel/mL)
03:00	0,76	9	-	-	-	0,42	5	-	-	-
06:00	0,90	12	1,20	2,83	2.030	0,45	3	0,21	2,40	287
09:00	0,75	12	-	-	-	0,37	5	-	-	-
12:00	0,48	4	0,80	-	-	0,34	2	0,19	-	-
15:00	0,51	4	-	-	-	0,41	1	-	-	-
18:00	0,64	2	0,44	2,70	892	0,38	2	0,16	2,29	50
21:00	0,60	3	-	-	-	0,41	< 1	-	-	-
24:00	0,70	4	1,30	-	-	0,31	1	0,32	-	-
27:00	0,69	6	-	-	-	0,29	1	-	-	-
30:00	0,76	6	0,94	-	-	0,34	3	0,28	-	-
33:00	0,84	4	-	-	-	0,31	4	-	-	-
36:00	0,72	5	1,10	2,10	745	0,37	4	0,41	1,91	64

Tabela A2: Dados encontrados na ETA piloto durante a carreira de filtração 2.

Tempo de funciona. (h)	Efluente do FAP					Efluente do FRD				
	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	Clorofila-a (µg/L)	COT (mg/L)	Cianobactérias (cel/mL)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	Clorofila-a (µg/L)	COT (mg/L)	Cianobactérias (cel/mL)
03:00	1,12	7	-	-	-	0,31	2	-	-	-
06:00	1,23	15	1,20	2,40	139	0,41	2	0,15	1,65	49
09:00	0,87	3	-	-	-	0,22	< 1	-	-	-
12:00	0,75	3	0,18	-	-	0,22	1	0,12	-	-
15:00	1,46	8	-	-	-	0,34	< 1	-	-	-
18:00	1,47	5	0,78	2,30	66	0,23	< 1	0,06	1,58	33
21:00	1,60	9	-	-	-	0,33	< 1	-	-	-
24:00	1,30	7	1,07	-	-	0,39	1	0,22	-	-
27:00	1,54	11	-	-	-	0,32	2	-	-	-
30:00	1,36	5	0,59	-	-	0,45	< 1	0,21	-	-
33:00	1,12	7	-	-	-	0,41	< 1	-	-	-
36:00	1,15	5	0,68	2,46	87	0,38	< 1	0,28	1,68	26

Tabela A3: Dados encontrados na ETA piloto durante a carreira de filtração 3.

Tempo de funciona. (h)	Efluente do FAP					Efluente do FRD				
	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	Clorofila-a (µg/L)	COT (mg/L)	Cianobactérias (cel/mL)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	Clorofila-a (µg/L)	COT (mg/L)	Cianobactérias (cel/mL)
03:00	0,72	3	-	-	-	0,37	1	-	-	-
06:00	0,60	3	0,35	2,57	398	0,21	1	0,14	1,65	39
09:00	0,73	8	-	-	-	0,24	3	-	-	-
12:00	0,59	1	0,32	-	-	0,20	< 1	0,10	-	-
15:00	0,70	6	-	-	-	0,17	1	-	-	-
18:00	0,31	2	0,24	2,52	298	0,27	1	0,18	1,58	48
21:00	0,28	2	-	-	-	0,24	1	-	-	-
24:00	0,46	< 1	0,47	-	-	0,29	< 1	0,12	-	-
27:00	0,29	1	-	-	-	0,12	< 1	-	-	-
30:00	0,30	2	0,43	-	-	0,16	< 1	0,05	-	-
33:00	0,87	2	-	-	-	0,25	< 1	-	-	-
36:00	0,65	3	1,04	2,58	148	0,34	< 1	0,12	1,68	54

Tabela A4: Dados encontrados na ETA piloto durante a carreira de filtração 4.

Tempo de funciona. (h)	Efluente do FAP					Efluente do FRD				
	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	Clorofila-a (µg/L)	COT (mg/L)	Cianobactérias (cel/mL)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	Clorofila-a (µg/L)	COT (mg/L)	Cianobactérias (cel/mL)
03:00	1,20	7	-	-	-	0,29	2	-	-	-
06:00	1,42	7	0,24	2,20	119	0,46	2	0,14	1,42	6
09:00	1,04	5	-	-	-	0,23	< 1	-	-	-
12:00	0,49	< 1	0,16	-	-	0,18	< 1	0,06	-	-
15:00	0,93	3	-	-	-	0,27	< 1	-	-	-
18:00	0,78	3	0,31	2,06	232	0,46	< 1	0,14	1,56	10
21:00	0,96	3	-	-	-	0,51	< 1	-	-	-
24:00	0,72	1	0,51	-	-	0,25	1	0,05	-	-
27:00	0,61	3	-	-	-	0,41	1	-	-	-
30:00	0,30	2	0,21	-	-	0,18	< 1	0,12	-	-
33:00	0,87	3	-	-	-	0,24	< 1	-	-	-
36:00	0,91	1	0,24	2,18	142	0,32	< 1	0,11	1,53	7

Tabela A5: Dados de perda de carga encontrados nos filtros durante os ensaios.

Temp. Func. (h)	Perda de Carga (cm)							
	FAP				FRD			
	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4
1	5,0	6,4	4,1	5,3	29,0	26,0	28,0	29,0
2	5,6	7,3	5,1	5,5	32,0	34,0	30,1	31,0
3	6,8	8,1	6,3	6,8	33,0	36,0	31,7	32,0
4	7,3	10,3	7,5	8,4	35,0	38,0	33,4	34,0
5	8,7	11,2	8,4	10,1	35,0	42,0	36,3	37,0
6	12,5	13,2	9,2	11,4	35,5	44,0	37,2	40,1
7	6,8	7,1	5,2	6,4	36,0	45,0	38,9	43,0
8	7,2	9,2	6,4	7,7	38,0	47,0	40,3	45,0
9	7,6	11,5	7,3	8,5	47,0	50,0	43,2	46,0
10	8,9	12,3	8,9	9,9	56,5	58,0	45,5	49,0
11	13,4	13,8	10,5	10,7	60,0	63,0	48,5	50,0
12	14,9	15,1	11,2	12,9	64,0	69,0	50,2	54,0
13	7,2	7,8	6,5	6,9	66,0	74,0	51,9	57,0
14	7,7	9,2	7,1	7,5	66,8	77,0	55,0	60,0
15	9,3	11,7	9,2	8,8	67,5	83,0	58,5	62,0
16	10,6	13,4	10,5	10,6	68,0	86,0	61,8	65,0
17	13,5	15,2	11,4	12,5	76,0	88,0	64,7	66,0
18	15,8	16,3	13,2	14,2	85,0	99,0	69,4	70,0
19	8,0	8,8	7,1	7,4	92,0	106,0	73,7	76,0
20	9,4	10,3	8,4	8,9	93,0	111,0	75,0	79,0
21	12,4	12,2	10,2	11,3	94,0	114,5	77,1	83,0
22	13,5	14,2	12,4	12,6	95,0	120,4	79,5	88,0
23	14,8	15,2	13,6	13,1	97,0	130,0	81,8	91,0
24	16,5	17,8	14,6	15,5	99,0	138,0	84,3	93,0
25	9,6	9,9	7,4	8,6	103,0	149,0	90,6	95,0
26	10,3	11,3	9,2	9,7	108,0	160,0	95,2	99,0
27	11,4	13,2	10,9	11,3	115,0	168,4	99,3	103,0
28	13,6	14,9	11,5	12,6	122,0	175,0	107,0	110,0
29	16,3	16,1	13,4	14,5	130,0	180,0	116,0	119,0
30	16,9	18,7	15,3	16,1	137,0	29,0	123,0	127,0
31	9,9	10,5	8,2	9,3	144,0	32,0	125,0	136,0
32	11,2	12,3	8,5	10,4	156,0	35,0	131,0	144,0
33	13,4	13,9	9,8	11,8	173,0	36,0	135,0	150,0
34	14,6	15,1	12,4	12,6	174,0	38,0	143,0	155,0
35	16,8	17,3	14,5	13,1	175,0	40,2	150,0	164,0
36	17,1	19,1	15,9	16,2	178,0	43,1	157,0	168,0