

**Centro Universitário Feevale  
Engenharia Industrial Química  
Gerenciamento Ambiental**

**Daniel de Aguiar Fontoura**

**Avaliação da eficiência: Tanino X Sulfato de  
Alumínio, como coagulantes no tratamento de água  
para consumo humano.**

Novo Hamburgo, 2009

**Centro Universitário Feevale**  
**Engenharia Industrial Química**  
**Gerenciamento Ambiental**

**Daniel de Aguiar Fontoura**

**Avaliação da eficiência: Tanino X Sulfato de Alumínio, como coagulantes no tratamento de água para consumo humano.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial à obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Industrial Química pelo Centro Universitário Feevale.

**Orientador:** Prof. M.sc. Carlos Augusto do Nascimento

**Novo Hamburgo**  
**2009**

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Centro Universitário Feevale por disponibilizar condições para a realização das determinações físico-químicas.

Ao Filipe ao Jéferson e a Sheila pelo apoio para realização da maior parte dos ensaios.

Ao orientador Carlos Augusto do Nascimento.

A COMUSA e a CORSAN pelo apoio nas coletas das amostras de água bruta e informações técnicas de processo.

A Anelise por apoiar incondicionalmente esta proposta de estudo e principalmente pela compreensão do meu afastamento de sua vida por este breve período.

## RESUMO

Este trabalho avalia dois diferentes coagulantes para aplicação no tratamento de água para consumo humano, comparando sua eficiência econômica e qualitativa. Para esta avaliação foram utilizadas amostras de água bruta proveniente da Bacia dos Sinos que, segundo o relatório de conjuntura dos recursos hídricos da ANA (2009), este rio está classificado dentre os que possuem um índice de qualidade da água nas categorias péssima e ruim. Neste estudo foram utilizados os coagulantes: “Tanino Vegetal” que é um polímero natural extraído da casca da acácia negra, sendo um forte coagulante com caráter catiônico; e “Sulfato de Alumínio” que é um polímero sintético fabricado a partir do hidrato de alumínio, sendo um potente coagulante também com caráter catiônico. Os testes de coagulação floculação foram efetuados em laboratório com o auxílio de aparelho jar-test. Com cada coagulante, foram empregadas nos testes diferentes dosagens, visando à obtenção dos melhores resultados. A qualidade da água após adição dos coagulantes foi determinada através de análises físico-químicas, avaliando o desempenho dos produtos testados para definir eficiência no atendimento aos padrões de qualidade exigidos pela Portaria nº518 do Ministério da Saúde (2009). Através dos testes realizados nas amostras de água bruta, o Tanino vegetal e o Sulfato de alumínio mostraram-se eficientes como agentes coagulantes do tratamento de água para consumo humano, tendo o coagulante orgânico apresentado um custo aproximadamente 180% superior ao coagulante químico.

Palavras-Chave: Tanino Vegetal; Coagulante; Sulfato de alumínio; Bacia do Sinos.

## ABSTRACT

This paper evaluates two different coagulants for application in the treatment of water for human consumption, comparing their qualitative and economic efficiency. Raw water samples from the Sinos Basin were used for this evaluation. According to the report on the situation of the water resources of the Water National Agency (ANA (2009)), this river is classified among those that have a water quality index in categories very bad and bad. The coagulants used in this study were: "Vegetal Tannin" that is a natural polymer extracted from the bark of the black acacia tree, being a strong coagulant of cationic nature; and "Aluminum Sulfate" that is a synthetic polymer manufactured from aluminum hydrate, being also a potent coagulant of cationic nature. Flocculation coagulation tests were performed in a laboratory with the aid of jar-test apparatus. Different dosages of each coagulant were applied in the tests to obtain the best results. The quality of water after adding coagulants was determined by physical-chemical analysis, evaluating the performance of the products tested to define efficiency in compliance with quality standards demanded by the Ministry of Health Regulation 518 (2009). Through testing in raw water samples, Vegetal Tannin and Aluminum Sulphate were both proven efficient coagulant agents in treatment of water for human consumption, however having the organic coagulant presented a cost 180% higher than the chemical coagulant.

Keywords: Vegetal Tannin; Coagulant; Aluminum Sulphate; Sinos Basin.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Distribuição da água no mundo por características e sua localização no espaço.....	12
Figura 2 – Representação do ciclo hidrológico.....	13
Figura 3 – Distribuição percentual de domicílios urbanos por tipo de abastecimento de água nas diferentes regiões do Brasil em 2007.....	14
Figura 4 – Barragem de nível na sub-bacia do Bom Retiro para captação de água.....	17
Figura 5 – Redes de adução da COMUSA, N.H., RS, 2009.....	19
Figura 6 – Calha Parshall na ETA da CORSAN, Esteio, RS, 2009.....	22
Figura 7 – Processo de coagulação – floculação.....	25
Figura 8 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica.....	27
Figura 9 – Decantador de manto de lodo “flocos-decantador”.....	30
Figura 10 – Decantador de escoamento horizontal na ETA da COMUSA, NH, RS, 2009.....	31
Figura 11 – Cortina difusora do Decantador na ETA da COMUSA, NH, RS, 2009.....	32
Figura 12 – Decantador de alta taxa na ETA da CORSAN, Esteio, RS, 2009.....	34
Figura 13 – Leito de Secagem na ETA da CORSAN, Parobé, RS, 2009.....	36
Figura 14 – Filtração rápida descendente.....	38
Figura 15 – Redução de surtos epidêmicos.....	40
Figura 16 – Sistema de desinfecção Cloro gás na ETA da CORSAN, Taquara, RS, 2009.....	41
Figura 17 – Gerador de dióxido de cloro na ETA da COMUSA, N.H., RS, 2009.....	42
Figura 18 – Localização das ETAs, locais de coletas das amostras utilizadas nos testes de Jarros.....	48
Figura 19 – Aparelho Jar-test no laboratório da ETA da CORSAN.....	49
Figura 20 – Filtragem em laboratório com funil e algodão na ETA de CORSAN, Taquara, RS, 2009.....	50
Figura 21 – Equipamento utilizado para medir turbidez no laboratório da ETA da CORSAN, Taquara, RS, 2009.....	51
Figura 22 – Equipamento utilizado para medir cor no laboratório da ETA da COMUSA, NH, RS, 2009.....	52
Figura 23 – Equipamento usado para medir o pH, na Central Analítica da Feevale, NH, RS, 2009.....	53
Figura 24 – Aparelho usado para medir a condutividade na Central Analítica da FEEVALE, NH, RS, 2009.....	54
Figura 25 – Apresentação dos resultados para o parâmetro turbidez referentes a amostra A1.....	58
Figura 26 – Apresentação dos resultados para o parâmetro Cor referentes a amostra A1.....	59
Figura 27 – Apresentação dos resultados para o parâmetro pH referentes a amostra A1.....	60
Figura 28 – Apresentação dos resultados para o parâmetro O2 consumido em meio ácido referentes a amostra A1.....	61
Figura 29 – Apresentação dos resultados para o parâmetro concentração de alumínio referente à amostra A1.....	62

<b>Figura 30 – Apresentação dos resultados para o parâmetro Turbidez referentes a amostra A2. ....</b>	<b>65</b>
<b>Figura 31 – Apresentação dos resultados para o parâmetro Cor referentes à amostra A2. ....</b>	<b>66</b>
<b>Figura 32 – Apresentação dos resultados para o parâmetro pH referentes a amostra A2. ....</b>	<b>67</b>
<b>Figura 33 – Apresentação dos resultados para o parâmetro O2 consumido em meio ácido referentes a amostra A2. ....</b>	<b>68</b>
<b>Figura 34 – Apresentação dos resultados para o parâmetro concentração de alumínio referente à amostra A2. ....</b>	<b>69</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Ficha técnica do AQUAPOL C1.....	46
Tabela 2 – Ficha técnica do Sulfato de Alumínio. ....	47
Tabela 3 – Descrição da coleta de amostras.....	48
Tabela 4 – Características da água bruta.....	56
Tabela 5 – Características da água bruta.....	57
Tabela 6 – Resultados das melhores dosagens, em função de custo e eficiência.....	63
Tabela 7 – Características da água bruta.....	64
Tabela 8 – Resultados das melhores dosagens, em função de custo e eficiência.....	70



## LISTA DE SIGLAS

- ABES** – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>** – Sulfato de Alumínio.
- ANA** – Agência Nacional de Águas.
- ASSEMAE** – Associação Nacional dos Serviços Municipais de Água e Esgoto.
- (Ca(CIO)<sub>2</sub>)** – Hipoclorito de Cálcio.
- Cl<sub>2</sub>** – Cloro.
- CIO<sub>2</sub>** – Dióxido de Cloro.
- COMUSA** – Serviços de Água e Esgoto de Novo Hamburgo.
- CORSAN** – Companhia Rio-grandense de Saneamento.
- ETA** – Estação de Tratamento de Água.
- ETE** – Estação de Tratamento de Esgoto.
- HCl** – Ácido Clorídrico.
- NaClO<sub>2</sub>** – Hipoclorito de Sódio.
- NH** – Novo Hamburgo.
- NBR** – Norma Brasileira.
- NMP** – Número Mais Provável.
- O<sub>3</sub>** – Ozônio.
- pH** – Potencial de Hidrogênio.
- PLANASA** – Plano Nacional de Saneamento.
- RTA** – Resíduos do Tratamento de Água.
- SNIS** – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento.
- uH** – Unidade de Hazen.
- UT** – Unidade de Turbidez.

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>9</b>
<b>JUSTIFICATIVA</b> .....	<b>11</b>
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>12</b>
3.1 ÁGUA: DISPONIBILIDADE.....	12
3.2 TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO .....	15
3.2.1 <i>Captação e Adução</i> .....	16
3.2.2 <i>Mistura Rápida e Medidor de Vazão</i> .....	20
3.2.3 <i>Coagulação/Floculação</i> . ....	23
3.2.4 <i>Decantação/Sedimentação</i> . ....	28
3.2.5 <i>Lodo: origem, características e disposição</i> .....	35
3.2.6 <i>Filtração</i> . ....	37
3.2.7 <i>Desinfecção</i> . ....	39
3.2.8 <i>Simulador de Coagulação-floculação (jar-test)</i> .....	43
3.2.9 <i>Custos na produção de água para consumo humano</i> . ....	44
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>46</b>
4.1 SELEÇÃO DOS COAGULANTES. ....	46
4.1.1 <i>Coagulante orgânico</i> . ....	46
4.1.2 <i>Coagulante metálico</i> : ....	47
4.2 SELEÇÃO DO MANANCIAL PARA COLETA DE ÁGUA BRUTA.....	48
4.3 PROCEDIMENTO DOS ENSAIOS.....	49
4.4 DETERMINAÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS.....	51
4.4.1 <i>Turbidez</i> .....	51
4.4.2 <i>Cor</i> .....	52
4.4.3 <i>pH</i> .....	53
4.4.4 <i>Alumínio residual</i> . ....	53
4.4.5 <i>Condutividade</i> .....	54
4.4.6 <i>Matéria Orgânica (O<sub>2</sub> consumido em meio ácido)</i> .....	54
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> . ....	<b>56</b>
5.1 CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA BRUTA NOS DIFERENTES PONTOS DE COLETA. ....	56
5.1.1 <i>Amostra A1</i> . ....	57
5.1.2 <i>Amostra A2</i> . ....	64
5.2 EQUACIONAMENTO DOS CUSTOS ENVOLVIDOS.....	<b>ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.</b>
<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>71</b>

## INTRODUÇÃO

O Brasil é considerado um país privilegiado quanto aos recursos hídricos. Entretanto, a ausência de uma política de preservação dos mananciais e de abastecimento ao longo dos anos, vem comprometendo a qualidade e a quantidade de água disponível, fazendo com que sejam necessárias algumas alterações nos processos de tratamento para garantir a qualidade da água tratada (CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2007).

O desenvolvimento humano tem a finalidade de proporcionar à população uma melhor qualidade de vida. Isso pode ser feito, melhorando as condições de habitação e da infra-estrutura a ela associada. Nas áreas urbanas, os sistemas de abastecimento de água e coleta de esgotos são serviços essenciais para a saúde humana (FILHO; RITA, 2002).

Um dos primeiros passos no processo de tratamento da água do manancial, na entrada de água bruta de uma ETA (Estação de Tratamento de Água), é a coagulação química. Dada a importância da coagulação tornam-se imprescindíveis estudos mais aprofundados sobre o tipo de coagulante a ser empregado no processo. Caso esta etapa da produção não tenha êxito, todas as demais estarão prejudicadas (PAVANELLI, 2001).

No Brasil, segundo SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2007) o atendimento à população urbana com água tratada em 2007 era de 94,2 %. No RS existem aproximadamente 187 ETAs (informação verbal)<sup>1</sup>, sendo 177 destas, administradas pela CORSAN (Companhia Rio-grandense de Saneamento), cujo tratamento emprega como coagulante o sulfato de alumínio.

A caracterização da água por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos e a realização de ensaios em bancada para seleção da dosagem e dos tipos de coagulantes mais adequados, contribuem para obtenção de maior eficiência do tratamento da água, além de contribuir para a redução dos custos de implantação e operação de uma ETA (2nd INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEAR PRODUCTION, 2009).

Os coagulantes inorgânicos, de origem química, constituídos por sais de alumínio, como o sulfato de alumínio ( $Al_2(SO_4)_3$ ) são efetivos na remoção de uma ampla variedade de impurezas da água, incluindo partículas coloidais e substâncias orgânicas dissolvidas (LEME, 1990; RICHTER, 1995).

---

<sup>1</sup> Informação fornecida por Paulo Laudeir Lopes Bulgari, Engenheiro químico da CORSAN.

O sulfato de alumínio, em particular, vem sendo utilizado a mais de 100 anos em todo o mundo e em diferentes conceitos de sistema de tratamento, visando à remoção de materiais particulados, coloidais e substâncias orgânicas via coagulação química (PAVANELLI, 2001).

O uso extensivo do sulfato de alumínio tem sido discutido devido à presença de alumínio remanescente na água tratada e no lodo gerado ao final do processo, muitas vezes em concentrações bastante elevadas, o que dificulta a disposição do mesmo no solo devido a contaminação e o acúmulo deste metal (2nd INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEAR PRODUCTION, 2009).

Nos últimos anos, vários estudos têm sido realizados no sentido da utilização de coagulantes poliméricos alternativos aos coagulantes químicos para a produção de água potável, visando à melhoria do processo, permitindo a redução do lodo gerado e a ausência de metais no mesmo (MORAES, 2005). Dentre os coagulantes poliméricos, compostos derivados de taninos vegetais têm se mostrado eficientes no tratamento de efluentes e águas destinadas ao consumo humano.

Taninos são designados como moléculas fenólicas biodegradáveis com capacidade de formar complexos com proteínas e outras macromoléculas e minerais (SILVA et al., 1999), sendo eficiente na remoção de partículas presentes na água.

O objetivo central deste trabalho é avaliar a eficiência dos coagulantes Tanino – Sulfato de Alumínio no processo de coagulação-floculação, no processo de tratamento de água para consumo humano.

Especificamente buscou-se avaliar a eficiência da coagulação através da observação de determinadas características físico-químicas da água, pH, cor, turbidez, O<sub>2</sub> consumido em meio ácido e condutividade. Determinar custo de cada um dos coagulantes avaliados, buscando estimar o valor agregado para produzir um metro cúbico de água em conformidade com os padrões de abastecimento para consumo humano.

## JUSTIFICATIVA

De acordo com Nascimento (2007 apud FILIZOLA et al., 2002) o crescimento populacional e a contaminação das águas por substâncias químicas aumentam o custo de tratamento da água potável, sendo que a melhoria da qualidade destas águas só é assegurada através de programas de monitoramento ambiental.

A procura por soluções para melhoria nos processos de produção visando reduzir resíduos, minimizar insumos tem incentivado estudos para definir a viabilidade da aplicação de coagulantes alternativos ao Sulfato de Alumínio, hoje, o principal coagulante em ETAs.

O coagulante representa aproximadamente 40 % do custo empregado no processo de tratamento de águas para consumo humano. Uma das principais maneiras de otimizar custos e garantir o bom funcionamento do processo de coagulação/floculação é através de testes de bancada. Os testes laboratoriais normalmente são executados através do Teste de Jarros.

Atualmente há muitos estudos com relação á métodos de desinfecção alternativos ao cloro, resultado da preocupação com a formação dos organoclorados. Hoje há poucos estudos com relação á coagulantes alternativos ao Sulfato de Alumínio, porém, a tendência é que apareçam novos trabalhos devido a preocupações com o meio ambiente e a saúde humana.

Segundo Santos et al. (2007) os dois componentes principais dos resíduos do tratamento de água (RTA) são os materiais contidos na água – solúveis ou insolúveis – e os produtos utilizados para a remoção destes materiais. As características químicas e físicas dos RTA variam conforme a composição química do coagulante. Conseqüentemente, problemas relacionados com o manuseio, tratamento e disposição dos RTA podem ser minimizados ajustando-se o processo de coagulação e, em alguns casos, pela mudança do coagulante.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 ÁGUA: DISPONIBILIDADE

A água ocupa aproximadamente 75 % da superfície da Terra e é o constituinte inorgânico mais abundante na matéria viva. As necessidades humanas de água são complexas e representam em primeiro lugar uma demanda fisiológica. A história da água sobre o planeta terra está diretamente relacionada ao crescimento da população humana, ao grau de urbanização e aos usos múltiplos que afetam a quantidade de água disponível e sua qualidade (TUNDISE, 2005).

Estima-se em  $1,5 \times 10^9 \text{ Km}^3$  o volume total de água no Planeta e aproximadamente 97,5% corresponde aos mares, oceanos e lagos de água salgada (NORONHA, 2006). Na figura 1 é apresentado a disponibilidade hídrica e suas características.

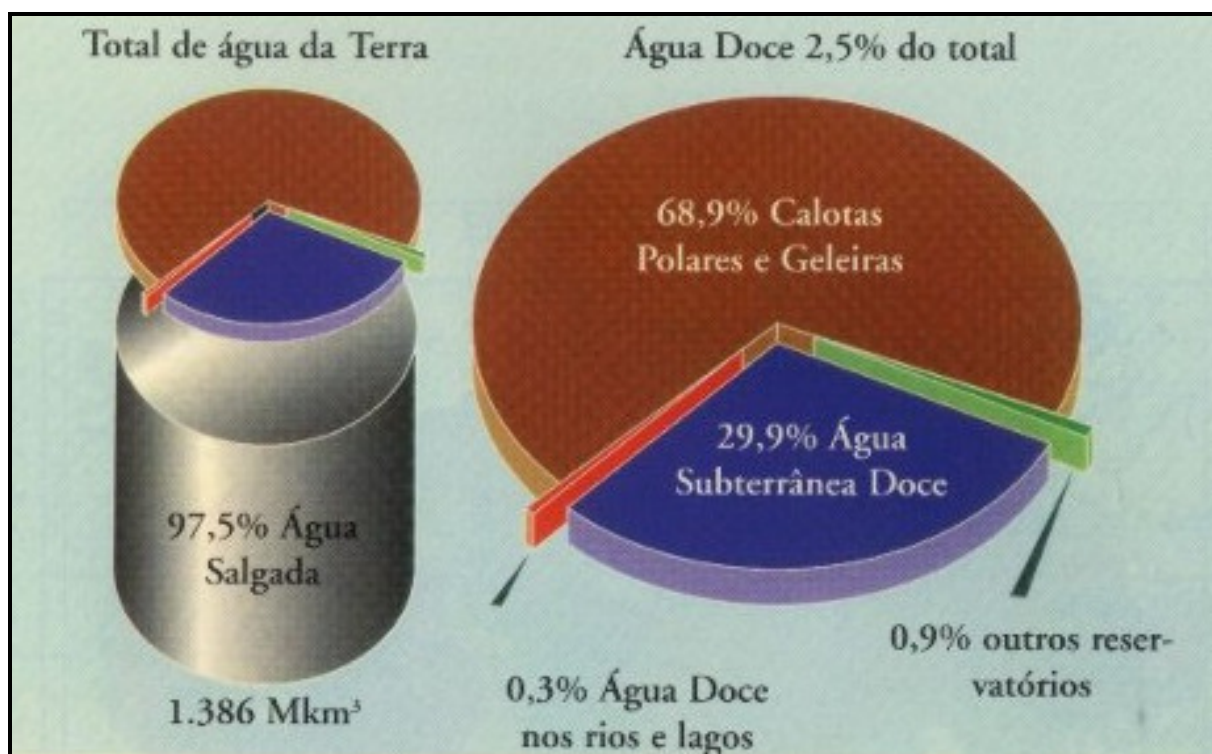


Figura 1 – Distribuição da água no mundo por características e sua localização no espaço.  
Fonte – TUNDISE, 2005.

O total de água doce no mundo em uso é estimado em cerca de 4.000 quilômetros cúbicos (km³) por ano. Outros 6,400 km³ de água da chuva também são utilizadas "diretamente" na agricultura. A natureza é o mais importante utilizador de água. Estima-se

que 70.000 km<sup>3</sup> de água por ano, são evaporados de florestas, naturais, vegetação e pântanos (5th WORLD WATER FÓRUM, 2009, tradução nossa).

Os elementos químicos encontrados no meio ambiente sofrem constantes modificações envolvendo atividades biológicas, químicas e fenômenos geológicos, denominados ciclos biogeoquímicos, entre eles está a água e seu ciclo (BRANCO; MURGEL, 1997).

O ciclo hidrológico apresentado na figura 2, abrange a ocorrência e o movimento da água na Hidrosfera (camada em torno da Terra que contém água nas formas líquida, de vapor ou gelo), num circuito contínuo movido pela energia do Sol.

O volume de água no ciclo é praticamente constante e sua velocidade varia de uma era geológica para outra, assim como as proporções de água doce e de águas marinhas. Em períodos de glaciação, por exemplo, era menor a proporção de água doce líquida, enquanto em períodos mais quentes a forma líquida era mais comum (TUNDISE, 2005).

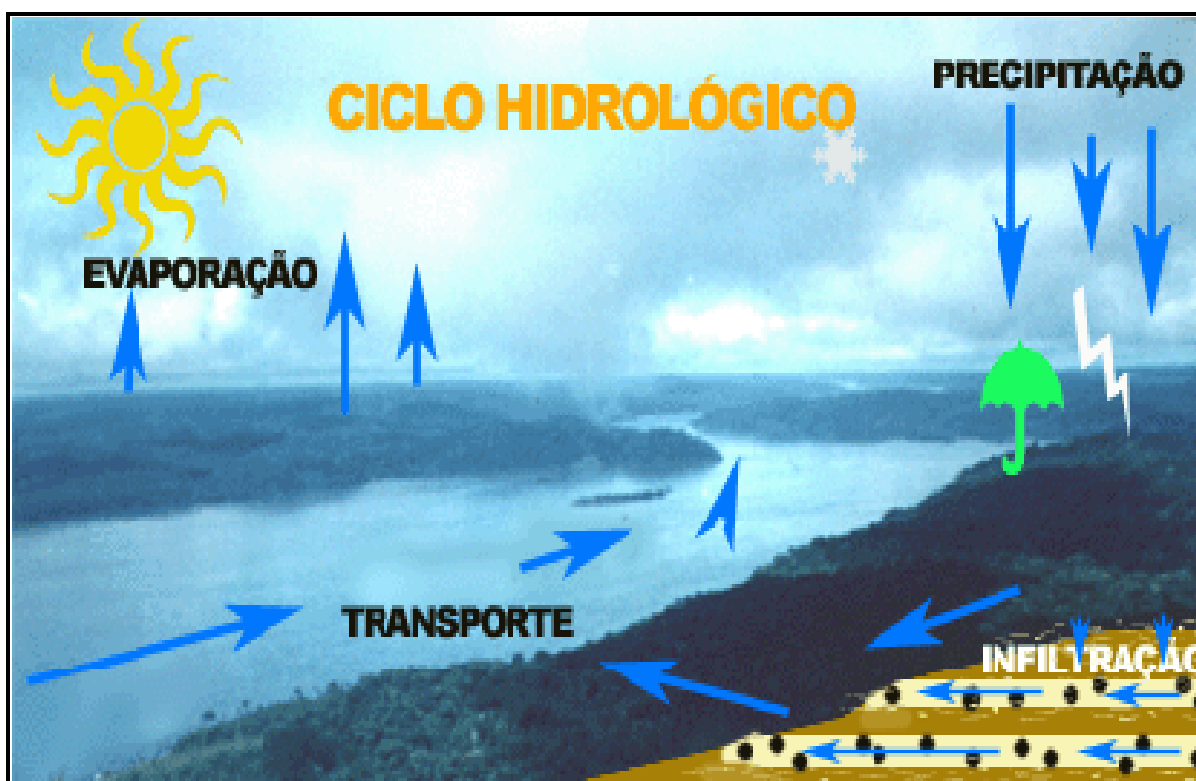


Figura 2 – Representação do ciclo hidrológico.  
Fonte – <http://www.geologo.com.br/aguahisteria.asp>

De acordo com Rocha (2002), a água é armazenada em diferentes partes da hidrosfera. Os principais mecanismos de circulação de uma parte para outra são a evaporação e a transpiração, a precipitação, o escoamento superficial e subterrâneo.

O volume de água subterrânea no planeta é 100 vezes maior que o existente na superfície terrestre, porém sua ocorrência é predominante a grandes profundidades. Desta forma, são elevados os custos para captação e aproveitamento (BORGUETTI et al., 2004).

O padrão qualitativo dos recursos hídricos, tanto quanto o quantitativo, deve ser objeto de consideração e de adequação das disponibilidades com as necessidades (TUCCI, 1997).

Onde existe a disponibilidade de águas superficiais em quantidade suficiente e próxima aos centros urbanos é atrativo captar e tratar estas águas para posterior distribuição para consumo humano. Na figura 3 é possível observar que a população nacional é abastecida principalmente por águas superficiais, ou seja, rede geral.

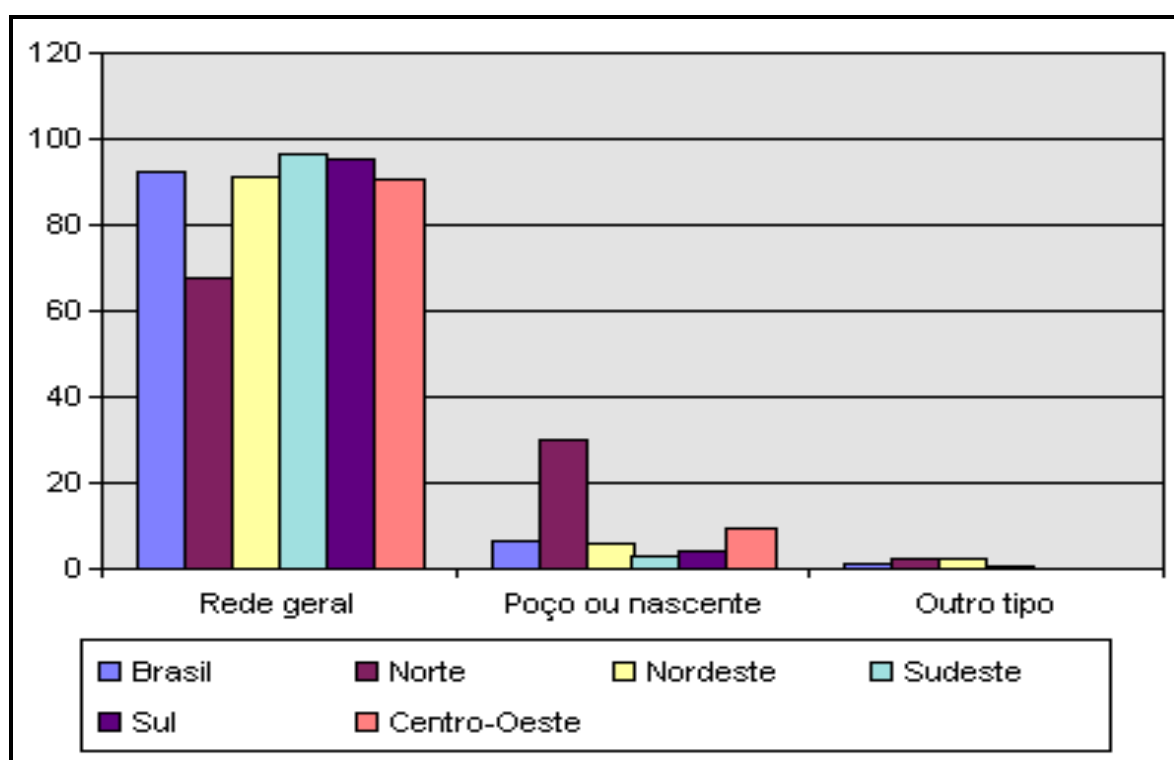


Figura 3 – Distribuição percentual de domicílios urbanos por tipo de abastecimento de água nas diferentes regiões do Brasil em 2007.

Fonte – <http://www.IBGE.com.br>



### 3.2 TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

O tratamento de água de abastecimento público originou-se na Escócia, onde John Gibb construiu o primeiro filtro lento. A filtração rápida foi iniciada na instalação pioneira no mundo, construída na cidade de Campos, Rio de Janeiro, em 1880 (RICHTER, 1995).

Segundo Tsutiya (2006), uma das principais prioridades das populações é o atendimento por sistema de abastecimento de água em quantidade e qualidade adequadas, para suprir as necessidades humanas e ao desenvolvimento industrial.

Embora seja indispensável ao organismo humano, a água pode conter determinadas substâncias, elementos químicos e microorganismos que devem ser eliminados ou reduzidos a concentrações que não sejam prejudiciais à saúde humana (TUCCI, 1997).

A industrialização e o aumento populacional dos centros urbanos têm intensificado a contaminação dos mananciais tornando indispensável o tratamento da água destinada ao consumo humano. (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Segundo o relatório de conjuntura dos recursos hídricos da ANA (2009), o rio dos Sinos está classificado dentre os que possuem um índice de qualidade da água nas categorias péssima e ruim. O lançamento de esgotos domésticos é o principal fator de degradação destes recursos.

A importância de um adequado sistema de abastecimento de água tem impulsionado grandes esforços em estudos para a melhoria contínua do processo, particularmente nas últimas décadas do século 20, com elevados investimentos, de modo a se levar água de qualidade ao maior número possível de usuários, especialmente dos países em desenvolvimento, onde a situação de abastecimento de água é menos favorável.

No Brasil, um imenso progresso em relação à implantação de sistema de abastecimento de água se deu nas décadas de 1970 e 1980 com a implantação do Plano Nacional de Saneamento – PLANASA, que permitiu atingir níveis de atendimento de cerca de 90% da população urbana (TSUTIYA, 2006).

### 3.2.1 Captação e Adução.

Segundo RICHTER a escolha do manancial constitui decisão de maior importância e responsabilidade em um projeto de abastecimento de água. A concepção e a escolha do local de captação da água devem:

- assegurar condições de fácil entrada da água em qualquer época do ano;
- assegurar, tanto quanto possível, a melhor qualidade da água do manancial;
- garantir o funcionamento e a proteção contra danos e obstruções;
- favorecer a economia das instalações;
- facilitar a operação e manutenção ao longo do tempo;
- planejar com cuidado a execução de estruturas junto ou dentro da água, já que sua ampliação é geralmente muito trabalhosa;
- prever proteção contra inundação.

De acordo com Tsutiya (2006) o manancial deve fornecer vazão suficiente para atender a demanda de água inclusive em períodos de sazonalidade, e a qualidade dessa água deve ser adequada sob o ponto de vista físico, químico, biológico e bacteriológico.

As definições inerentes á captação influenciarão as demais etapas integrantes do sistema de abastecimento de água, do tipo e da extensão da adutora de água bruta a tecnologia de tratamento a ser empregada (BARROS, 1995).

Ao conjunto de estruturas e dispositivos, construídos ou montados junto ao manancial denomina-se captação em cursos de água, cujo objetivo, é abastecer as ETAs (TSUTIYA, 2006).

As captações dependem das variações do nível de água, podendo distinguir-se em captação em manancial com pequena variação de nível de água e captação em manancial com grande variação de nível de água (TUCCI, 2006).

Os esquemas das instalações são muito variáveis, dependendo das condições do curso de água, variação do nível de água, topografia, etc. As partes constituintes das captações são:

- Barragem, barragem de nível, vertedor e enrocamento;
- Tomada de água;
- Gradeamento;
- Dispositivos de controle;
- Canais e tubulações.

De acordo com Tucci (1997), a barragem é construída quando as vazões médias do curso de água são superiores às necessidades de consumo, entretanto as vazões mínimas são inferiores. A água disponível no curso de água será acumulada durante os períodos chuvosos, para que possa haver uma reserva suficiente que cubra o déficit entre a demanda e as vazões mínimas durante os períodos de estiagem.

As barragens também podem ser utilizadas para outras finalidades em conjunto com a captação. Como por exemplo: aproveitamento hidrelétrico, irrigação, controle de enchentes.

As barragens de nível na figura 4, assim como o vertedor e o enrocamento são obras executadas no curso de água para elevar o nível do manancial. O objetivo principal é manter uma submersão adequada para evitar o vórtice na tomada de água.



**Figura 4 – Barragem de nível na sub-bacia do Bom Retiro para captação de água.  
Fonte – SAAE Oliveira-MG, 2009.**

A tomada de água é um conjunto de dispositivos destinados a conduzir a água do manancial para as demais partes constituintes da captação. Os principais sistemas de tomada de água são:

- Captação flutuante: são baseados na mobilidade dos conjuntos elevatórios, que são montados sobre embarcações ou estruturas flutuantes.

- Tomada de água através de tubulação: são tubulações que ficam ancoradas diretamente no leito do rio.

- Tomada de água através de canal: um canal desvia uma parte da água que corre no rio para a captação.

- Torre de tomada: estrutura construída no manancial que contém aberturas para entrada de água em cotas diferentes.

Nos sistemas de tomada de água superficial são utilizados dispositivos destinados a impedir a passagem de materiais. As grades impedem a passagem de materiais grosseiros, flutuantes ou em suspensão como troncos de árvores, galhos plantas aquáticas peixes, normalmente trazidas pelo curso de água. Os crivos e telas são dispositivos constituídos de fios que formam malhas, destinados a reter materiais não retidos na grade (DACACH, 1979).

Em determinadas condições, onde a população abastecida for inferior a 10000 habitantes e a vazão exigida for consideravelmente baixa, há a possibilidade da captação de água ser efetuada por tomada direta (sem auxílio de bombas ou torre de captação), observadas as diferenças de nível que são uma condição para o transporte da água.

Adutoras são canalizações dos sistemas de abastecimento de água que conduzem a água para as unidades que precedem a rede de distribuição. Elas interligam captação, estação de tratamento e reservatórios e não distribuem água aos consumidores (TSUTIYA, 2008).

Dependendo do sistema há casos em que partem ramificações da adutora principal (subadutoras), para levar água a outros pontos do sistema. As adutoras e subadutoras são unidades principais de um sistema de abastecimento de água, necessitando de cuidados especiais na elaboração do projeto e na implantação das obras (BARROS, 1995).

Recomenda-se uma criteriosa análise de seu traçado em planta e perfil, a fim de verificar uma correta colocação de órgãos acessórios, assim como, ancoragens nos pontos onde ocorrem esforços que possam causar o deslocamento das peças (BARROS, 1995).

Segundo Tsutiya (2008) as adutoras são denominadas de acordo com a natureza da água transportada, sendo assim, em um sistema de abastecimento de água, há adutoras de água bruta e adutoras de água tratada.

Quanto à energia para a movimentação da água as adutoras classificam-se em adutoras por recalque, onde a água é transportada por motor-bomba e adutoras por gravidade, onde a água é transportada apenas pela diferença de nível.

Nas redes de adução são instalados dispositivos e válvulas para assegurar a operacionalidade do sistema:

-Ventosas: dispositivo instalado nos pontos mais altos da adutora, com a finalidade de expelir o ar quando a adutora estiver sendo enchida e aspirar o ar quando a adutora estiver sendo esvaziada;

-Dreno: dispositivo instalado no ponto mais baixo da adutora, destinado a remover partículas sólidas sedimentadas;

-Válvula de retenção: permite o fluxo da água em um único sentido, sua finalidade é manter cheia a canalização do sistema, facilitando a retomada de operação.

-By-Pass: tem a função de desviar a água à bomba e equilibrar a pressão a montante e a jusante das válvulas.

Na figura 5 é apresentado uma parte das redes de adução e válvulas de segurança.



**Figura 5 – Redes de adução da COMUSA, N.H., RS, 2009.  
Fonte – Elaborado pelo Autor.**

Em um sistema de abastecimento de água, a tubulação é normalmente definida como sendo um conjunto de tubos e conexões com a finalidade de transportar água de um ponto a outro. Para esse transporte, os materiais utilizados nas tubulações devem atender aos seguintes aspectos:

- Qualidade de água: o material não deverá prejudicar a qualidade da água, não deverá ser dissolvido pela água, e se dissolver, não deverá provocar danos aos usuários;

- Quantidade de água: a seção da tubulação não deverá sofrer modificação e sua rugosidade interna não deverá sofrer alteração sensível ao longo do tempo;

- Não provocar vazamento nas juntas;

- Não provocar trincas, corrosões e arrebentamentos por ações externas e internas;

- Pressão da água: os materiais devem resistir aos esforços internos, inclusive contra os transitórios hidráulicos, sem provocar trincas, arrebentamentos e vazamento nas juntas;

- Economia: os materiais devem satisfazer condições técnicas pelo menor custo, ter durabilidade, resistir a ação de choques, permitir o menor número de juntas e facilitar a operação e manutenção (TSUTIYA, 2006).

### **3.2.2 Mistura Rápida e Medidor de Vazão.**

A mistura rápida tem a finalidade de promover a dispersão do coagulante à água. Essa dispersão deve ser a mais homogênea, ou seja, uma distribuição equânime e uniforme do coagulante à água, e a mais rápida possível. Isso constitui um dos problemas mais sérios no tratamento de água, tendo em vista que as quantidades de coagulantes utilizadas são muito pequenas comparadas com o volume de água a ser tratado. Da ordem de umas poucas a 70 ou 80 gramas de coagulante por metro cúbico de água (RICHTER, 1995).

O agente físico para a realização tanto da coagulação como da floculação é a agitação mais ou menos intensa da água, através da operação de mistura, com a denominação mistura rápida, quando aplicada à coagulação, e mistura lenta quando aplicada a floculação. A esta última finalidade não se aplica o termo mistura, mas simplesmente floculação (RICHTER, 1995).

A relação entre as vazões de coagulante e afluente à estação torna importante que a homogeneização do coagulante na massa líquida ocorra com alta turbulência, para evitar que

as espécies hidrolisadas combinem-se mutuamente nos pontos de maior concentração do coagulante, fenômeno denominado retromistura (LIBÂNIO, 2008).

Segundo Leme (1990) são duas as considerações necessárias para a determinação dos fatores que influenciam na eficiência da mistura:

- Os coagulantes se hidrolisam, isto é, se decompõem quimicamente, em virtude de absorverem água (hidrólise), e se polimerizam dentro de frações de segundo após o seu lançamento na água.

- O número de partículas contidas num milímetro de água é aproximadamente um milhão.

Segundo Di Bernardo (2005) a mistura rápida pode ser realizada por métodos mecanizados, hidráulicos ou especiais. De acordo com a NBR 12216 qualquer singularidade ou equipamento em tubulação, canal ou câmara que confira o gradiente de velocidade e tempo de detenção recomendados pode ser utilizado como unidade de mistura rápida.

A inexistência de uma mistura intensa adequada implica em que parte da água seja supertratada, enquanto que outras partes sejam insuficientemente tratadas. Resultando em gastos excessivos com coagulante (LEME, 1990).

De acordo com Libânio (2008) para a mistura mecanizada, são empregados agitadores do tipo turbina ou hélices, nos quais a água bruta afluí à câmara de mistura e o coagulante é disperso por meio de bombas dosadoras.

A relação entre a potência útil para mistura mecanizada e a potência total introduzida na massa de água é pequena, constituindo-se em um inconveniente não só do ponto de vista econômico, como especialmente na eficiência da agitação desejada (LEME, 1990).

A principal vantagem dos misturadores mecânicos em relação aos hidráulicos está na perspectiva de variação do gradiente de velocidade da mistura rápida, passível de ser alcançada pela mudança de rotação e conseqüentemente da potência dissipada. Todavia essa vantagem minimiza-se pela desuniformidade da turbulência no interior da câmara de mistura rápida (LIBÂNIO, 2008).

Historicamente, os primeiros dispositivos a serem empregados para a mistura foram hidráulicos, isto é, utilizavam a energia hidráulica para a dispersão do coagulante. Em 1927, o ressalto hidráulico foi patenteado por J. W. Ellms e aplicado a uma importante ETA de Detroit (RICHTER, 1995).

A calha Parshall apresentada na figura 6 é um dispositivo muito utilizado nas estações de tratamento de água com a dupla finalidade de medir a vazão afluyente e realizar a mistura rápida.



**Figura 6 – Calha Parshall na ETA da CORSAN, Esteio, RS, 2009.  
Fonte – Elaborado pelo autor.**

Segundo Di Bernardo (2005) o ressalto hidráulico é um fenômeno que ocorre quando a corrente líquida passa do regime rápido para o tranquilo, através da profundidade crítica, passando de menor a maior que esta, e a velocidade de maior a menor que a crítica.

Os ressaltos podem ocorrer em canais horizontais ou de fundo inclinado. São freqüentemente utilizados para a mistura rápida ressaltos produzidos em canais retangulares por mudança brusca de declividade, em Calhas Parshall e em vertedores, provocados pela queda livre (DI BERNARDO, 2005).

Através de uma tabela com dimensões padronizadas, medindo-se a profundidade da lâmina de água em determinado ponto da calha é possível determinar a velocidade média de escoamento e por conseqüência a vazão (RICHTER, 1995).

A dispersão do coagulante pode ocorrer sobre a queda de água ou imediatamente a montante do ressalto hidráulico, formado no prolongamento do canal a jusante.

Aliada à baixa perda de carga e custos reduzidos de implantação e manutenção, a



própria necessidade de um medidor de vazão nas estações de tratamento contribui para a supremacia dos medidores Parshall como unidades de mistura rápida no País (LIBÂNIO, 2008).

### 3.2.3 Coagulação/Floculação.

Segundo Pavanelli (2001 apud catálogo da PAN – AMERICANA Indústrias Químicas, 1997) a história da separação das impurezas em dispersões coloidais da água (coagulação) é antiga. No Egito, farinhas de favas e de amendoim já eram utilizadas para remoção das partículas coloidais. Na Índia eram usadas nozes moídas e, na China, o alume, um sulfato duplo de alumínio e potássio. Esse último é o verdadeiro precursor dos modernos coagulantes minerais.

No século XVIII, há registros do emprego de sais de alumínio na Inglaterra no tratamento de águas minerais. A partir de 1827, verificou-se em Londres o emprego de sulfato férrico associado ao aquecimento da água coagulada, proporcionando a remoção da cor e da turbidez. Na mesma época (1869), verificava-se na Holanda e Bélgica o emprego de dosagens de sulfato de alumínio de 10 a 20 mg/L, produzindo um precipitado que removia satisfatoriamente a turbidez (LIBÂNIO, 2008).

Quando é necessária a coagulação química, o desempenho de qualquer tecnologia de tratamento depende, essencialmente, desta etapa, que se for deficiente as impurezas não serão retidas nos meios granulares em sistema de filtração direta. Já no tratamento em ciclo completo, a floculação também pode resultar ineficiente, comprometendo o desempenho de sedimentação e da filtração (DI BERNARDO, 2005).

A água natural contém substâncias que variam amplamente em sua origem, concentração e características. O tamanho das partículas pode ser de diversas ordens de grandeza. Os vírus atingem cerca de  $10^{-6}$  mm, as partículas coloidais encontram-se entre  $10^{-6}$  e  $10^{-3}$  mm, o zooplâncton chega a  $10^{-3}$  mm e as moléculas de substâncias húmicas (SH), dependendo do grau de polimerização, podem atingir valores entre 3,5 e  $10 \times 10^{-3}$  mm (RICHTER, 1995).

As partículas possuem cargas elétricas negativas em sua superfície, que criam uma barreira repulsiva entre si e impossibilita sua aglomeração. Desta forma, torna-se necessário

promover a alteração das características da superfície das partículas através da adição de coagulantes, geralmente sais de alumínio ou de ferro (CAMPOS; DI BERNARDO; VIEIRA, 2005).

Os colóides são classificados em hidrofóbicos (possuem aversão à água) e hidrofílicos (possuem afinidade com a água).

Os colóides hidrofílicos são estáveis devido à sua atração para com as moléculas da água, e não devido à ligeira carga que possam apresentar. Exemplos típicos são o sabão, goma de roupa solúvel, detergentes sintéticos e soro de sangue. Devido à sua afinidade com água, não são tão facilmente removidos de suspensões como os colóides hidrofóbicos, sendo necessárias dosagens 10 a 20 vezes maiores que as usadas no tratamento convencional para coagular materiais hidrofílicos (DI BERNARDO, 2005).

Segundo Filho e Rita (2002) partículas hidrofóbicas, não possuindo afinidade com água, dependem da sua carga elétrica para manterem sua estabilidade na suspensão. A maior parcela de turbidez oriunda de matéria orgânica e inorgânica, encontrada nas águas naturais, é dessa espécie.

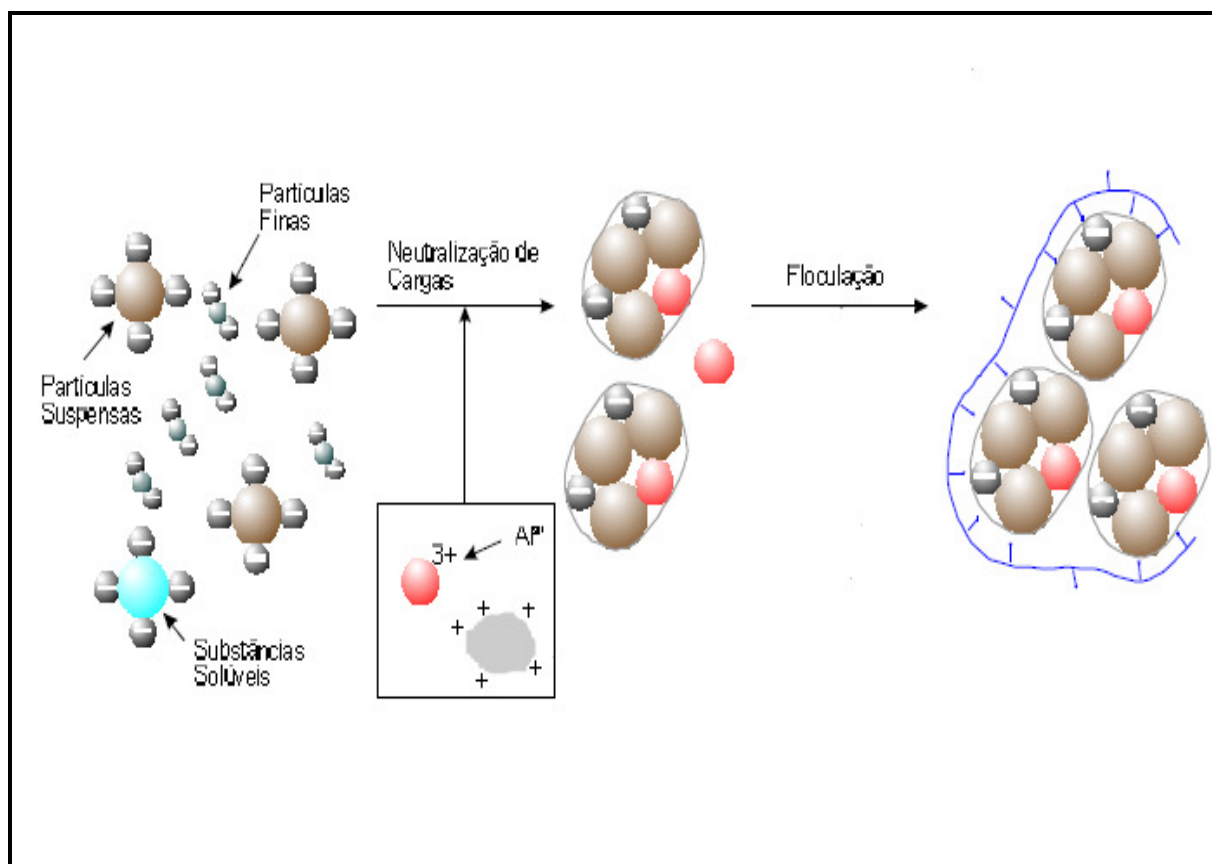
As partículas individuais são mantidas separadas por forças de repulsão eletrostáticas, desenvolvidas por íons positivos absorvidos na sua superfície provenientes da solução. A magnitude da força repulsiva desenvolvida pela camada dupla eletrizada dos íons atraídos para uma partícula é denominada potencial zeta (FILHO; RITA, 2002).

Segundo Di Bernardo (2005) uma força natural de atração existe entre duas massas quaisquer (força de Van der Waals). O movimento aleatório de colóides (movimento Browniano), causado pelo bombardeamento de moléculas de água, tende a aumentar essa força física de atração, ajustando as partículas.

Entretanto, uma suspensão coloidal permanece dispersa indefinidamente, quando as forças de repulsão excedem àquelas de atração e as partículas não colidem (DI BERNARDO, 2005).

Os íons metálicos hidrolisados, altamente carregados eletricamente produzidos pelo coagulante, reduzem as forças repulsivas entre as partículas. Com as forças de repulsão anuladas, a mistura lenta provoca contato das partículas, e as forças de atração causam a aglomeração progressiva das partículas (FILHO; RITA, 2002).

A figura 7 apresenta um modelo esquemático da coagulação – floculação.



**Figura 7 – Processo de coagulação – floculação.**  
 Fonte – <http://www.kurita.com.br>, acessado em 20/09/2009.

A coagulação depende fundamentalmente das características da água e das impurezas presentes, conhecidas por meio de parâmetros como pH, alcalinidade, cor verdadeira, turbidez, temperatura, potencial zeta, condutividade elétrica, tamanho e distribuição de partículas em estado coloidal e em suspensão (PAVANELLI, 2001).

Três fenômenos distintos favorecem o desenvolvimento de carga negativa na superfície das partículas. Para o caso das argilas minerais, a carga negativa pode estar associada às próprias imperfeições do cristal ou a substituição do átomo de silício por um átomo de menor valência na estrutura do cristal – alumínio, ferro ou magnésio – fenômeno denominado substituição isomórfica (LIBÂNIO, 2005).

O segundo fenômeno refere-se ao fato de grupos funcionais como carboxilas ou hidroxilas presentes na superfície das partículas, caso típico das bactérias agregadas às partículas coloidais, dissociarem-se na água e, dependendo do grau de ionização e do pH do meio aquoso, produzirem carga elétrica negativa. Por fim, também pode ocorrer a adsorção de íons específicos na superfície da partícula, decorrentes das forças de van der Waals e pontes de hidrogênio (CAMPOS; DI BERNARDO; VIEIRA, 2005).

Segundo Pavanelli (2001) a força da dupla camada elétrica tem sua origem na superfície das partículas sólidas onde ocorre a adsorção ou dessorção de íons entre a partícula sólida e a solução circundante.

Devido à carga predominantemente negativa que as partículas coloidais possuem estas, atraem uma grande quantidade de íons de carga oposta (positiva) presentes na solução, porém devido às dimensões das superfícies das partículas, apenas um número limitado de íons positivos consegue ser adsorvido. Esta adsorção faz com que os íons adsorvidos permaneçam de maneira rígida sobre a superfície da partícula, dando origem a camada compacta, ou camada de “Stern” (PAVANELLI, 2001).

De acordo com Di Bernardo (2005) as forças de atração, que somente prevalecem a pequenas distâncias, contrapõem-se as forças difusivas impelindo os íons, predominantemente positivos, na direção das menores concentrações iônicas. Como consequência, há formação de uma segunda camada – denominada camada difusa – ao redor das partículas, cuja espessura dependerá mais da concentração iônica do que propriamente do tamanho da partícula, tendendo a manter a individualidade das partículas e a estabilidade da dispersão.

A medida que se afasta da superfície da partícula, menor se torna a concentração de íons ao redor, resultando em nuvens de íons que circundam a partícula coloidal em até 300 nm, medida a partir da superfície da partícula em direção ao volume da solução na qual está dispersa (DI BERNARDO, 2005).

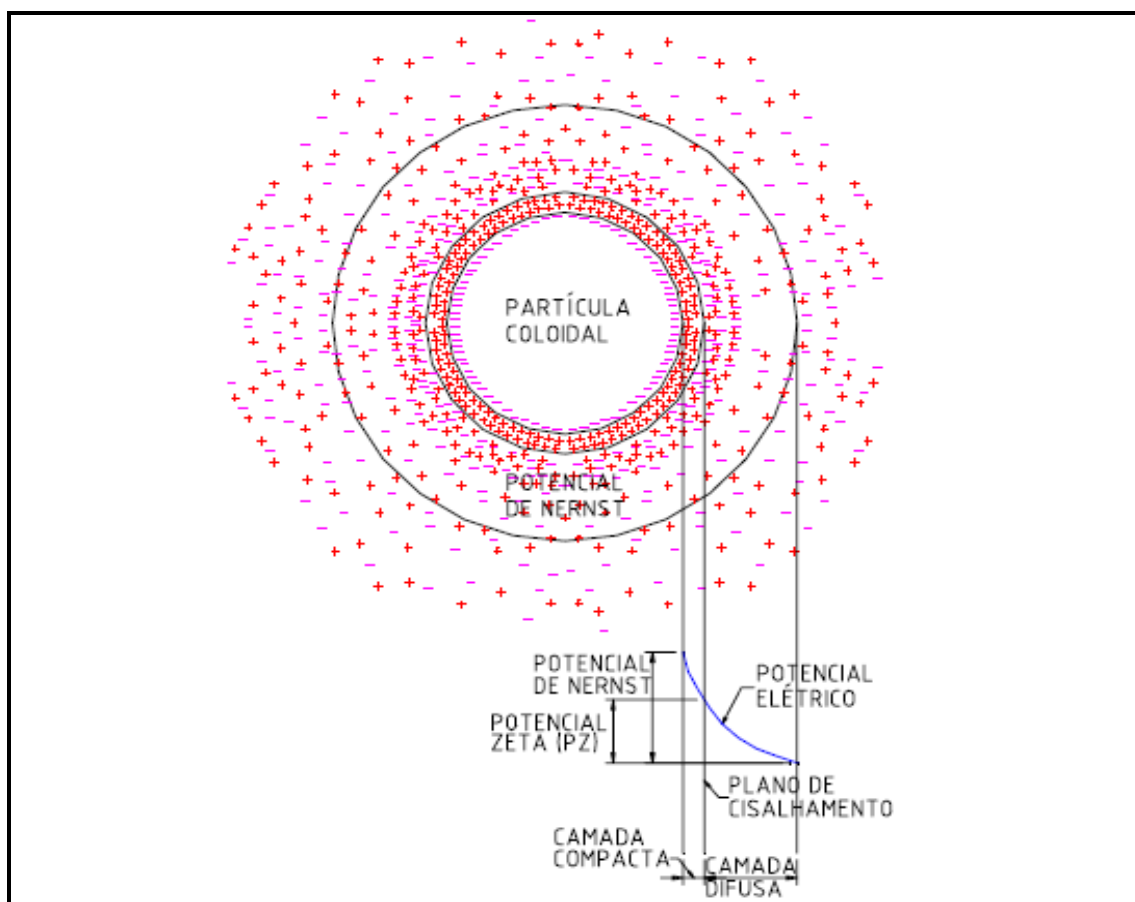
Segundo Leme (1990) as diferenças de concentração entre as espécies de ânions e cátions estabelecem campos eletrostáticos que são responsáveis pela estabilização do estado coloidal.

Admitindo-se que o núcleo da solução tenha um potencial nulo, pode-se medir o potencial de qualquer ponto da camada difusa pelo trabalho necessário para transportar uma carga elétrica unitária do núcleo da solução para este ponto (LEME, 1990).

O potencial zeta consiste, em última instância, na diferença de potencial entre a superfície da camada compacta e o limite da camada difusa, ou seja, a energia eletrostática (em Volts) a ser aplicada capaz de deslocar um íon de mesmo sinal do ponto mais remoto da camada difusa à superfície da camada compacta. Este potencial é o responsável pelo comportamento eletrocinético dos colóides. (DI BERNARDO, 2005 apud HANH, 1968).

A desestabilização referenciada no próprio conceito de coagulação permitirá a aproximação das partículas vencendo a barreira de energia decorrente dos potenciais elétricos.

Na figura 8 é apresentada a configuração esquemática das camadas difusa e compacta, resultando a soma destas na dupla camada elétrica.



**Figura 8 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica.**  
**Fonte – Di Bernardo, 2005.**

O processo da desestabilização constitui-se na conjunção de quatro mecanismos:

- compressão da camada difusa,
- modificação da carga coloidal pela absorção de íons;
- estabelecimento de ligações entre as partículas por meio de polímeros orgânicos;
- enredamento de partículas não precipitadas (LEME, 1990).

De acordo com Silva (1999) o potencial zeta é conhecido como uma lei fundamental da natureza, e a sua finalidade é controlar a estabilidade dos colóides existentes na natureza. A estabilidade do colóide é o resultado da absorção de íons, e o potencial Zeta é a medida dessa adsorção.

A desestabilização dos colóides é obtida através da modificação das concentrações iônicas da amostra de água bruta diminuindo assim o potencial Zeta pelo aumento de Taninos Vegetais ou Sais de Alumínio na camada difusa, implicando na maior proximidade entre o

plano de cisalhamento e a superfície da partícula. Estes efeitos levam a diminuição da barreira energética à interação (SILVA, 1999).

As medidas necessárias para se conseguir a aglutinação das partículas coloidais em geral, basta a redução do Potencial Zeta, em decorrência das forças atrativas de Van der Waal's (FELTRE, 1983).

De acordo com Pavanelli (2001) o potencial Zeta se reduz a partir da superfície da partícula, e se torna zero onde a concentração de cargas elétricas é igual. O potencial Zeta aumenta à medida que diminui a distância em relação à superfície da partícula, e a sua redução pode ser conseguida pelo ajuste do pH próximo ao ponto isoelétrico, onde a carga primária é zero e não conseguindo, portanto a dupla camada para produzir esse potencial, podendo ser reduzido também com adição de íons ou colóides de carga oposta ao sistema coloidal.

A adição de coagulantes serve para aumentar a concentração dos mesmos na camada difusa, e principalmente na camada fixa, aumentando assim o grau de neutralização da carga primária, responsável pela formação do campo elétrico (DI BERNARDO, 2005).

As partículas coloidais suspensas presentes nas águas superficiais naturais, são carregadas negativamente, sendo que as maiores são responsáveis pela turbidez grosseira, tais como, argila, silte e de natureza hidrofóbica. Partículas deste tamanho são economicamente agregadas, através da adição de coagulantes, tais como sulfato de alumínio, ferro e polímeros orgânicos como os taninos vegetais (VIANNA, 1997).

Esses materiais reagem com a alcalinidade natural ou adicionada na água, para formar hidróxidos. Os hidróxidos são relativamente insolúveis em pH normal, precipitam dependendo das características da água, especialmente cor, turbidez e pH (SILVA, 1999).

Já que o ponto isoelétrico da maioria das partículas de hidróxidos também caem dentro do limite do pH normal, os precipitados se agregam à partícula floculenta (SILVA, 1999).

#### **3.2.4 Decantação/Sedimentação.**

Muito provavelmente, a decantação vem a ser a etapa do tratamento à qual em tempos imemoriais as populações primeiro se reportaram. Registros confiáveis referem-se ao hábito dos egípcios, por volta de 2000 a.C., acondicionarem as águas naturais em jarros para

serem consumidas após determinado tempo com o intuito de reduzir a quantidade de partículas suspensas e dissolvidas. A motivação para se pensar em adicionar alguma substância que fomentasse a aglutinação certamente adveio das frustradas tentativas de reduzir a concentração de partículas coloidais presentes nas águas naturais (LIBÂNIO, 2008).

A sedimentação é o fenômeno físico no qual, em decorrência da ação da gravidade, as partículas suspensas apresentam movimento descendente em meio líquido de menor massa específica. A ocorrência da sedimentação das partículas suspensas propicia clarificação do meio líquido, ou seja, separação das fases líquida e sólida (DI BERNARDO, 2005).

Segundo Leme (1990) a utilização prática e vantajosa da sedimentação na clarificação e purificação necessitou, como outros processos empregados no tratamento da água, que se fizessem varias tentativas com o objetivo de determinar as leis complexas que regulam o seu comportamento.

Apesar dos progressos conseguidos durante as décadas de 1940 e 1950, na simplificação das leis de sedimentação, deduzidas com base em dados empíricos, na solução das equações resultantes e no isolamento e avaliação dos efeitos das variações, não foi possível chegar-se a um procedimento praticável ou satisfatório, capaz de permitir a transposição da teoria para o campo prático (LEME, 1990).

Dessa forma, a modelação matemática para sedimentação realiza-se de maneira simplista considerando as partículas presentes como partículas discretas, ou seja, mantêm sua individualidade na trajetória descendente mesmo se por ventura se choquem e ou floculem, perspectiva que se aproxima da realidade para águas com baixa concentração de partículas. (LIBÂNIO, 2008).

A sedimentação de partículas floculentas é usualmente chamada de decantação e, as unidades onde se realiza este processo, de tanques de decantação ou, simplesmente, decantadores. Os primeiros decantadores foram tanques de fluxo horizontal. Suas principais vantagens residem em sua inerente simplicidade, alta eficiência e baixa sensibilidade a condição de sobrecarga. Por esses motivos sua utilização é defendida até hoje (RICHTER, 1995).

Tem sido observado que as partículas floculentas podem se aglomerar durante a sedimentação, resultando uma velocidade de sedimentação maior que aquela da partícula discreta. No decantador não ideal não se pode afirmar que a eficiência de remoção de partículas seja independente da profundidade e do tempo médio de detenção, mas sim que, para suspensões de partículas floculentas em decantadores com escoamento contínuo, a área

superficial e a taxa de escoamento superficial são parâmetros mais importantes que a profundidade e o tempo médio de detenção (DI BERNARDO, 2005).

No tratamento em ciclo completo, os flocos obtidos apresentam grande variação de tamanho, forma e massa específica, dependendo, principalmente, da qualidade da água bruta, tipo de coagulante, uso de auxiliar de floculação, características da coagulação e da floculação. As dimensões dos flocos variam de alguns micrômetros até aproximadamente 4mm e a massa específica está compreendida entre 1000 e 1050 Kg por m<sup>3</sup> (DI BERNARDO, 2005).

A decantação pode ocorrer, basicamente, por meio das seguintes variantes: decantadores de escoamento horizontal ou vertical, decantadores de alta taxa e decantadores de mantos de lodos “floco-decantadores” (LEME, 1990).

Nos clarificadores de manto de lodo, figura 9, as operações de floculação e decantação ocorrem na mesma unidade. Com escoamento ascendente, estas unidades são produzidas industrialmente (PAZ, 2007).



**Figura 9 – Decantador de manto de lodo “floco-decantador”.**

**Fonte – Paz, 2007.**

Segundo Libânio (2008) os floco-decantadores quase inexistem no Brasil, mas seu emprego é extensivo nos EUA e Canadá.



Os decantadores de escoamento horizontal apresentam-se na forma retangular em planta, mais facilmente adaptável ao lay-out das estações, com a perspectiva de aproveitamento comum das paredes para construção de floculadores e filtros (RICHTER, 1995).

O decantador de escoamento horizontal, apresentado na figura 10 constitui-se na unidade mais comumente utilizada no Brasil e na maioria dos países, respondendo por 60 a 70% da área da estação de tratamento (LEME, 1990).



**Figura 10 – Decantador de escoamento horizontal na ETA da COMUSA, NH, RS, 2009.  
Fonte – Elaborado pelo autor.**

O decantador ideal pode ser dividido em quatro zonas distintas:

-Zona de entrada: destinada a distribuir uniformemente o afluente na seção transversal do tanque;

-Zona de sedimentação: onde as características hidráulicas do escoamento permitem a deposição das partículas.

- Zona de lodo: destinada a armazenar temporariamente as partículas removidas do afluente;

- Zona de saída: tem a finalidade de coletar uniformemente a água decantador (DI BERNARDO, 2005).

Nos decantadores de fluxo horizontal, deve-se ter uma relação conveniente entre o comprimento e a largura. O comprimento relativamente pequeno dificulta a boa distribuição da água. Comprimentos relativamente grandes podem resultar em velocidades longitudinais elevadas que causam o arrasto de flocos. O número mínimo de decantadores deve ser dois para que a estação não tenha de ser paralisada por ocasião da limpeza ou manutenção da unidade se a operação for contínua (RICHTER, 1995).

Um importante dispositivo de admissão de água floculada, situada na zona de entrada dos decantadores é a cortina difusora apresentada na figura 11.



**Figura 11 – Cortina difusora do Decantador na ETA da COMUSA, NH, RS, 2009.  
Fonte – Elaborado pelo autor.**

A função da cortina de distribuição (cortina difusora), consiste em distribuir uniformemente o fluxo de água floculada ao longo da seção transversal da unidade de decantação, reduzindo os efeitos de curto-circuito e a possibilidade de correntes ascensionais que favoreçam o arraste de flocos (DI BERNARDO, 2005).

A remoção do lodo sedimentado efetua-se por descarga de fundo, comumente instalada no início da unidade de decantação de escoamento horizontal onde se depositará a maioria dos flocos. A frequência de tais descargas varia de acordo com as características da

água bruta, com o êxito das etapas precedentes e com a taxa de aplicação superficial da unidade de decantação (LIBÂNIO, 2008).

A limpeza dos decantadores pode ser mecanizada ou manual. Unidades de decantação de estações de grande porte freqüentemente dispõem de raspadores de lodo que se deslocam longitudinalmente no sentido contrário ao do escoamento com velocidade que evite a ressuspensão dos flocos depositados. A instalação de tais equipamentos visa tornar a limpeza da unidade exequível sem necessariamente proceder ao esvaziamento da unidade, imprescindível quando da limpeza manual (LIBÂNIO, 2008).

A limpeza manual realiza-se por meio de raspagem do fundo com rodo e jateamento de água, é realizada na quase totalidade das estações de tratamento de pequeno e médio porte no Brasil. Para essas unidades constrói-se, na parte central ao longo do comprimento uma canaleta para facilitar o escoamento do lodo depositado. A essa canaleta convergem os dois lados do fundo, assemelhando a seção transversal do decantador a um trapézio (LIBÂNIO, 2008).

Os dispositivos de saída dos decantadores que coletam a água decantada podem ser feitos por meio de tubos providos de orifícios que, de preferência, descarregam a água livremente no canal de alimentação dos filtros. Ou por meio de calhas, com e sem placas contendo vertedores triangulares ou com orifícios nas suas paredes laterais, para que a coleta seja uniforme (DI BERNARDO, 2005).

Geralmente, no projeto dos decantadores em questão sugere-se que na zona de saída, as calhas de coleta de água não ocupem mais do que 20% do comprimento do decantador. Reduzindo assim, a influência das linhas de corrente nos flocos que ainda poderiam decantar (DI BERNARDO, 2005).

Com as formulações generalizadas dos princípios postulados por Hazen em 1904 e com as contribuições de Camp (1946,1953) nas décadas de 1940 e 1950, foram realizadas algumas tentativas visando ao aumento da taxa de escoamento superficial, com a introdução de lajes intermediárias nos decantadores convencionais, paralelas ao escoamento e ao fundo, constituindo os decantadores de fundos múltiplos (LEME, 1990).

A decantação de alta taxa começou a ser utilizada com freqüência a partir da década de 1970, principalmente para a reforma de decantadores convencionais, visando um aumento de capacidade. Geralmente cobria-se o terço final do decantador com módulos tubulares ou placas planas paralelas e duplicava-se a vazão no decantador (DI BERNARDO, 2005).

Os decantadores de alta taxa, como o decantador apresentado na figura 12, são conformados por uma câmara com dutos ou placas planas paralelas instaladas, com certa inclinação, em direção ao escoamento, para remoção gravitacional do lodo, ocupando parte dos tanques.



**Figura 12 – Decantador de alta taxa na ETA da CORSAN, Esteio, RS, 2009.  
Fonte – Elaborado pelo autor.**

A alta eficiência é gerada porque os flocos são sedimentados ao longo das placas; assim, são compactados formando blocos que atingem mais rapidamente o fundo da unidade. O projeto e a construção das unidades requerem cuidados, a forma ou espaçamento das tubulações ou placas pode afetar a turbulência e as condições de escoamento (PAZ, 2007).

Geralmente os decantadores convencionais de escoamento ascendente são unidades industrializadas, providas ou não de equipamentos para extração de lodo. Quando a entrada é feita na zona de lodo, tais unidades são denominadas de decantadores de manto de lodo e trabalham com taxa de escoamento superficial comumente maior que aquelas usualmente adotadas para os decantadores de escoamento horizontal (DI BERNARDO, 2005).

O grande inconveniente desse tipo de decantador está relacionado com a formação e manutenção do manto de lodo, pois a água bruta deve apresentar Turbidez sempre superior a 50 Unidade de Turbidez (UT), o que em geral não acontece.

### 3.2.5 Lodo: origem, características e disposição.

A crescente e constante degradação da qualidade dos mananciais de abastecimento tem levado as empresas, responsáveis pelo abastecimento público de água, a utilizarem cada vez mais produtos químicos no processo de tratamento de água afim de garantir sua potabilização. Uma das conseqüências deste fenômeno é a produção de lodo (24° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÀRIA E AMBIENTAL, 2007).

Desde há muito tempo, o destino dos resíduos de uma estação de tratamento de água têm sido um curso de água próximo, frequentemente a própria fonte que a estação processa. Entretanto, a crescente preocupação e a regulamentação sobre a preservação ou recuperação da qualidade do meio ambiente têm restringido ou mesmo proibido o uso deste método de disposição, impondo a procura por outros métodos que não ou pouco interferem com o meio ambiente (RICHTER, 2001).

O processo de tratamento de água convencional, utilizado na grande maioria dos sistemas de abastecimento produz, na fase de sedimentação e filtração, um resíduo composto basicamente com as características da água bruta, acrescido de hidróxidos de alumínio ou ferro e carbonatos (24° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÀRIA E AMBIENTAL, 2007).

Este lodo é basicamente líquido, com o teor de matéria seca variando de 0,004 à 4,0 %, dependendo de sua fonte de origem e do coagulante utilizado. Gerado em todas as ETAs, o volume de lodo produzido representa de 0,2–5,0% do volume tratado de água (24 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÀRIA E AMBIENTAL, 2007).

Na sua forma mais comum, o lodo das estações de tratamento de água é basicamente o produto da coagulação da água bruta e, assim, tem uma composição aproximada daquela, acrescida dos produtos do coagulante utilizado (RICHTER, 2001).

Segundo Rosario (2007) dependendo da natureza físico-química da água bruta, da eficiência hidráulica das unidades de processo e do tipo e dose do coagulante aplicado, entre 60 e 95 % do lodo gerado é acumulado nos tanques de decantação (Flotação) e o restante nos filtros.

O tratamento dos lodos de uma estação de tratamento de água visa obter condições adequadas para a sua disposição final, como obter um estado sólido ou semi-sólido, e, assim, envolve a remoção de água para concentrar os sólidos e diminuir o seu volume. Em suma

trata-se de aplicar algum método de separação sólido-líquido, realizada habitualmente por filtração ou separação gravitacional (Rosário, 2007).

A desidratação do lodo pode ser executada por métodos não mecânicos, basicamente por leitos de secagem, de difícil aplicação devido ao alto custo. Os métodos de desidratação mecânica que atendem a exigência de uma torta com um mínimo de 20 % de sólidos são a prensa desaguadora, centrífuga, filtro prensa e filtro rotativo a vácuo (RICHTER, 2001).

No RS há poucas ETAs que dispõem de unidades de desidratação de lodo. Dentre estas, podemos destacar a ETA de Parobé, que dispõem de uma unidade com Leito de secagem apresentada na figura 13.



**Figura 13 – Leito de Secagem na ETA da CORSAN, Parobé, RS, 2009.**  
**Fonte – Elaborado pelo autor.**

O processo de descarte de lodo pode alterar consideravelmente as características das águas do corpo receptor, provocando assoreamento e mudança na cor, turbidez e composição química, além da possibilidade de contaminação do lençol freático. Se considerarmos que milhões de toneladas desses resíduos são dispostos anualmente no ambiente, podemos classificar os lodos formados como um subproduto com potencial poluidor, devido a seus efeitos químicos, físicos e biológicos (REIS et al., 2007).

### 3.2.6 Filtração.

A palavra filtração originou-se do francês, filtration, com sua primeira utilização no idioma português registrada em 1813. O termo filtro, originário do grego philtron, significava no século XIV beberagem que se supunha despertar o amor (SANTOS et al, 2007).

Os primeiros filtros utilizados para abastecimento público de toda uma população foram construídos na Grã-Bretanha nas cidades escocesas de Pasley, em 1804, e Greenock, em 1827, culminando com as unidades construídas em 1829 pela Chelsea Water Company, utilizando água do rio Thames em Londres. Tais experiências consolidaram o emprego da filtração lenta no Reino Unido (LIBÂNIO, 2008).

Os filtros lentos trabalham com baixa velocidade de escoamento geralmente entre 2,0 e 6,0 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> por dia dependendo das características do meio filtrante e da qualidade da água afluente. Estas unidades de filtração requerem grande área para implantação (PAZ, 2007).

A capacidade de remoção de impurezas depende do adequado desenvolvimento da camada biológica do filtro. Por isso, o início da operação se caracteriza pela produção de água filtrada com qualidade insatisfatória, a qual pode durar dias ou meses, em função da qualidade da água e do procedimento de limpeza adotado. No entanto, algumas modificações na operação podem reduzir este tempo (PAZ, 2007).

A filtração rápida constitui-se na tecnologia de tratamento mais extensivamente utilizada na América, cuja primeira patente data de 1858, facilitada pelo distinto método de lavagem com água em relação aos filtros lentos, pelos requisitos menos restritivos de qualidade de água bruta e, sobretudo, pela menor necessidade de área para a construção das unidades (LIBÂNIO, 2008).

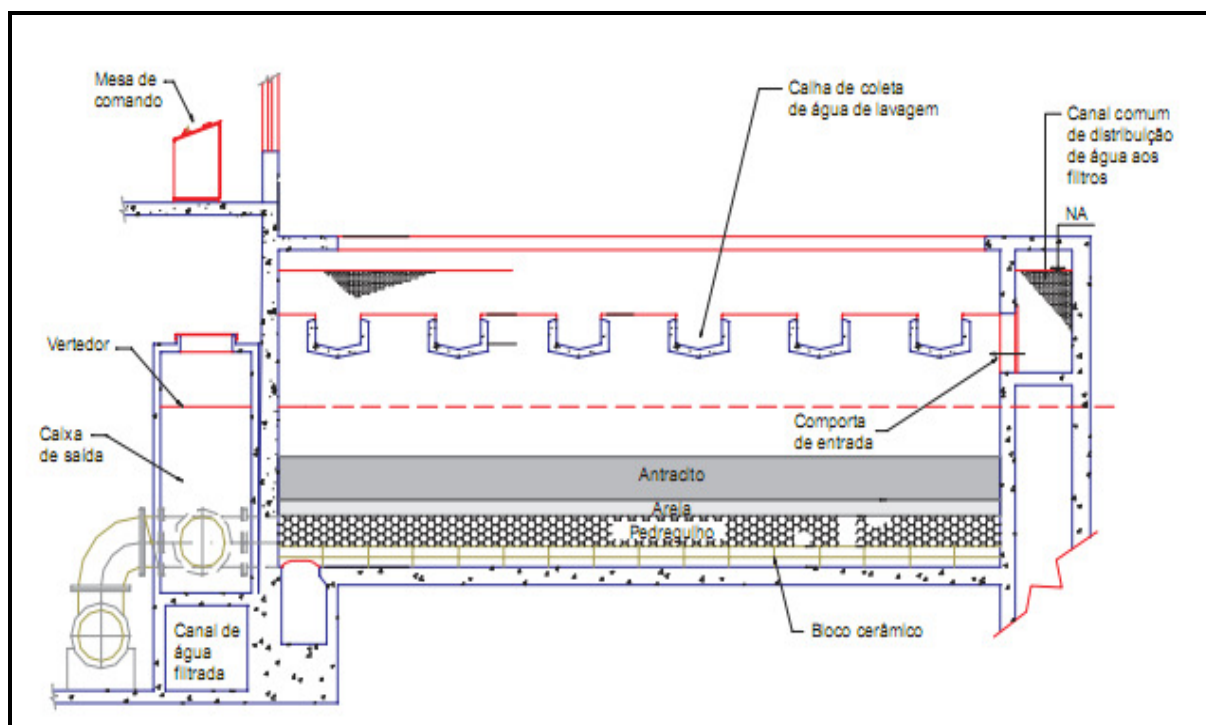
A filtração consiste na remoção de partículas suspensas e coloidais e de microorganismos presentes na água que escoam através de um meio poroso.

Em geral, a filtração é o processo final de remoção de impurezas realizado em uma estação de tratamento de água e, portanto, principal responsável pela produção de água com qualidade condizente com o padrão de potabilidade (NETO, 1995).

Segundo Di Bernardo (2003) após certo tempo de funcionamento, há necessidade da lavagem do filtro, geralmente realizada por meio da introdução de água no sentido ascensional com velocidade relativamente alta para promover a fluidificação parcial do meio granular com liberação das impurezas.

Os dispositivos responsáveis pela remoção de partículas durante a filtração com a ação de profundidade são complexos e influenciados principalmente pelas características físicas e químicas das partículas, da água e do meio filtrante, da taxa de filtração e do método de operação dos filtros. Considera-se a filtração o resultado da ação de três mecanismos distintos: transporte, aderência e desprendimento (LEME, 1990).

Os filtros removem partículas coloidais com tamanho 0,01 a 10 $\mu\text{m}$  em meio filtrante constituído de areia com grãos de tamanho da ordem de 500  $\mu\text{m}$ , cujas dimensões dos poros variam de 35 a 50 $\mu\text{m}$ , sendo a distancia de interação para ocorrer a aderência frequentemente menor que 1 $\mu\text{m}$  (DI BERNARDO, 2003). Na figura 14, apresenta-se o esquema básico de funcionamento da filtração rápida por gravidade em filtro por escoamento descendente.



**Figura 14 – Filtração rápida descendente.**

Fonte – ABES, 2007.

Os mecanismos de transporte são responsáveis por conduzir as partículas suspensas para as proximidades da superfície dos coletores (grãos de areia antracito ou outro material granular), as quais podem permanecer aderidas a estes por meio de forças superficiais, que resistem as forças de cisalhamento resultantes das características do escoamento ao longo do meio filtrante (DI BERNARDO, 2003).

Quando essas forças superam as forças de aderência, tem-se o desprendimento. Se a taxa de filtração (vazão afluente dividida pela área do filtro em planta), ou velocidade de aproximação, permanecer constante, a velocidade de escoamento nos poros, denominada



velocidade intersticial, aumenta em decorrência das partículas retidas e causa o arrastamento das partículas para subcamadas inferiores (filtro descendente) ou superiores (filtro ascendente) do meio filtrante e surge na água filtrada, podendo ocasionar o fenômeno conhecido como transpasse (DI BERNARDO, 2003).

Para entender o fenômeno da filtração é importante relacionar as dimensões relativas das partículas suspensas (diâmetro  $d_p$ ), do grão (diâmetro  $d_g$ ) dos poros ( $0,07$  a  $0,1 \times d_g$ ) e as distâncias nas quais os mecanismos de aderência atuam (LEME, 1990).

Como consequência da significativa redução de área devido as elevadas taxas de filtração, os filtros rápidos – principalmente os de gravidade e escoamento descendente – constituem-se no tipo de unidade filtrante mais largamente utilizado em estações de tratamento nos quatro cantos do Planeta (LIBÂNIO, 2008).

### **3.2.7 Desinfecção.**

Segundo Sanches et al. (2003) a desinfecção da água é um processo no qual se utiliza um agente, químico ou não, onde se tem por objetivo a eliminação de microrganismos patogênicos presentes na mesma, incluindo bactérias, protozoários e vírus, além de algas.

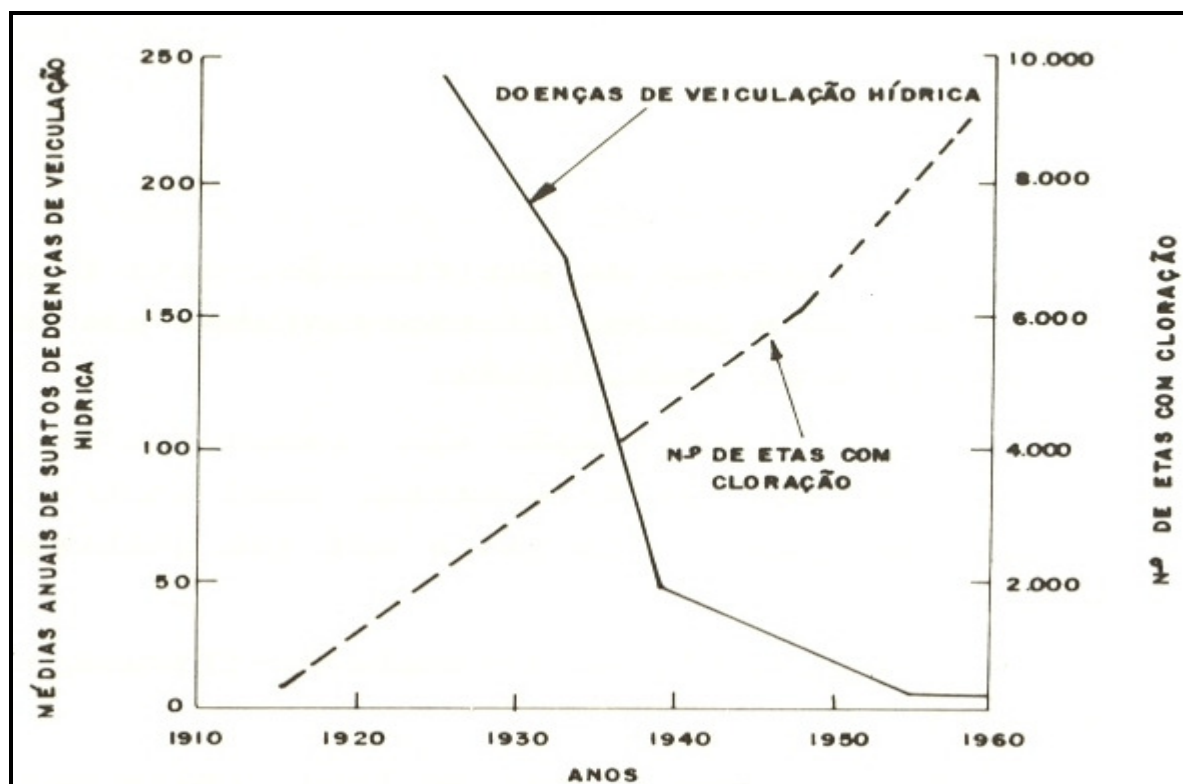
A água destinada ao consumo humano deve preencher condições mínimas para que possa ser ingerida ou utilizada para fins higiênicos, o que se consegue através dos processos usados em estações de tratamento. É necessário realizar o controle da qualidade da água para que se possa assegurar a saúde da população, pois a água é considerada como um veículo de muitas doenças (SANCHES; SILVA; VIEIRA, 2003).

A desinfecção da água tem sido praticada por milênios, embora os princípios envolvidos no processo não fossem conhecidos. Existem indícios de que o uso de água fervida já era recomendado em 500 a.C., mas alguns historiadores julgam que esta prática era adotada desde o começo da civilização (MEYER, 1994).

Até que a teoria dos microorganismos fosse estabelecida (Louis Pasteur, 1880), havia a crença de que as doenças eram transmitidas através de odores. A desinfecção da água e dos esgotos surgiu como uma tentativa de se controlar a propagação das doenças através dos odores (MEYER, 1994).

O emprego da desinfecção no tratamento de água permitiu que se conseguissem excelentes resultados na eficiência do sistema de controle e eliminação de vários tipos de

doenças, conforme indica a figura 15 que mostra a redução de surtos epidêmicos por meio do tratamento adequado da água (LEME, 1990).



**Figura 15 – Redução de surtos epidêmicos.**  
**Fonte – Leme, 1990.**

Segundo Di Bernardo (2005) para serem usados nas ETAs os desinfetantes devem apresentar as seguintes características:

- Destruir, em tempo Razoável, os microorganismos patogênicos;
- Oferecer condições seguras de transporte, armazenamento, manuseio e aplicação na água, além de ser facilmente adquirido na região;
- Determinar a sua concentração na água, de forma rápida, através de métodos laboratoriais simples;
- Produzir residual persistente na água, assegurando sua qualidade contra eventuais contaminações nas diferentes partes do sistema de abastecimento e;
- Não ser tóxico ao ser humano ou aos animais. Além disso, não deve causar cheiro e gosto na água.

Com relação aos vários produtos químicos disponíveis atualmente no mercado, os mais conhecidos e utilizados são os produtos à base de cloro, tais como o cloro gasoso ( $\text{Cl}_2$ ), o hipoclorito de sódio ( $\text{NaClO}$ ) solução aquosa e o hipoclorito de cálcio ( $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ ) sólido. Outros agentes desinfetantes disponíveis, porém menos conhecidos e utilizados são o ozônio ( $\text{O}_3$ ), dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ) e a radiação ultravioleta (ASSEMAE, 2009).

A grande vantagem da utilização dos produtos químicos à base de cloro como agentes desinfetantes é que os mesmos, quando adicionados à água, apresentam concentrações residuais de cloro que permanecem na água até esta chegar à casa do consumidor final garantindo, desta forma, o padrão microbiológico da mesma. Isto não acontece com o ozônio, dióxido de cloro e com a radiação ultravioleta, por exemplo (ASSEMAE – Associação Nacional dos Serviços Municipais de Água e Esgoto, 2009).

De acordo com Leme (1990) o cloro age na água, de duas formas principais: como desinfetante, normalmente adicionado na água no final do processo, destruindo ou inativando os microorganismos patogênicos, algas e bactérias de vida livre; e como oxidante, de compostos orgânicos e inorgânicos presentes no afluente, sendo sua aplicação efetuada no início do processo (pré-cloração).

Na maioria dos países a cloração ainda é o método de desinfecção mais utilizado, e em nenhum caso o seu papel é discutido (ALMEIDA, 2005). De acordo com Leme (1990) o cloro pode ser aplicado na sua forma líquida ou gasosa, sendo esta última mais empregada devido ao baixo custo e por ser mais apropriada. A figura 16 apresenta o sistema de dosagem com gás cloro.



**Figura 16 – Sistema de desinfecção Cloro gás na ETA da CORSAN, Taquara, RS, 2009.  
Fonte – Elaborado pelo autor.**

Quando o cloro é aplicado antes da coagulação (pré-cloração) podem ocorrer reações com a matéria orgânica presente na água e então, corre-se o risco de haver a formação de trihalometanos. Alguns trihalometanos, tais como o clorofórmio, têm sido identificados como substâncias cancerígenas, segundo dados do Instituto Nacional de Câncer dos EUA. De acordo com as normas e o padrão de potabilidade da água para o consumo humano vigentes no Brasil, a concentração máxima permitida de trihalometanos é de  $100 \mu\text{g L}^{-1}$  (Almeida, 2005).

Devido a estas dificuldades surgem tecnologias alternativas para desinfecção da água que vem sendo aplicadas em ETAs á algum tempo e tem apresentado bons resultados. Este é o caso da ETA da COMUSA (Serviços de água e esgoto de NH) que iniciou seu processo de desinfecção com dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ) em 2000 (COMUSA, 2009).

Segundo Neto (1990) o dióxido de cloro é produzido nas estações de tratamento por um gerador com reator misturando-se as soluções de clorito de sódio ( $\text{NaClO}_2$ ), ácido clorídrico ( $\text{HCl}$ ) e água. Na figura 17, á esquerda, um grupo gerador-reator em funcionamento e na direita um grupo reserva.



**Figura 17 – Gerador de dióxido de cloro na ETA da COMUSA, N.H., RS, 2009.  
Fonte – Elaborado pelo autor.**

O dióxido de cloro apresenta vantagens quando comparado aos demais compostos clorados. Ele possui maior estabilidade em soluções aquosas, hidrolisa compostos fenólicos (diminuindo a possibilidade de sabores e odores) e reage em menor intensidade com a matéria orgânica, porém seu uso é restrito em função dos problemas de estocagem e manuseio e por exigir capacitação técnica para sua utilização, em decorrência de seu efeito explosivo, o que leva à sua produção no próprio local de uso (SANCHES; SILVA; VIEIRA, 2003).

Os métodos de desinfecção como Ozonização e Radiação ultravioleta tem aplicabilidade restrita. Seu uso em ETAs é inviável, pois exigem custos elevados e ausência de concentrações residuais mínimas que permaneçam na água para evitar posteriores contaminações em redes e reservatórios de abastecimento (RICHTER, 1990).

### **3.2.8 Simulador de Coagulação-floculação (jar-test).**

Segundo Leme (1990) a coagulação e a floculação são muito influenciadas por forças químicas tais como cargas elétricas das partículas, capacidade de troca, concentração e tamanho das partículas, ph, temperatura e concentração de eletrólitos.

Estes e outros fatores, por variarem de lugar para lugar, tem efeitos e influências não completamente entendidos. Em virtude deste fato é muito importante que se possuam informações seguras sobre o comportamento da água a ser tratada numa instalação proposta. Essas informações podem ser obtidas por meio de testes realizados em laboratório (LEME, 1990).

Segundo Santana et al. (1998) certas vezes, além da adição do coagulante, selecionado de acordo com as características da água e com o custo e facilidade de obtenção, recorre-se ainda a utilização de auxiliares que se destinam a melhorar as operações de coagulação-floculação, ao nível da velocidade das reações ou da qualidade do floco produzido (floco mais pesado, mais volumoso, mais coeso).

Os parâmetros da coagulação e floculação podem ser otimizados em instalações piloto de escoamento contínuo, similar a estação em funcionamento. Em razão das dificuldades geralmente encontradas com as instalações piloto de escoamento contínuo (tempo e custos de projeto e instalação, custos de operação, etc.), tem sido comumente usado os aparelhos de jar-test para otimização dos parâmetros mencionados (DI BERNARDO, 2005).

Para controlar as doses de produtos químicos utilizados na coagulação-floculação recorre-se a um teste laboratorial, o jar-test.

O jar-test deve ser efetuado sempre que se verifiquem as alterações da qualidade da água afluenta a estação de tratamento, devido a alterações das condições climáticas ou a eventuais descargas de poluentes na origem (SANTANA et al., 1998).

O teste é realizado em um aparelho equipado com vários copos de vidro, seis em regra, com capacidade de 1 á 2 litros, possuindo cada, um agitador mecânico susceptível de ser controlado (entre 5 e 200 rpm). As condições de agitação devem ser próximas das utilizadas nas estações de tratamento, de modo a reproduzir as condições reais de operação (SANTANA et al., 1998).

### **3.2.9 Custos na produção de água para consumo humano.**

Através da nossa história, sempre consideramos a água como um recurso natural infinito. No entanto, o crescimento da população e da atividade econômica vem exigindo cada vez mais de nossas reservas. Desta forma, o Brasil, como diversos outros países, começa a sentir necessidade de estabelecer limites ao consumo dos nossos recursos hídricos (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2009).

A cobrança é um importante instrumento de gestão e de acordo com art. 19 da Constituição Federal de 1997 que estabelece a política nacional de recursos hídricos:

Art. 19. A cobrança pelo uso de recursos hídricos objetiva:

I - reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor;

II - incentivar a racionalização do uso da água;

III - obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos.

A Lei 9433/97 definiu a cobrança como um dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos e a Lei 9984/2000, que instituiu a Agência Nacional de Águas – ANA, atribuiu a esta Agência a competência para implementar, em articulação com os Comitês de Bacia Hidrográfica, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos de domínio da União.

No Rio Grande do Sul, ainda não há cobrança pelo uso dos recursos hídricos. As empresas de saneamento cobram apenas os custos que envolvem os processos de produção de

água. Os custos específicos de um sistema de abastecimento de água são todos os gastos associados com captação, recalque, adução e tratamento (I SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO CENTRO OESTE BSB-40, 1998).

A poluição nos rios dos Sinos e Gravataí estão provocando aumento em até seis vezes nos custos de tratamento da água na Região Metropolitana de Porto Alegre. Ao longo do curso do Rio dos Sinos, a poluição é crescente e torna cada vez mais caro o custo do tratamento nos pontos de captação. O superintendente de tratamento da Corsan no Estado, Marinho Graff acredita que a tendência é de aumento no custo ao consumidor devido à falta de conscientização da própria população (Jornal eletrônico O Globo, 2009).

De acordo com Lúcia Vidor de Sousa Reis (2004) os custos envolvidos na produção de água, desconsiderando custos com recursos humanos, são especificamente custos de energia elétrica e produtos químicos. Para captação, adução, recalque, distribuição, etc. estão envolvidos os custos com energia elétrica. Os custos com energia elétrica representam aproximadamente 60% do total. Podendo variar consideravelmente em função das distâncias entre captação/ETA/distribuição e elevações.

No tratamento da água estão envolvidos basicamente os custos com produtos químicos. Estes representam em média 40% do total e apresentam grandes variações em função da qualidade do manancial onde é captada a água bruta e também do tipo de coagulante usado (LÚCIA VIDOR DE SOUZA REIS, 2004).

No Rio dos Sinos, por exemplo, a água que chega aos lares de Taquara e Nova Santa Rita é a mesma, mas para tratar mil metros cúbicos o preço é de aproximadamente R\$ 20 em Taquara e chega a ultrapassar R\$ 120 em Nova Santa Rita. Para tratar a mesma quantidade de água em Cachoeirinha, o custo também ultrapassa os R\$ 100 (Jornal eletrônico O Globo, 2009).

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

A fim de atender os objetivos do trabalho foram desenvolvidas as seguintes etapas de estudos:

- Seleção dos coagulantes;
- Seleção do manancial para coleta de água bruta;
- Jar-Test;
- Ensaio físico-químico.

### 4.1 SELEÇÃO DOS COAGULANTES.

#### 4.1.1 Coagulante orgânico.

O coagulante orgânico, usado neste trabalho é um polímero natural extraído da casca da acácia, sendo um forte coagulante com caráter catiônico. A tabela 1 apresenta a ficha técnica do produto.

**Tabela 1 – Ficha técnica do AQUAPOL C1.**

Características	Descrição
Descrição Técnica	ACQUAPOL C1 é um polímero natural de caráter catiônico derivado da modificação do extrato aquoso vegetal da casca da acácia negra ( <i>Acácia mearnsii</i> de wild). Os taninos são encontrados nas folhas, galhos e frutos de diversas plantas, caracterizando-se quimicamente como compostos oligoméricos de estrutura múltiplas. Sendo um produto de origem vegetal seu uso é completamente seguro sob o ponto de vista ecológico, não deixando nenhum resíduo químico indesejável após sua ação floculante/coagulante. Em conformidade com testes preliminares (jar-test) e orientação da equipe técnica, ACQUAPOL C1 pode ser utilizado como coagulante, floculante ou auxiliar de floculação em estações de tratamento de água (ETA) industriais ou saneamento básico, podendo ser usado puro ou em combinação com outros floculantes PAC ou sulfato de alumínio, bem como polímeros sintéticos. ACQUAPOL C1 também pode ser usado em processos de tratamento físico químico de efluentes industriais (ETE) de diversos segmentos.



(conclusão)

Características	Descrição
Propriedades	ACQUAPOL C1 é um polímero orgânico / catiônico de origem essencialmente vegetal de ação fortemente coagulante / floculante que atua em sistemas de partículas coloidais, neutralizando as cargas e formando ponte entre elas. Este processo é responsável pela formação dos flocos e conseqüentemente a sua decantação. Por atração iônica e interação superficial, as diversas impurezas presentes são eliminadas rapidamente por coagulação e rápida precipitação. ACQUAPOL C1 não altera o pH do sistema, pois não consome a alcalinidade do meio para a sua ação, sendo efetivo na faixa de pH de 4,5 a 8,0.
Aplicação	ACQUAPOL C1 foi desenvolvido para ser utilizado no tratamento de efluentes industriais (ETEs) e estações de tratamento de águas (ETAs) como agente coagulante / floculante, sendo um produto único e ecologicamente correto para esta finalidade. Protege contra corrosão as partes metálicas por tanato de ferro que será formado durante o tratamento. Produto de fácil aplicação (líquido) e pronto para o uso, não requerendo diluições e misturas. Não corrosivo não tóxico e essencialmente orgânico.
Estocagem	ACQUAPOL C1 mantém suas características por seis meses quando estocado em ambiente seco e ventilado, protegido da luz solar e em recipiente fechado. ACQUAPOL C1 pode ser acondicionado em bombonas de 200 kg, containers de 1000 litros ou á granel.
Recomendações	Sendo um produto orgânico e não tóxico, o manuseio não requer cuidados especiais. Porém, em caso de contato com a pele lavar abundantemente com água e sabão.
Valor de mercado	760 R\$ por tonelada.

Fonte: TANAC S.A.

#### 4.1.2 Coagulante metálico:

O coagulante metálico, usado neste trabalho é um polímero sintético fabricado a partir do hidrato de alumínio, sendo um potente coagulante com caráter catiônico. Na tabela 2 é apresentada a ficha técnica do Sulfato de Alumínio.

**Tabela 2 – Ficha técnica do Sulfato de Alumínio.**

Características	Descrição
Propriedades	Equivalente % de Sulfatos (g/l) – 48,0 á 50,0%. Densidade (Graus Centígrados) –1.326 g/l (15C). Insolúveis em água (NBR 11179) – máx. 0,2%. Óxido de ferro (NBR 11181) – máx. 1,2%. Óxido de alumínio (NBR 11180) – mín. 7,5%. Alcalinidade (NBR 11182) – máx. 0,2%. Acidez (NBR 11182) – máx. 0,5%. Tonalidade do Sulfato – marrom claro. Metais pesados; Máx. Pb (Chumbo) – 20 ppm, máx. Hg (Mercúrio) – 20 ppb. Ph entre 2 e 3,5.
Valor de mercado	540 por tonelada.

Fonte:Sutra-Superintendência de tratamento da CORSAN.

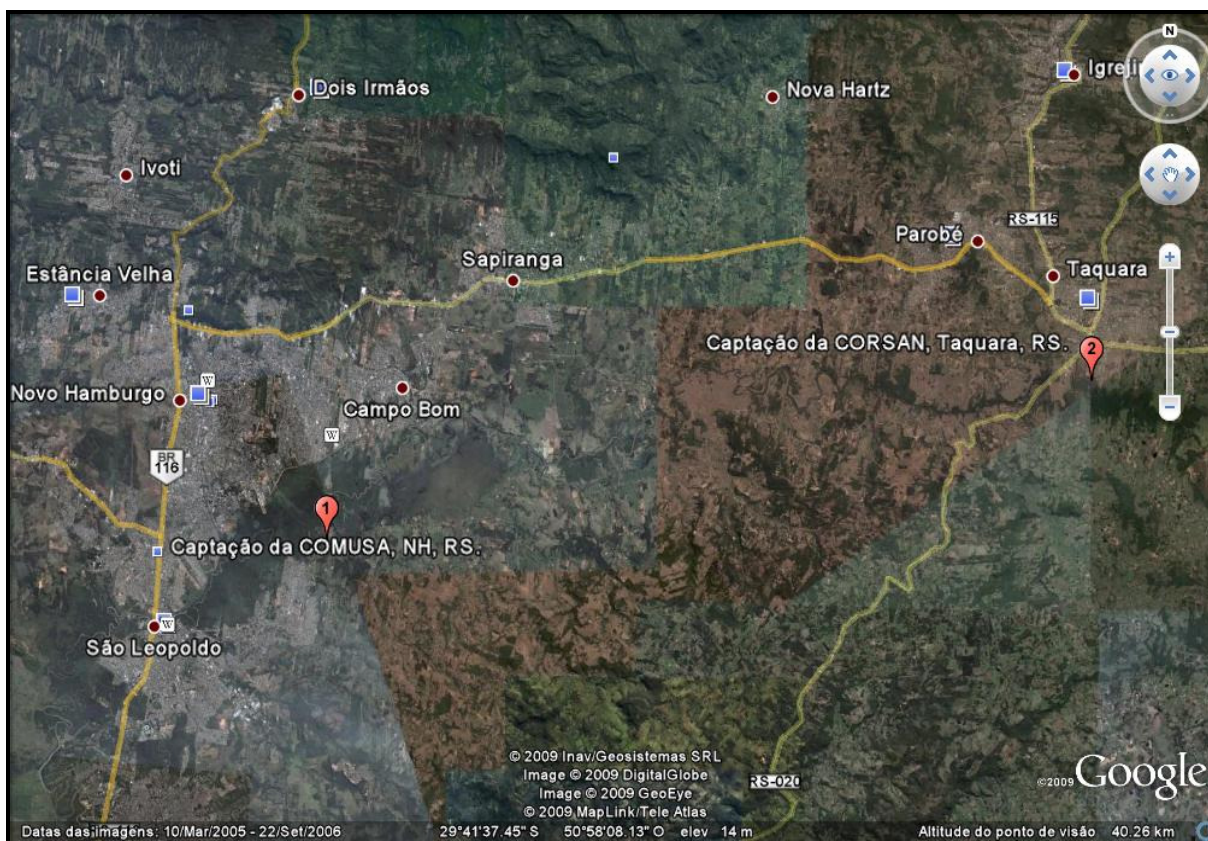
## 4.2 SELEÇÃO DO MANANCIAL PARA COLETA DE ÁGUA BRUTA.

Selecionou-se como fonte de estudos, águas da bacia do rio dos Sinos, coletadas em diferentes pontos e datas apresentadas na tabela abaixo.

**Tabela 3 – Descrição da coleta de amostras.**

Nome da amostra.	Manancial de coleta.	Localização geográfica.	Coordenadas geográficas.	Data das coletas.
A1	Rio dos Sinos.	Novo Hamburgo, bairro Integração.	Latitude:29°43'52.64"S Longitude:51° 5'1.27"O	06/10.
A2	Rio dos Sinos.	Taquara, bairro Empresa.	Latitude: 29°40'38.04"S Longitude:50°46'48.83"O	27/10.

Os locais de coletas foram nas ETAS dos municípios NH e Taquara, a figura 18 apresenta a posição destes locais na bacia do rio dos Sinos. Nesta figura de satélite são apresentados em vermelho os pontos 1 e 2 que foram respectivamente os locais de coleta das amostras A1 e A2.



**Figura 18 – Localização das ETAs, locais de coletas das amostras utilizadas nos testes de Jarros. Fonte Google 2009.**

#### 4.3 PROCEDIMENTO DOS ENSAIOS.

Os ensaios destinados a comparação da eficiência na remoção de impurezas entre os coagulantes foram realizados em jarros através de aparelho marca Policontrol, modelo Floc Control II com regulagem eletrônica de velocidades. Na figura 19 é apresentado o jar-test onde foram realizados os ensaios.



**Figura 19 – Aparelho Jar-test no laboratório da ETA da CORSAN.  
Fonte – ETA CORSAN, Taquara-RS, 2009.**

A escolha das dosagens para o coagulante metálico foram baseadas nas determinações de  $O_2$  consumido em meio ácido, método padrão usado nas ETAs de todo o Estado operadas pela CORSAN.

A escolha das dosagens para o coagulante orgânico foi baseada na especificação técnica usada pela COMUSA que determina que para uma condutividade na faixa aproximada de  $40$  a  $110\mu S.cm^{-1}$  aplica-se uma dosagem entre  $20$  e  $80g/m^3$ .

Em cada teste, foram utilizados, por jarro,  $1000mL$  de água bruta e seis diferentes dosagens de cada coagulante, conforme apresentado na figura anterior.

Realizou-se em laboratório a repetição das três fases consideradas na prática como essenciais na formação da coagulação, nas estações de tratamento de água que são, respectivamente:

- Mistura rápida: A fase de mistura rápida consistiu na adição de coagulantes á amostra de água no tempo de 2,0 min, com uma rotação de 100rpm. O que permitiu observar a homogeneização do tanino e do sulfato de alumínio nas amostras e o início da formação dos primeiros flocos devido a uma adequada quantidade de movimento.

- Mistura lenta: Segue-se a fase de floculação onde a rotação das paletas diminuiu, para 40rpm em um tempo de 20min, não gerando assim a quebra dos flocos que foram formados. Foram observados também o seu tamanho, densidade e tempo de formação.

- Decantação: Fase de decantação, onde a água teve o escoamento reduzido, de modo que permitiu observar o tempo de decantação dos flocos e a clarificação de cada jarro (BERNARDO, 2005; NETO, 1995)

Após a coagulação as amostras foram submetidas à filtração em funil e algodão para simular o processo de filtragem. Na figura 20 é apresentado o processo de filtragem em laboratório.



**Figura 20 – Filtragem em laboratório com funil e algodão na ETA de CORSAN, Taquara, RS, 2009.  
Fonte – Elaborado pelo autor.**

#### 4.4 DETERMINAÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS.

Para obtenção de resultados práticos foram comparados em termos de qualidade de água a turbidez, cor, pH, condutividade, oxigênio consumido em meio ácido, alumínio residual, coliformes totais e fecais das amostras filtradas, conforme descrito no item anterior.

##### 4.4.1 Turbidez.

Para a determinação do parâmetro turbidez foi usado Turbidímetro marca HACH modelo Hellige/2000 apresentado na figura 21.



**Figura 21 – Equipamento utilizado para medir turbidez no laboratório da ETA da CORSAN, Taquara, RS, 2009.**

**Fonte – Elaborado pelo autor.**

#### 4.4.2 Cor.

Foi medida em colorímetro marca DIGIMED modelo DM – C3, por comparação de platino-cobalto, Cor (disco de vidro) – Nível de cor natural. Na figura 22 é apresentado o colorímetro onde foram realizadas as medidas.



Figura 22 – Equipamento utilizado para medir cor no laboratório da ETA da COMUSA, NH, RS, 2009.  
Fonte – Elaborado pelo autor.

#### 4.4.3 pH.

Para a determinação do parâmetro pH foi usado o aparelho da marca MARCONI modelo PA 200, apresentado na figura 23.



Figura 23 – Equipamento usado para medir o pH, na Central Analítica da Feevale, NH, RS, 2009.  
Fonte – Elaborado pelo autor.

#### 4.4.4 Alumínio residual.

Os resultados que determinaram a concentração de alumínio residual nas amostras coaguladas com sulfato de alumínio, foram efetuadas pela central analítica do centro universitário Feevale. O método utilizado foi Absorção atômica.

#### 4.4.5 Condutividade.

Na determinação da condutividade foi utilizado condutivímetro marca QUIMIS, modelo Q795M2 apresentado na figura 24.



Figura 24 – Aparelho usado para medir a condutividade na Central Analítica da FEEVALE, NH, RS, 2009.

Fonte – Elaborado pelo autor.

#### 4.4.6 Matéria Orgânica ( $O_2$ consumido em meio ácido).

A determinação da matéria orgânica expressa como oxigênio consumido em meio ácido, está baseada no poder oxidante do permanganato de potássio quando aquecido em meio ácido, onde ocorre liberação de oxigênio ativo responsável por esta oxidação.

O oxidante é colocado em excesso e em meio ácido, em volume e concentração conhecidos, para reagir com a matéria orgânica presente. A sobra do oxidante reage com um



reduzidor, adicionado em quantidades e concentração conhecidos, de tal forma que reste em solução uma quantidade de reduzidor possível de ser determinada. Esta quantidade é proporcional a concentração de matéria orgânica (NBR 18837).

Excluindo-se a determinação do alumínio residual, todas as demais determinações, bem como as coletas de amostras, foram realizadas pelo autor no laboratório da Central analítica da Feevale.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.

Neste estudo buscou-se a otimização das dosagens dos coagulantes; de origem vegetal extraído da casca da acácia negra (tanino); e de origem inorgânica derivado da reação de minério de bauxita, rico em óxido de alumínio, com ácido sulfúrico (sulfato de alumínio). Estes, foram utilizados como coagulantes/floculantes nas condições de mistura rápida e lenta.

Verificaram-se aspectos quantitativos e qualitativos que foram obtidos em laboratório.

Foi feito um estudo da legislação em vigor, que também serviu como critério para avaliação das melhores dosagens.

Os resultados são apresentados por comparação dos coagulantes empregados, para isso a análise de resultados é apresentada separadamente, para cada amostra.

### 5.1 CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA BRUTA NOS DIFERENTES PONTOS DE COLETA.

A tabela 4 apresenta as características das amostras de água bruta coletadas.

**Tabela 4 – Características da água bruta.**

Amostra	pH	O <sub>2</sub> consumido em meio ácido	Cor	Condutividade	Turbidez
A1	6,9	4,6 mg/L	181 uH	66,7 mV	33,8 UT
A2	7,25	6,1 mg/L	206 uH	57,8 mV	43,3 UT

Através dos parâmetros apresentados na tabela acima, notam-se grandes variações entre as amostras de água bruta. Estas diferentes características da água bruta (variações de parâmetros físico-químicos) satisfazem condição ideal para testar um ou mais coagulantes. Ou seja, para que um coagulante possa ser empregado em um sistema de tratamento de água para abastecimento público, é necessário que ele seja eficiente em diferentes situações.

### 5.1.1 Amostra A1.

Neste capítulo serão tratados todos os resultados referentes à amostra A1. Amostra de água coletada no rio dos Sinos no ponto de captação de água bruta da COMUSA em 06 de outubro de 2009. As adições dos coagulantes foram distribuídos conforme tabela 5.

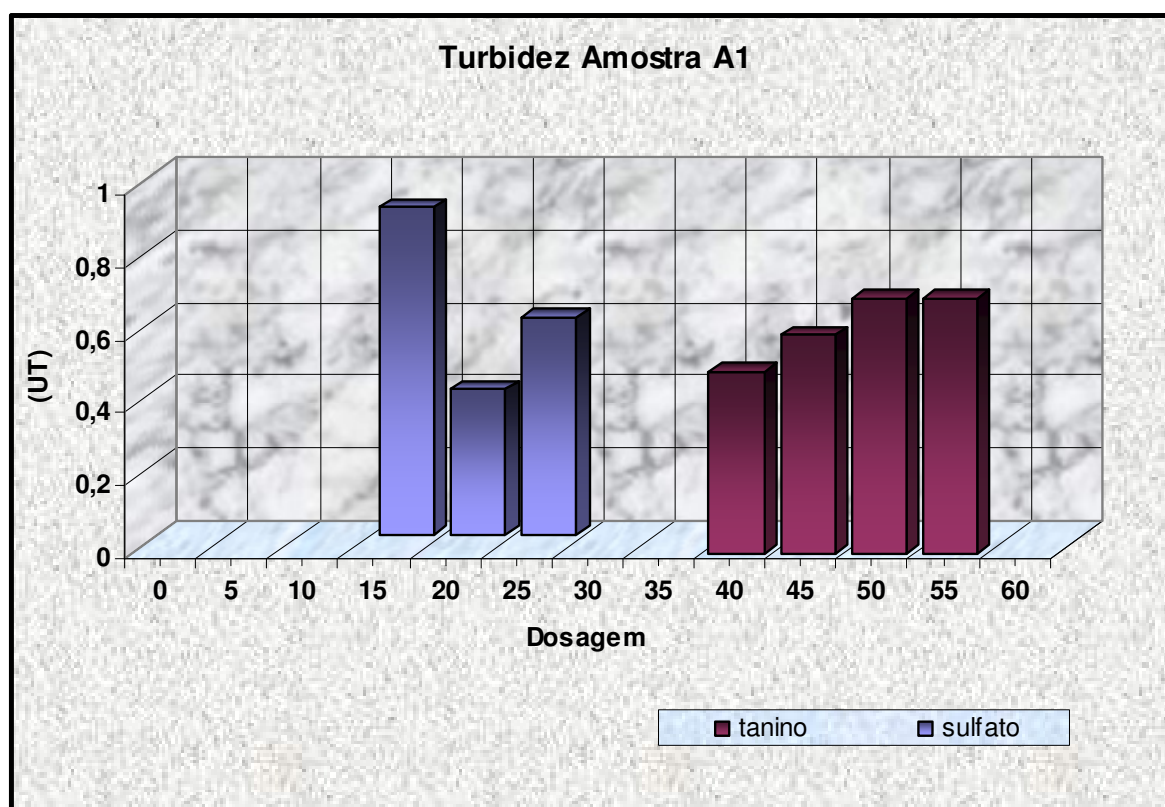
**Tabela 5 – Características da água bruta.**

<b>Dosagem aplicada mg/L</b>	<b>Coagulante</b>	<b>Aspecto da sedimentação</b>	<b>Observação</b>
10	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Não apresentou floco	Amostra descartada
15	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Média	Amostra Processada
20	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Média	Amostra Processada
25	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Ruim	Amostra Processada
30	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Não apresentou floco	Amostra descartada
35	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Não apresentou floco	Amostra descartada
30	Tanino	Não apresentou floco	Amostra descartada
35	Tanino	Não apresentou floco	Amostra descartada
40	Tanino	Media	Amostra Processada
45	Tanino	Boa	Amostra Processada
50	Tanino	Boa	Amostra Processada
55	Tanino	Media	Amostra Processada

As determinações apresentadas a seguir foram as ferramentas usadas na análise para a definição das melhores dosagens de cada coagulante. Foram consideradas apenas as concentrações que apresentaram formação de flocos.

### 5.1.2.1 Turbidez.

Na figura 25 são apresentados os resultados da medição da turbidez, após adição dos coagulantes.



**Figura 25 – Apresentação dos resultados para o parâmetro turbidez referentes a amostra A1.  
Fonte – Elaborado pelo autor.**

Para o parâmetro turbidez relacionado a amostra tratada com sulfato de alumínio a dosagem ideal foi aquela onde adicionou-se 20 mg/L, contudo todas as dosagens com a adição do coagulante metálico apresentaram resultados que atendem plenamente a portaria 518/04 do Ministério da Saúde, que determina o valor máximo para turbidez pós filtração de 1 UT.

Na amostra tratada com Tanino houve uma relação crescente dosagem/turbidez, que estabilizou a partir da dosagem 50 mg/L. Para a escolha da dosagem ideal optou-se pelo menor valor 40 mg/L, porém, todas as amostras estão dentro dos (VMP) exigidos pela portaria em vigor.

### 5.1.2.2 Cor.

Na figura 26 são apresentados os resultados da medição da cor após a adição dos coagulantes.

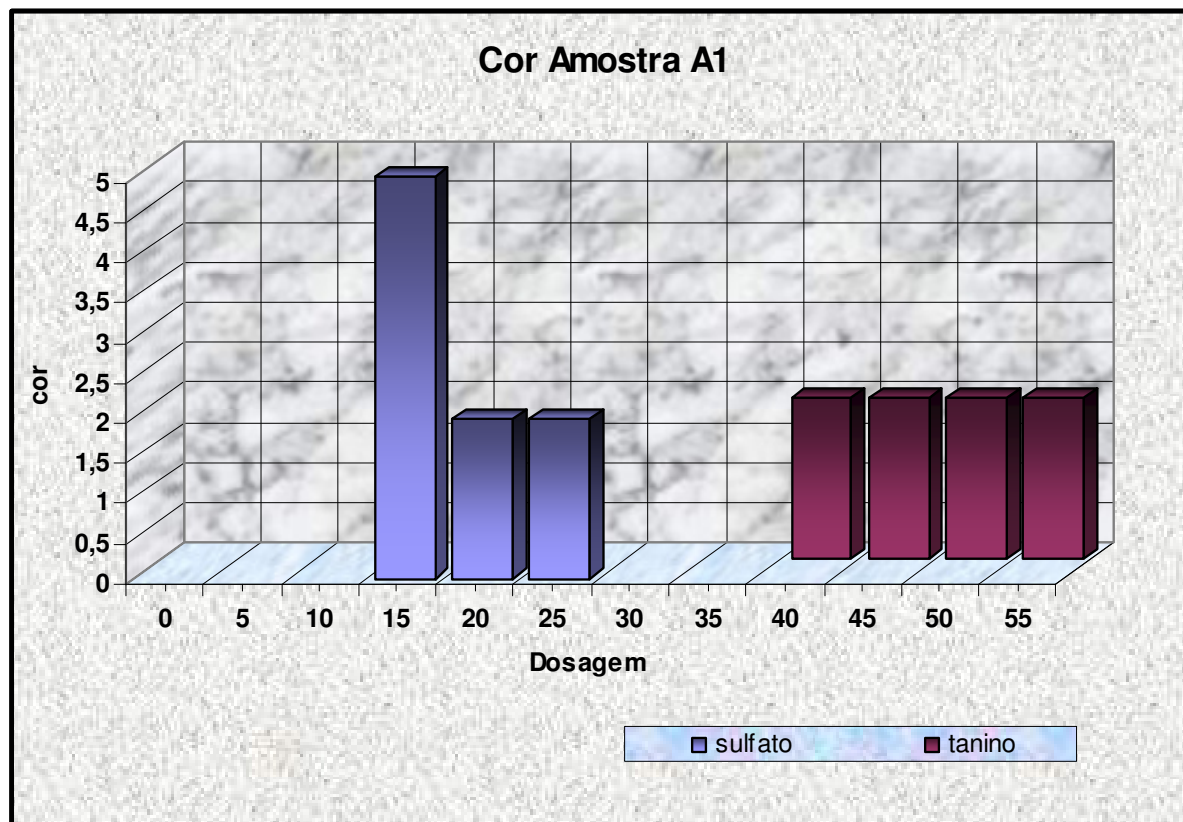


Figura 26 – Apresentação dos resultados para o parâmetro Cor referentes a amostra A1.  
Fonte – Elaborado pelo autor.

Analisando este parâmetro, os dois coagulantes mostraram-se eficientes quanto à remoção da Cor. Considerando a cor medida na água bruta 181 uH, após a adição do coagulante  $Al_2(SO_4)_3$ , observa-se que com a dosagem menos eficiente deste coagulante (15 mg/L), obteve-se uma redução de aproximadamente 98% e para as dosagens com melhor desempenho 20 e 25mg/l, obteve-se remoção de 99% deste parâmetro.

A avaliação do coagulante orgânico é dispensável, visto que, para todas as dosagens a cor se manteve estável em 2 uH. Devido a esta estabilidade o critério usado foi baseado unicamente em função do custo.

Excluindo-se a dosagem de 15 mg/L o Sulfato de Alumínio se encaixa na mesma situação do tanino. Quanto ao critério da legislação, todas as dosagens atendem a portaria 518/04.

### 5.1.2.3 pH

Na figura 27 são apresentados os resultados da medição do pH, na amostra de água bruta (A1). Também nesta figura são apresentados os valores de pH nas amostras após coagulação.

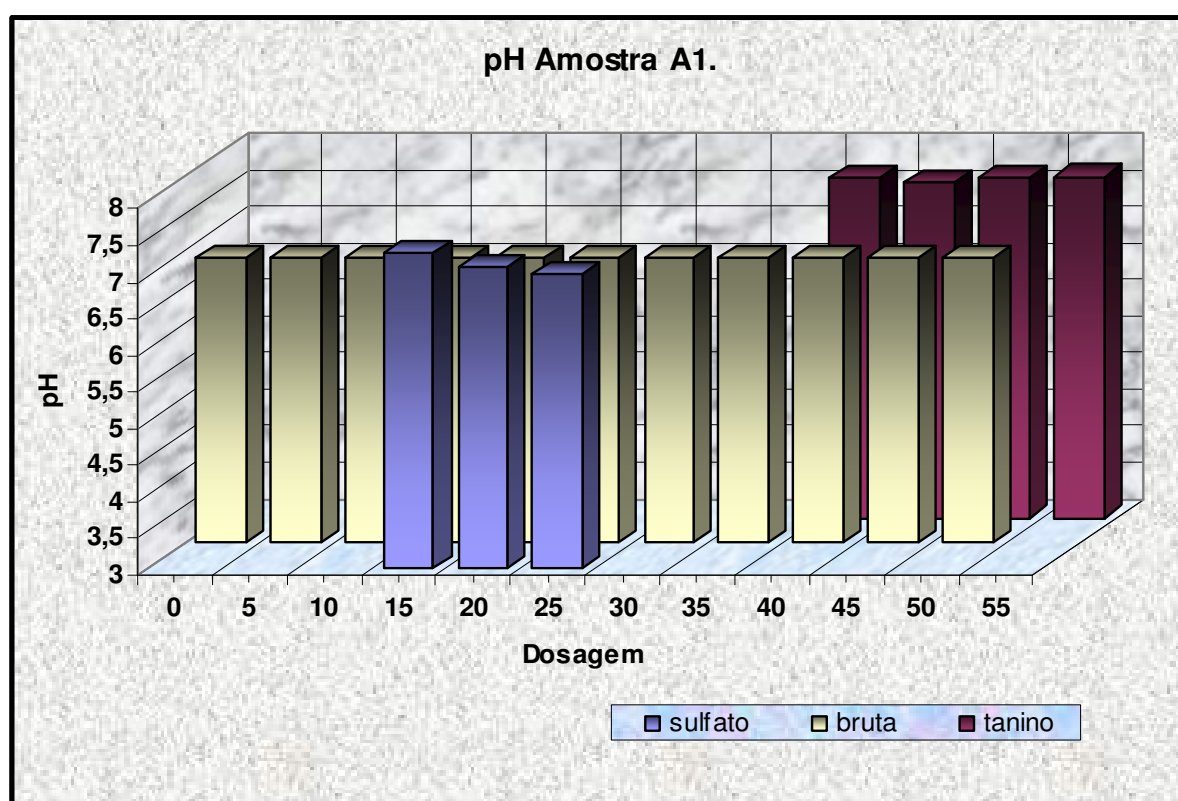


Figura 27 – Apresentação dos resultados para o parâmetro pH referentes a amostra A1.  
Fonte – Elaborado pelo autor.

A Portaria 518/04 recomenda um intervalo para o pH da água tratada entre 6,0 e 9,5. Ambos os coagulantes mantiveram-se dentro da faixa recomendada.

A escolha das dosagens ideais relativas ao parâmetro pH, para todos os ensaios será exclusivamente em função do custo.

Para os ensaios de coagulação realizados com sulfato de alumínio a dosagem ideal é 15 mg/L e para os ensaios onde foi utilizado tanino a dosagem ideal é 40 mg/L.

#### 5.1.2.4 O<sub>2</sub> consumido em meio ácido (matéria orgânica).

Na figura 28 são apresentados os resultados obtidos através das titulações que determinaram a quantidade de O<sub>2</sub> consumido em meio ácido; na amostra de água bruta denominada A1, após a adição dos coagulantes.

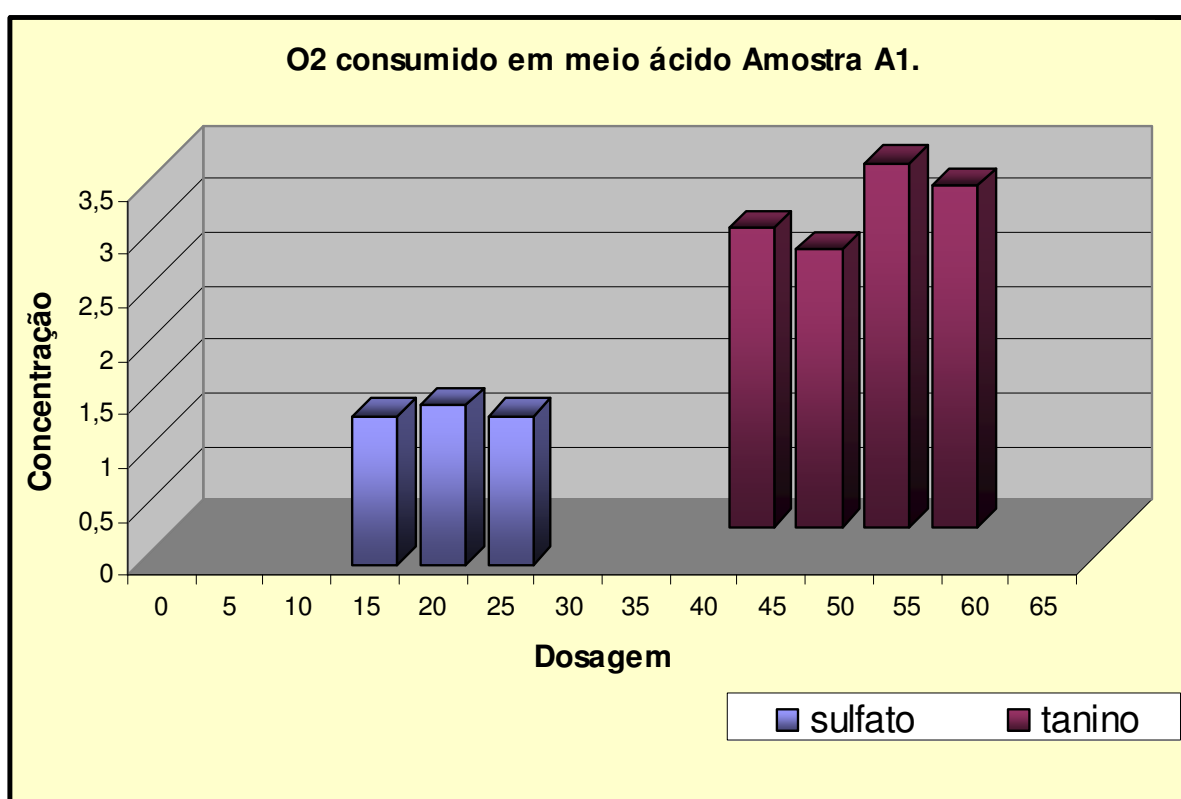


Figura 28 – Apresentação dos resultados para o parâmetro O<sub>2</sub> consumido em meio ácido referentes a amostra A1.

Fonte – Elaborado pelo autor.

Dentre os padrões de potabilidade da água para consumo humano, nenhuma faz menção deste parâmetro diretamente, porém a literatura diz que parte da matéria orgânica é a causa de cor e odor das águas, também pode favorecer o desenvolvimento de organismos como: algas, fungos e bactérias. Uma água rica em matéria orgânica é sempre suspeita de contaminação bacteriológica ou química.

O sulfato de alumínio apresentou uma redução significativa na concentração de O<sub>2</sub> consumido em meio ácido, visto que a concentração inicial da água bruta era de 4,6 mg/L.

Nas dosagens de 15, 20 e 25 mg/L houve pequena variação de 0,1 mg/L. Esta pequena variação pode estar associada a erros analíticos.

O Tanino por ser um coagulante orgânico pode ter influenciado na interpretação destes resultados. Analisando a concentração inicial da água bruta e os resultados obtidos com o sulfato de alumínio, nota-se que a redução na concentração de matéria orgânica obtida através da coagulação com o tanino foi consideravelmente pequena, sendo a melhor delas obtida com a dosagem de 45mg/l.

#### 5.1.2.5 Alumínio residual.

Na figura 29 são apresentados os resultados da concentração de alumínio na amostra de água bruta A1, após a adição do coagulante metálico.

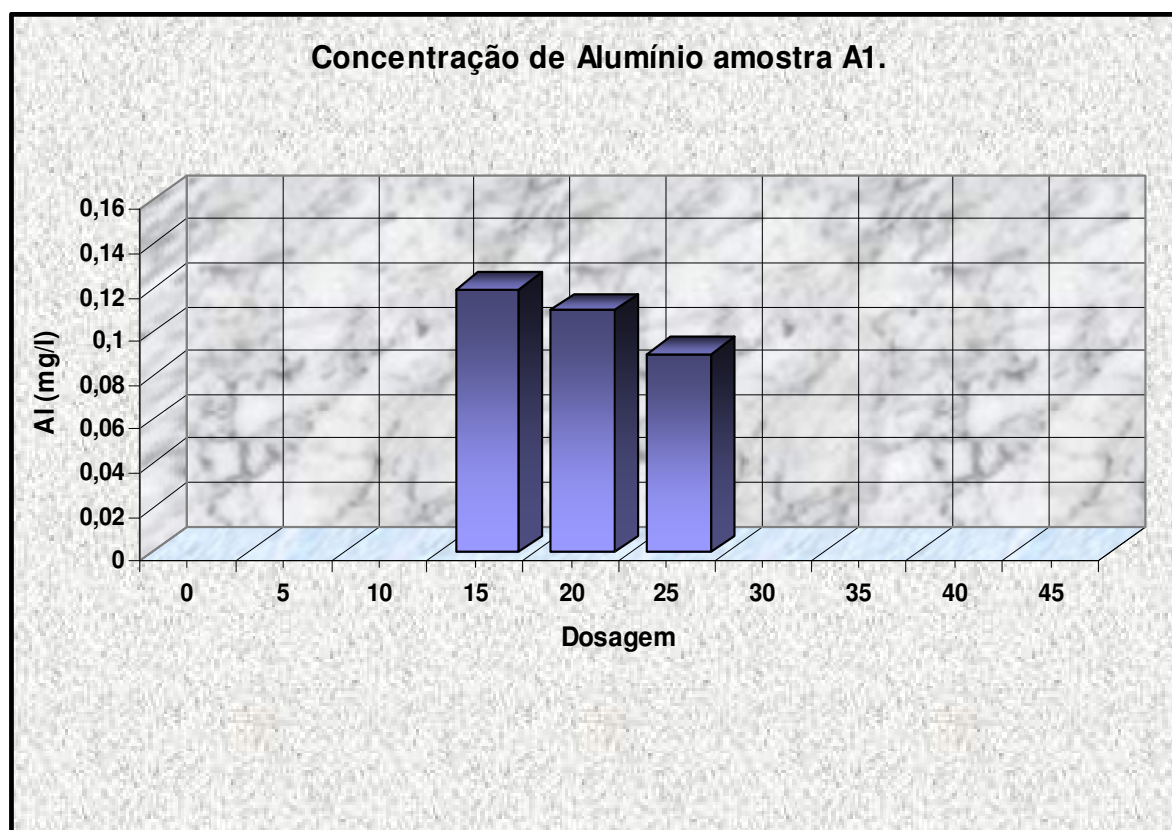


Figura 29 – Apresentação dos resultados para o parâmetro concentração de alumínio referente à amostra A1.

Fonte – Elaborado pelo autor.

Na determinação do parâmetro concentração de alumínio residual relacionado à amostra tratada com sulfato de alumínio a dosagem ideal foi aquela onde se adicionou 25



mg/L. Todas as amostras com a adição do coagulante metálico apresentaram resultados que atendem plenamente a portaria 518/04 do Ministério da Saúde, que determina que a concentração máxima de alumínio pós filtração seja de 0,2 mg/L.

#### 5.1.2.6 Dosagem Ideal e econômica.

Para todos os resultados dos parâmetros analisados após os testes de coagulação, realizados na amostra de água bruta A1, foi efetuada uma análise global visando determinar a dosagem ideal e a dosagem econômica:

- Dosagem econômica: foram analisados todos os parâmetros visando menor consumo de coagulante para atender aos padrões de potabilidade da água para consumo humano.

- Dosagem ideal: foram analisados todos os parâmetros visando à obtenção dos melhores resultados independentemente da quantidade de coagulante exigida.

A tabela 6 apresenta a avaliação da dosagem econômica e dosagem ideal de todos os parâmetros que foram analisados após o teste de coagulação com a amostra de água bruta A1.

**Tabela 6 – Resultados das melhores dosagens, em função de custo e eficiência.**

Coagulante	Parâmetro	Dosagem econômica	Dosagem ideal
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Turbidez	15 mg/L	20 mg/L
Tanino		40 mg/L	40 mg/L
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Cor	15 mg/L	20 mg/L
Tanino		40 mg/L	40 mg/L
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	pH	15 mg/L	15 mg/L
Tanino		40 mg/L	40 mg/L
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	O <sub>2</sub> consumido em meio ácido	15 mg/L	15 mg/L
Tanino		40 mg/L	45 mg/L
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Alumínio residual	15 mg/L	25 mg/L
Tanino		Indefinido	Indefinido

A dosagem econômica para o coagulante metálico foi de 15 mg/L, e a dosagem ideal foi de 20 mg/L. Apresentando um custo de 0,0081 R\$ por metro cúbico para a dosagem econômica 0,0108 R\$ por metro cúbico para a dosagem ideal.

Para o coagulante orgânico a dosagem econômica e a ideal foram à mesma, onde a concentração exigida de coagulante foi de 40 mg/L. Apresentando um custo de 0,0304 R\$ por metro cúbico.

### 5.1.2 Amostra A2.

Neste capítulo serão tratados todos os resultados referentes à amostra identificada como A2. Amostra de água bruta que foi coletada no rio dos Sinos no ponto de captação de água bruta da CORSAN no município de Taquara em 27 de outubro de 2009.

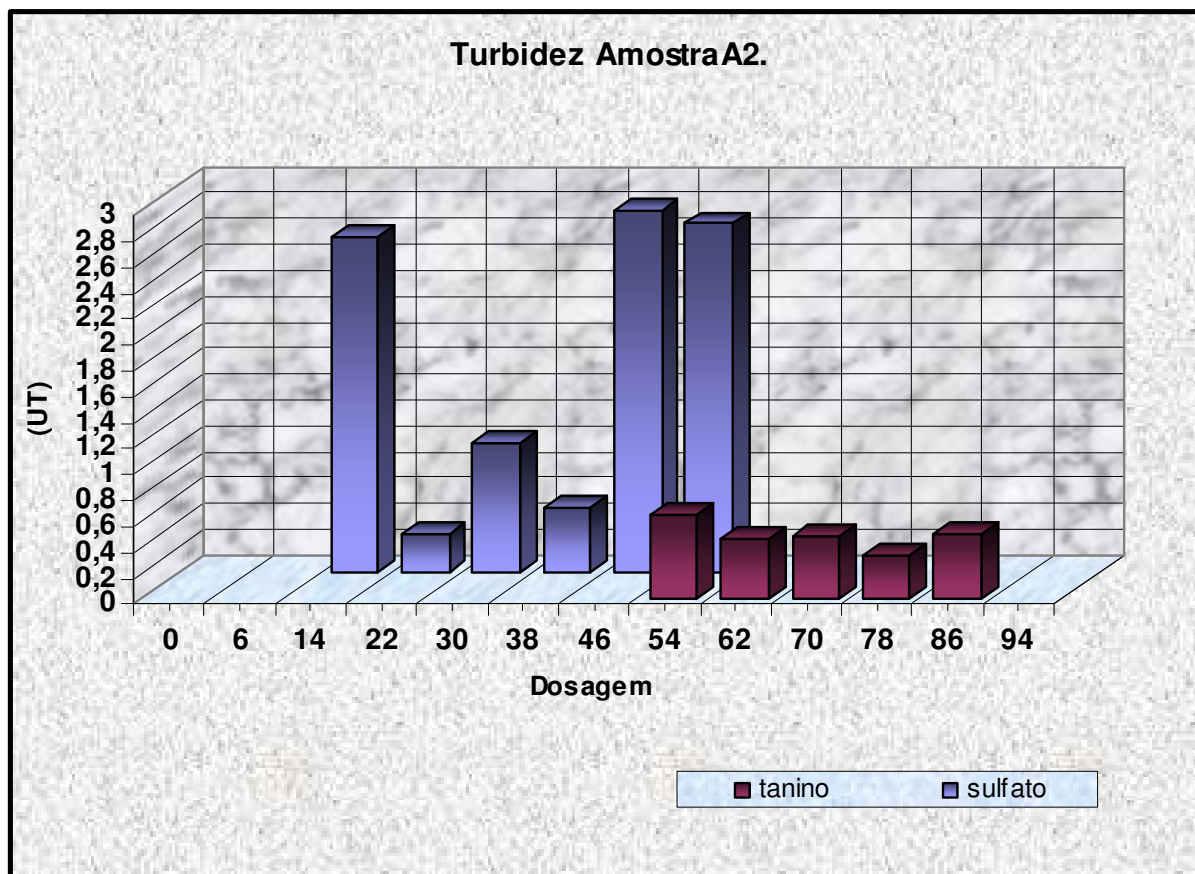
A partir desta amostra foram testados os coagulantes Tanino e sulfato de Alumínio. As adições dos coagulantes foram distribuídas conforme é apresentado na tabela 7.

**Tabela 7 – Características da água bruta.**

<b>Dosagem aplicada mg/L</b>	<b>Coagulante</b>	<b>Aspecto da sedimentação</b>	<b>Observação</b>
14	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Não apresentou floco	Amostra Processada
22	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Média	Amostra Processada
30	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Boa	Amostra Processada
38	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Boa	Amostra Processada
46	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Média	Amostra Processada
54	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Ruim	Amostra Processada
54	Tanino	Média	Amostra Processada
62	Tanino	Média	Amostra Processada
70	Tanino	Média	Amostra Processada
78	Tanino	Boa	Amostra Processada
86	Tanino	Média	Amostra Processada
94	Tanino	Não apresentou floco	Amostra descartada

### 5.1.3.1 Turbidez.

Na figura 30 são apresentados os resultados da medição da turbidez, após adição dos coagulantes.



**Figura 30 – Apresentação dos resultados para o parâmetro Turbidez referentes a amostra A2.  
Fonte – Elaborado pelo autor.**

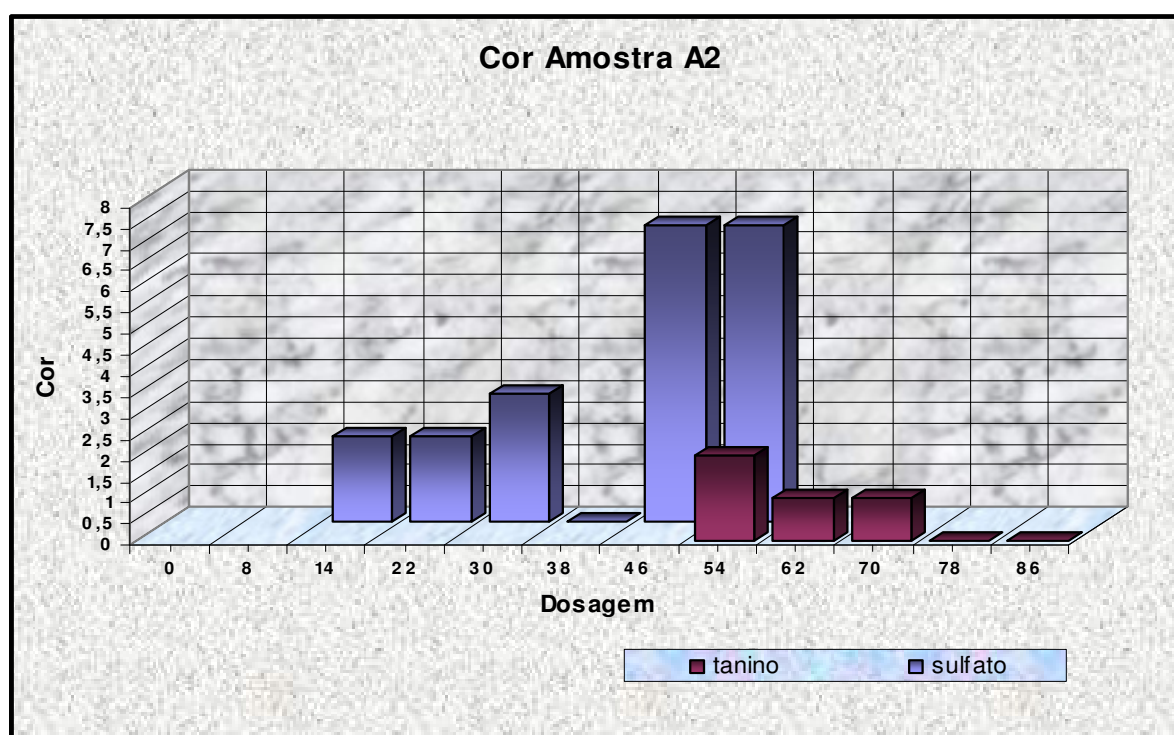
Para o coagulante metálico observa-se um intervalo de eficiência entre as dosagens 22 á 38mg/L. Nas dosagens 46 e 54 mg/L houve um excesso de coagulante e para a dosagem 14mg/L ocorreu o contrário, falta de coagulante.

O coagulante orgânico mostrou-se eficiente em todas as dosagens, apresentando pequenas variações. Porém, observando o § 2º da portaria 518/04 do MS que diz: “Com vistas a assegurar a adequada eficiência de remoção de enterovírus, cistos de *Giardia* spp e oocistos de *Cryptosporidium* sp., recomenda-se, enfaticamente, que, para a filtração rápida, se estabeleça como meta a obtenção de efluente filtrado com valores de turbidez inferiores a 0,5 UT em 95% dos dados mensais e nunca superiores a 5,0 UT”. A dosagem de 54mg/l não é recomendável.

Considerando uma turbidez inicial de 43,3 UT remanescente da água bruta e uma redução de aproximadamente 99% deste parâmetro, ambos os coagulantes em suas dosagens ideais se mostraram eficientes.

### 5.1.3.2 Cor.

Na figura 31 são apresentados os resultados da medição da cor após a adição dos coagulantes.



**Figura 31 – Apresentação dos resultados para o parâmetro Cor referentes à amostra A2.**  
**Fonte – Elaborado pelo autor.**

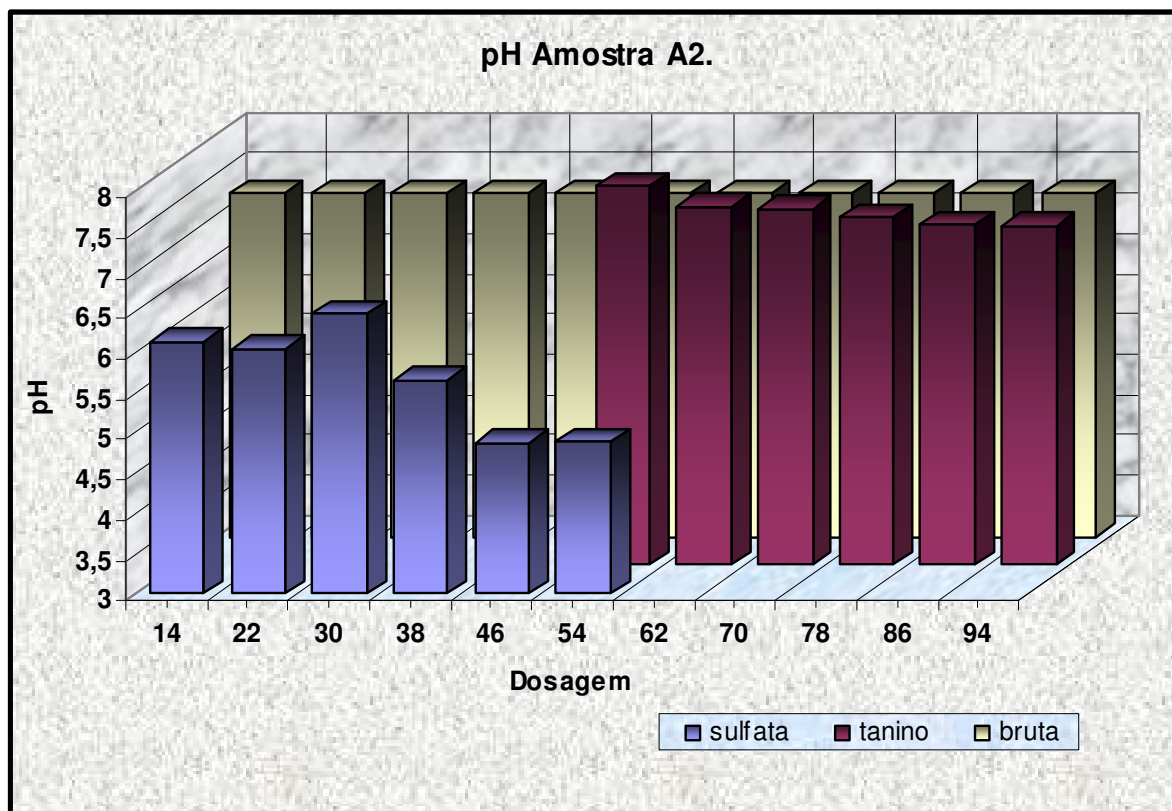
Analisando-se os resultados obtidos em laboratório, o Sulfato de alumínio teve um pico para as dosagens 46 e 54 mg/L resultando em uma cor aparente de 7uH. Mas mesmo assim, os dois coagulantes atenderam plenamente a portaria 518/04 do Ministério da saúde que determina como valores máximos admissíveis 15 uH para a cor aparente.

A dosagem ideal para o sulfato de alumínio é 38mg/L visto que, para esta dosagem a medida da cor resultou em zero.

De forma inversa ao sulfato de alumínio, à medida que a dosagem de tanino aumentou, a cor diminuiu. A dosagem ideal para o coagulante orgânico fica entre 78 e 86 mg/L.

### 5.1.3.3 pH.

Na figura 32 são apresentados os resultados da medição da cor após a adição dos coagulantes.



**Figura 32 – Apresentação dos resultados para o parâmetro pH referentes a amostra A2.**  
**Fonte – Elaborado pelo autor.**

Em todas as dosagens testadas com o coagulante metálico, o parâmetro pH apresentou um decaimento a medida que aumentava-se a dosagem. Resultado este, que já era esperado devido às propriedades deste coagulante.

As diferentes dosagens do coagulante orgânico aplicadas na amostra, também apresentaram uma pequena acidificação do meio. Estas alterações podem estar associadas à calibração do aparelho, pois, segundo literatura e fornecedores do produto, o tanino não altera o pH do meio.

Todas as amostras tratadas com tanino atenderam a recomendação da portaria que se aplica a este parâmetro, não ultrapassando os limites entre 6,0 e 9,5. Porém o coagulante metálico foi ineficiente com relação a este critério de avaliação, ficando abaixo do pH mínimo exigido pela portaria, a partir da dosagem 30 mg/L.

#### 5.1.3.4 O<sub>2</sub> consumido em meio ácido (matéria orgânica).

Na figura 33 são apresentados os resultados obtidos através das titulações que determinaram a quantidade de O<sub>2</sub> consumido em meio ácido na amostra de água bruta A2 após a adição dos coagulantes.

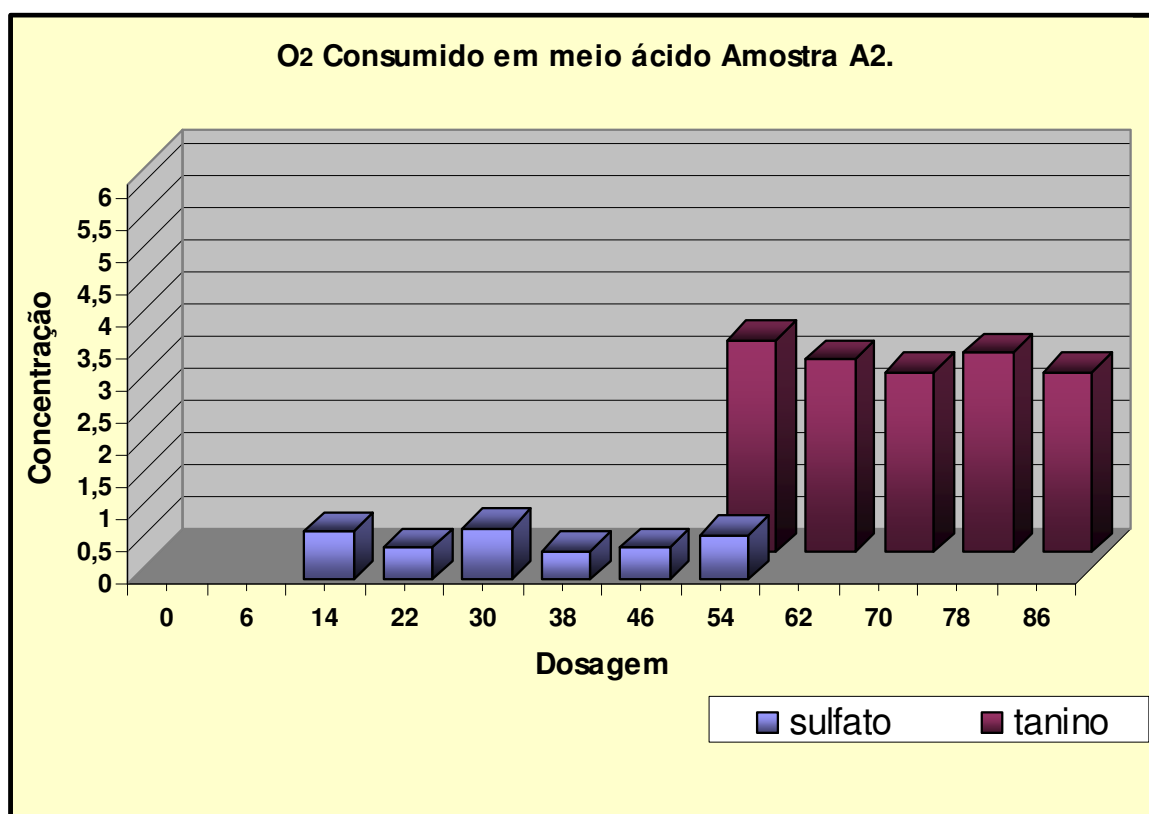


Figura 33 – Apresentação dos resultados para o parâmetro O<sub>2</sub> consumido em meio ácido referentes a amostra A2.

Fonte – Elaborado pelo autor.

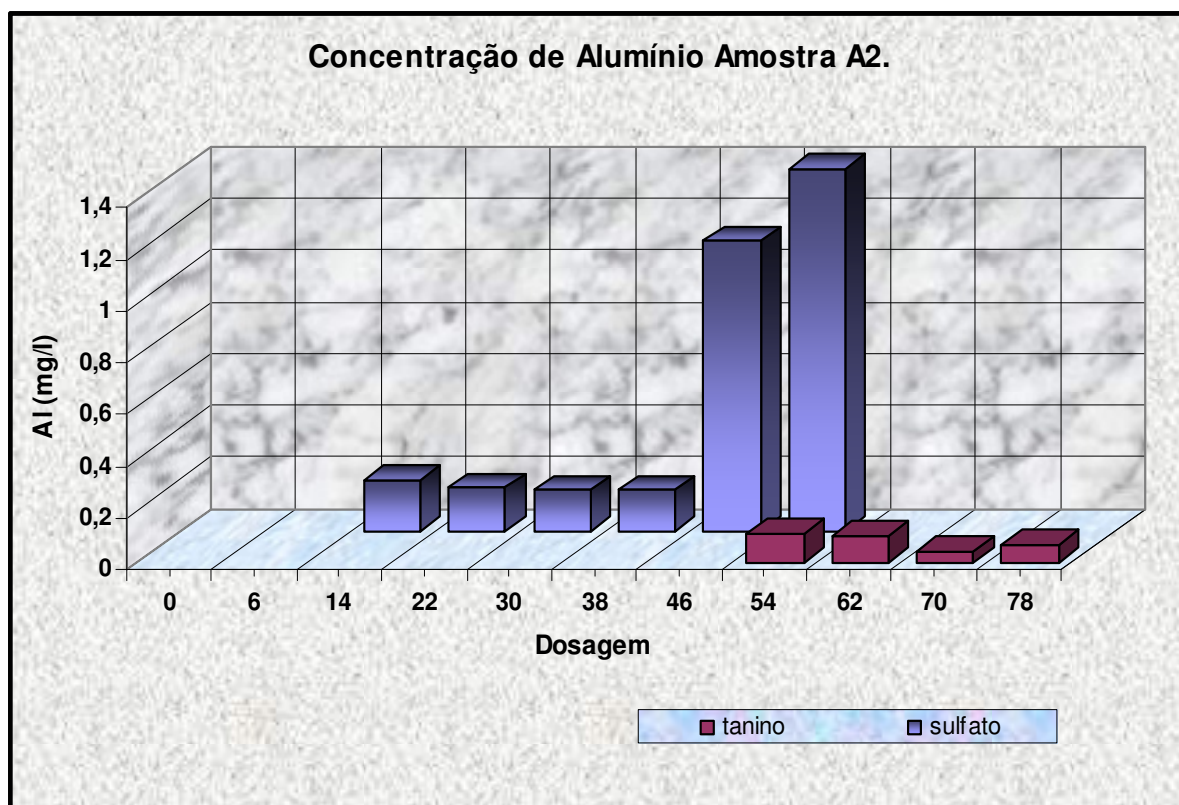
O método aplicado nestes ensaios é um indicador de matéria orgânica baseado na concentração de oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica, biodegradável ou não, em meio ácido e condições energéticas por ação do permanganato de potássio.

Em todos os testes de coagulação realizados com o Sulfato de alumínio houve grandes reduções nas concentrações de O<sub>2</sub> consumido em meio ácido, cerca de 90% em relação à amostra de água bruta.

O coagulante orgânico foi pouco eficiente neste parâmetro. Obteve-se uma redução média de 49% com relação à amostra de água bruta A2.

### 5.1.3.5 Alumínio residual.

Na figura 34 são apresentados os resultados da concentração de alumínio na amostra de água bruta (A2), e após a adição dos coagulantes.



**Figura 34 – Apresentação dos resultados para o parâmetro concentração de alumínio referente à amostra A2.**

**Fonte – Elaborado pelo autor.**

Analisando o parâmetro concentração de alumínio, para os testes de coagulação realizados com tanino, houve uma redução em média de 93% em relação à concentração inicial da água bruta. Estes resultados eram esperados devido às propriedades do tanino em formar sais complexos que tem a capacidade de adsorver metais.

O sulfato de alumínio apresentou bons resultados até a dosagem limite de 38 mg/L, após este valor a concentração de alumínio aumentou muito, ficando acima dos VMP pela portaria 518/04 do Ministério da Saúde que determina a concentração máxima de 0,2 mg/L.

Para dosagens muito altas do Sulfato de alumínio, ocorreu a reestabilização dos colóides e conseqüentemente uma má floculação. Então, parte do alumínio presente no coagulante não sedimentou.

### 5.1.3.6 Dosagem Ideal e econômica.

A tabela 8 apresenta a avaliação da dosagem ideal e econômica de todos os parâmetros que foram analisados após o teste de coagulação com a amostra de água bruta A2.

**Tabela 8 – Resultados das melhores dosagens, em função de custo e eficiência.**

Coagulante	Parâmetro	Dosagem econômica	Dosagem eficiente
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Turbidez	22 mg/L	22 mg/L
Tanino		54 mg/L	78 mg/L
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Cor	14 mg/L	38 mg/L
Tanino		54 mg/L	78 mg/L
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	pH	14 mg/L	30 mg/L
Tanino		54 mg/L	54 mg/L
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	O <sub>2</sub> consumido em meio ácido	14 mg/L	38 mg/L
Tanino		54 mg/L	70 mg/L
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Alumínio residual	14 mg/L	22 mg/L
Tanino		54 mg/L	70 mg/L

A dosagem econômica para o coagulante metálico foi de 22 mg/L, uma vez que a dosagem 14 mg/L não atendeu os VMP da portaria 518/04 do MS relativos à turbidez. A dosagem ideal também foi de 22 mg/L.

O custo para as dosagens econômica e ideal foi de 0,01188 R\$ por metro cúbico.

Para o coagulante orgânico a dosagem econômica foi de 54 mg/L e a dosagem ideal 78 mg/L. Os custos foram 0,04104 R\$ por metro cúbico para a dosagem econômica e 0,05928 R\$ por metro cúbico para a dosagem ideal.



## CONCLUSÃO

O sulfato de alumínio apresentou um rendimento aproximadamente 50% superior ao Tanino para a obtenção dos melhores resultados no tratamento das amostras de água bruta A1 e A2.

O melhor rendimento do sulfato nas dosagens e o preço comercial inferior resultaram em um custo final para se tratar um metro cúbico de água 180% menor.

Sabendo que a ETA de Taquara produz mensalmente aproximadamente 300.000m<sup>3</sup> de água, o custo empregado com o coagulante metálico para tratar esta água é de 3.240,00 R\$. Se nesta situação fosse utilizado o coagulante orgânico o custo seria de 9.120,00 R\$.

Fazendo esta mesma projeção para a cidade de Novo Hamburgo que trata 1.800.000m<sup>3</sup> por mês, os custos empregados com o coagulante metálico seriam de 19.440,00 R\$, e com o coagulante orgânico seriam de 54.720,00 R\$.

O coagulante metálico (sulfato de alumínio) mostrou eficiência para a remoção de cor, turbidez e matéria orgânica.

O coagulante metálico (sulfato de alumínio) apresentou deficiência quanto ao parâmetro pH em água bruta com a turbidez elevada, onde há necessidade de adição de dosagem elevada para remoção deste parâmetro.

O coagulante orgânico (Tanino) apresentou ter boa eficiência para os parâmetros pH, cor e turbidez.

O coagulante orgânico (Tanino) não apresentou boa eficiência para a redução de O<sub>2</sub> consumido em meio ácido, exigindo uma maior quantidade de desinfetante para manter residual mínimo de Cloro exigido pela legislação.

Quando a desinfecção da água é efetuada com cloro é recomendável que a concentração de matéria orgânica seja baixa, devido à possibilidade de formação dos organoclorados.

Os coagulantes envolvidos neste estudo provaram ser eficientes em todos os padrões de potabilidade nos parâmetros testados.

O lodo de ETAs convencionais contém materiais inertes, matéria orgânica e precipitados químicos, incluindo compostos de alumínio ou ferro em grande quantidade.

Ainda não há estudos sobre a composição do lodo proveniente do tratamento com Tanino. Porém há perspectivas de aproveitamento deste lodo como adubo, uma vez que os coagulantes orgânicos não contêm metais em sua composição.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

I SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO CENTRO OESTE BSB-40, 1998, Brasília distrito Federal. **Levantamento do custo da água para abastecimento: o caso do sistema descoberto no distrito federal.** Brasília: CAMPUS UNIVERSITÁRIO DARCY RIBEIRO, 1998. 17 p.

2nd INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEAR PRODUCTION, 2009, São Paulo. **Estudo da Viabilidade de Utilização do Polímero Natural (TANFLOC) em Substituição ao Sulfato de Alumínio no Tratamento de Águas para Consumo.** Pelotas, RS: UFPE, 2009.

5th WORLD WATER FÓRUM, 2009, 1., Turkey. **Water related migration, changing land use and human settlements.** Turkey: CMS, 2009.

ALMEIDA, Cristina Maria M., Desinfecção com dióxido de cloro. **Sociedade Portuguesa de Química**, Lisboa, no.21, p. 21-29, 2005.

ANA, II, 2007, Brasília DF. **Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil.** Brasília DF : ANA, 2007.

ASSEMAE-ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS SERVIÇOS MUNICIPAIS DE SANEAMENTO, I, 2009, Gramado. **Desinfecção de água potável via dióxido de cloro-um estudo de caso.** Rio de Janeiro: ABES, 2007. 6 p.

BARROS, Raphael T. de V. et al. **Saneamento.** Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1995. (Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios). Disponível em:  
<<http://www.sanesul.ms.gov.br/AbastecimentodeÁgua/ACaptaçãodeÁgua/tabid/205/Default.aspx>> Acesso em: 17 set. 2009.

BORGUETTI, Nadia Rita Boscardin; BORGUETTI, José Roberto; ROSA FILHO, Ernani Francisco da. Aquífero Guarani: **A verdadeira integração dos países do Mercosul.** Curitiba, PR: Os Autores, 2004. 214 p.

BRANCO, Samuel M.; MURGEL, Eduardo. **Poluição do ar.** 6. ed. São Paulo, SP: Moderna, 1997. 87 p.

BRASIL. Lei nº9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 1 Jan. 1997. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/Legislacao/docs/lei9433.pdf>. Acesso em: 02 de nov. 2009.

CAMPOS, Sandro X., DI BERNARDO, Luiz, VIEIRA, Eny M. Influência das características das substâncias húmicas na eficiência da coagulação com sulfato de alumínio. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, vol.10, no.3, p. 194-199, July/Sept. 2005. Disponível

em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522005000300003](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522005000300003). Acesso em: 18 set. 2009.

CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, I-178, 2007, Minas Gerais. **Avaliação da eficiência de remoção de cor e turbidez, utilizando como agente coagulante os taninos vegetais, com a finalidade de obtenção de água tratada**. Rio de Janeiro: ABES, 2007. 6 p.

\_\_\_\_\_. I-107, 2007, Minas Gerais. **Rede interinstitucional de pesquisa sobre lodo de ETA**. Rio de Janeiro: ABES, 2007. 6 p.

DACACH, N.G. **Sistemas Urbanos de Água**. 2ª Edição. Rio de Janeiro: LTC Editora S.A., 2ª Edição, 1979. 528 p.

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela Di Bernardo. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. ed. Rio de Janeiro: RiMa, 2005. 792 p.

\_\_\_\_\_. **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 498 p.

FELTRE, Ricardo. **Química: química orgânica**. 2. ed. São Paulo, SP: Ática, 1983. 357 p.

FILHO, Jesuíno Dias dos S.; RITA, Edmundo S.S. **Gerenciamento do resíduo gerado na clarificação de água da RLAM**. 2002. 54 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia) – Curso de Pós-Graduação em Gerenciamento e Tecnologia Ambientais na Empresa, Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, 2002.

GUEDES, C. D. et al. **Coagulação/floculação de suspensões ricas em óxidos de ferro por sulfato de alumínio**. Química Nova, v. 27, n. 5, p. 715-719, 2004.

LEME, Francílio Paes. **Teoria e Técnicas de tratamento de água**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1990. 610 p.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 2. ed. São Paulo: Átomo, 2008 446 p.

MEYER, Sheila T., O Uso de Cloro na Desinfecção de Águas, a Formação de Trihalometanos e os Riscos Potenciais à Saúde Pública. **Caderno de Saúde Pública, Rio de Janeiro**, vol.10, no.1, p. 99-110, 1994.

MORAES, Beatriz Stoll et al. IX Exposição de experiências municipais em saneamento. **Avaliação do uso de coagulante primário orgânico no tratamento de água para abastecimento público**, Belo Horizonte, MG, v.35, n. 1, p. 11-19, jul. 2005.

NASCIMENTO, Carlos Augusto do. **Arroio Pampa: condição atual e sua contribuição para as águas do Rio dos Sinos**. 2007. 108 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Tecnológica: Qualidade Ambiental) - Feevale, Novo Hamburgo-RS, 2007.

NORONHA, L. C.; GRASSI, L. A.T.; CALLEGARO, V. L.; FILHO, O. L. B.; FISCHER, L. A. **Tempo das Águas**. Porto Alegre, RS: Laser Press Comunicação, 2006.120p.Seleção de artigos.

PAVANELLI, Gerson. **Eficiência dos diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. 2001. 164 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2001.

PAZ, LYDA PATRICIA SABOGAL. **Modelo Conceitual de Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água para Abastecimento de Comunidades de Pequeno Porte**. São Carlos. 2007. 398f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

POLUIÇÃO aumenta custo de água em Porto Alegre. **Jornal Eletrônico O Globo**, Rio de Janeiro, 24 out. 2009, p 22. Disponível em: <<http://oglobo.globo.com/pais/mat/2006/10/24/286382644.asp>>. Acesso em: 03 out. 2009.

PRODANOV, Cleber Cristiano; FREITAS, Ernani Cesar de. **Metodologia do trabalho científico**. Rio Grande do Sul: Feevale, 2009. 288 p.

REIS, Edsom Luiz Tocaia D. et al. Identificação da Influência do Descarte de Lodo de Estações de Tratamento de Água. **Química Nova**, São Paulo, vol.30, no.4, p. 865-872, 2007.

REIS, LÚCIA VIDOR DE SOUSA. **Cobertura florestal e custo do tratamento de águas em bacias hidrográficas de abastecimento público: caso do manancial do município de piracicaba**. 2004. 209 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais: Conservação de ecossistemas florestais) – Escola superior de agricultura, São Paulo, 2004.

RICHTER, Carlos A.; AZEVEDO NETTO, José M. de. **Tratamento de água**. 1. reimpressão. São Paulo: Edgard Blücher, 1995. 332 p.

RICHTER, Samuel M.; MURGEL, Eduardo. **Poluição do ar**. 6. ed. São Paulo, SP: Moderna, 1997. 87 p.

ROCHA, Gerônimo Albuquerque. **Um Copo d'água**. São Leopoldo, RS: Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 2002. 106 p.

ROSÁRIO, Carlos Gonzalo A. **Avaliação da disposição de lodo gerado numa estação de tratamento de água em reator anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo**. 2007. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia: Hidráulica e Sanitária) - UASB, São Paulo, 2007.

SANCHES, Sérgio M.; SILVA, Carlos Henrique Tomich de P.; VIEIRA, Eny M., Agentes desinfetantes Alternativos para o Tratamento de Água. **Química Nova na Escola**, São Paulo, vol.17, no.1, p. 8-13, 2003. Disponível em: <http://qnesc.s bq.org.br/online/qnesc17/>. Acesso em: 19 set. 2009.

SANTANA, Fernando et al. **Metodologia de Avaliação do Funcionamento de Estações de Tratamento de Águas para Abastecimento Público**. Lisboa: Universidade Nova de Lisboa, 1998. 72 p.

SANTOS, Eliane Prado Cunha Costa D. et al., Estudo da Coagulação Aplicada á Filtração Direta Descendente. **Engenharia Sanitária Ambiental**, São Paulo, vol.12, no.4, p. 361-370, 2007.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Cordenadoria de Recursos Hídricos, 2009**. São Paulo, 2009.

SILVA, Telma Salesa Santana da. **Estudo de tratabilidade físico-química com uso de taninos vegetais em águas de abastecimento e de esgoto**. 1999. 87 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública), Fundação Osvaldo Cruz Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 1999.

SNIS-SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto**. 2007. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/>> Acesso em: 16 set. 2009.

TSUTIYA, Milton Tomoyuki. **Abastecimento de Água**. 3ª Edição. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006. 643 p.

TUCCI, Carlos E.M. **Hidrologia: Ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: ABRH, 1997. 943 p.

TUNDISI, Jose Galizia. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2. ed. São Carlos, SP: RiMa, 2005. 251(9) p.

VIANNA, M. R., **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. 3ª ed. Belo Horizonte: Inprimatur, 1997. 576p.