

1 INTRODUÇÃO

A qualidade e a quantidade da água bruta de um manancial dependem da forma com que acontece o uso e a ocupação da bacia hidrográfica. As atividades humanas geram impactos nos ecossistemas aquáticos e como consequência aceleram os processos de eutrofização.

A eutrofização artificial provoca um enriquecimento dos ecossistemas aquáticos através de um aumento das concentrações de nutrientes, principalmente nitratos e fosfatos, que resulta num incremento dos processos naturais da produção biológica em rios, lagos e reservatórios. Segundo Azevedo e Brandão (2003) as principais fontes desse enriquecimento têm sido identificadas como sendo as descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e das regiões agricultáveis.

De acordo com Bittencourt-Oliveira e Molica (2003) um dos eventos ocorrentes nos ecossistemas aquáticos mais comumente associados ao aumento da concentração de nutrientes são as florações ou “blooms”. Estes eventos se caracterizam pelo intenso crescimento algal com predomínio de poucas ou mesmo de apenas uma espécie, principalmente cianobactérias (Cyanophyceae), na superfície da água, formando uma densa camada de células, com consequências relacionadas ao aumento do custo de tratamento da água de abastecimento e prejuízos à saúde (AZEVEDO; BRANDÃO, 2003).

O florescimento algal em um manancial usado para abastecimento pode alterar a qualidade da água tratada e causar problemas operacionais em várias etapas de tratamento. Todos esses problemas elevam o custo de produção da água e aumentam à necessidade de monitoramento da qualidade da água com maior frequência e em mais pontos do sistema (DI BERNARDO, 1995).

Além disso, alguns gêneros de cianobactérias possuem espécies ou cepas produtoras de cianotoxinas, sendo *Anabaena*, *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*, *Synechocystis*, *Aphanizomenum*, *Lingbya*, *Oscillatoria*, *Phormidium* e *Schizothrix*, as principais. As cianotoxinas podem causar danos à saúde humana, agindo no fígado, sistema nervoso e na epiderme (AZEVEDO; BRANDÃO, 2003).

A maior rota de exposição do homem as cianotoxinas é a ingestão de água OMS (1999, *apud* AZEVEDO; BRANDÃO, 2003). Com isso, o tratamento da água com

elevada concentração de cianobactérias, quando realizado sem critérios, pode não ser eficiente na remoção dessas toxinas ou até mesmo promover lise das cianobactérias propiciando a liberação das toxinas na água. Segundo Lambert *et al* (1994, *apud* AZEVEDO; BRANDÃO, 2003) há evidências que populações abastecidas por mananciais que apresentam extensas florações podem estar expostas a baixos níveis de toxinas por longo período.

Essa exposição prolongada deve ser considerada como um sério risco à saúde, uma vez que, as microcistinas, que são o tipo mais comum de toxinas de cianobactérias, são potentes promotoras de tumores e, portanto, este consumo continuado de pequenas doses de hepatotoxinas pode levar a uma maior incidência de câncer hepático na população exposta (AZEVEDO; BRANDÃO, 2003).

Dessa forma, é de extrema necessidade o monitoramento hidrobiológico dos mananciais de abastecimento público, bem como determinações de critérios e tecnologias apropriadas de tratamento da água para a promoção de uma eficiente remoção de todos os contaminantes.

Sendo a qualidade da água um fator limitante para o desenvolvimento social e econômico do país. Para garantir de forma segura e confiável a qualidade da água em nossos sistemas de abastecimento público, muitas lacunas precisam ser preenchidas no que diz respeito aos processos de remoção de organismos fitoplanctônicos.

Estudos a respeito da remoção de algas têm sido realizados com a coagulação química, através de tratamento convencional. Alguns pesquisadores realizaram suas investigações considerando o mecanismo de coagulação por varredura (BENHARDT & CLASEN, 1991) outros, no mecanismo de adsorção e neutralização de cargas (BRANDÃO *et al.*, 1996). De maneira geral, os estudos concluem que: seja qual for o mecanismo, a eficiência de remoção é influenciada pelas condições de coagulação e floculação (tipo de coagulante, pH de coagulação e dosagem de coagulante).

Uma forma de estudar as condições da coagulação é através do diagrama de coagulação proposto por Amirtharajah e Mills (1982). O diagrama de coagulação tem sido uma ferramenta intensamente estudada e utilizada nas duas últimas décadas por diversos pesquisadores, como Di Bernardo (1983, 1985), Di Bernardo e Mendes (1986), Di Bernardo *et al.* (1987), Mendes (1989), Costa (1992), Di Bernardo *et al.*

(2000), Di Bernardo e Centurione Filho (2002) e Pavanelli (2001), dentre outros. Diversas metodologias vêm sendo desenvolvidas com base nos diagramas de coagulação visando economia de coagulantes e de auxiliares de coagulação, como nos trabalhos realizados por Costa (1992) com polímeros naturais, na avaliação da eficiência de remoção de constituintes como ferro e manganês por Costa (2005).

Conforme Benhardt e Clasen (1991) mais investigações devem ser realizadas no sentido de se considerar a influência das características morfológicas das algas na coagulação, pelo fato deste grupo de microrganismos apresentarem alta diversidade. Para estes autores a forma e estrutura celular de cada espécie de fitoplâncton podem indicar o melhor processo de remoção.

Neste contexto, o presente trabalho avaliou a remoção de fitoplâncton e da turbidez através da sedimentação e da flotação, precedidos de coagulação-floculação, em escala de bancada, usando como base do estudo de remoção, o diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, com a água do rio Santa Maria da Vitória (ES).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo geral avaliar em escala de bancada a eficiência de remoção de fitoplâncton e turbidez por meio da sedimentação e do processo de flotação, com base no diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, utilizando-se para tanto, a água oriunda do rio Santa Maria da Vitória (ES).

2.2 Objetivos Específicos

Em uma abordagem mais específica o trabalho proposto visou:

- Definir três tipos de água que representassem diferentes épocas do ano, através de um estudo estatístico dos valores de turbidez, cor aparente, alcalinidade e pH contidos nos registros operacionais da estação de tratamento de água que é abastecida pelo Rio Santa Maria da Vitória;
- Construir um diagrama de coagulação com o sulfato de alumínio para cada tipo de água, e escolher pares de valores representados pela dosagem de coagulante e pH de coagulação mais adequados, para serem investigados pela sedimentação e pelo processo de flotação;
- Investigar pontos nos diagramas de coagulação que representam conjuntamente economia de dosagem de coagulante e eficiência de remoção de turbidez, para serem comparados com os pontos de melhor remoção de turbidez, tanto na sedimentação quanto na flotação;
- Avaliar quali-quantitativamente o fitoplâncton total, presente no ponto de captação da água do rio Santa Maria da Vitória, considerando as características morfológicas e morfométricas das espécies de fitoplâncton encontrados no manancial, para a realização do estudo de remoção do fitoplâncton.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A água é um recurso natural fundamental para as diferentes atividades humanas e para a vida, de uma forma geral. As propriedades deste líquido permitem várias formas de usos, como: abastecimento para consumo, irrigação, regulação térmica, produção de energia, navegação, pesca, aquicultura, transporte e diluição de efluentes, dentre outros.

A água pode conter uma variedade de impurezas, destacando-se partículas coloidais, substâncias húmicas, elementos químicos, bactérias, algas dentre outros microrganismos (VIANNA, 1997). Tais impurezas devem ser eliminadas ou reduzidas a concentrações que não sejam prejudiciais à saúde humana. A Figura 3.1 apresenta a distribuição do tamanho dos vários tipos de partículas.

As impurezas de uma forma geral podem ser removidas pela coagulação química seguida da floculação, sedimentação/flotação e filtração, por meio das diversas tecnologias de tratamento, que são adotadas considerando a qualidade da água a ser tratada.

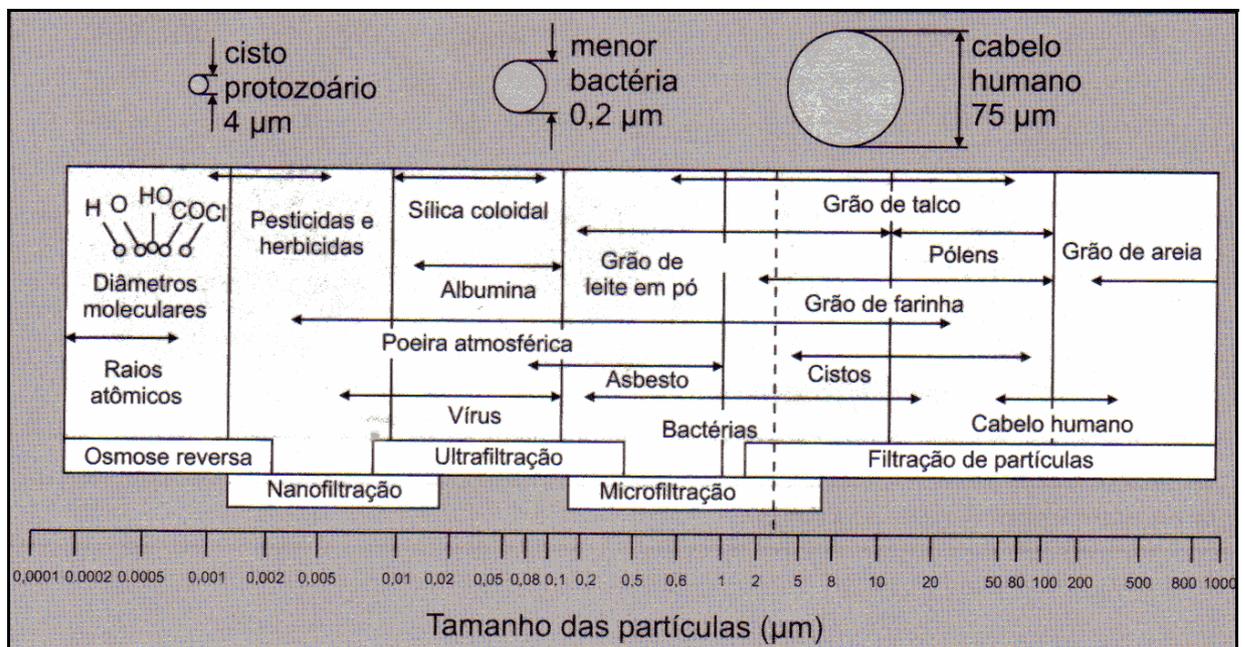


Figura 3.1: Distribuição do tamanho das partículas suspensas, colóides, organismos, moléculas e átomos presentes na água. Fonte: Di Bernardo e Dantas (2005).

3.1 Coagulação Química

As partículas coloidais presentes na água apresentam carga superficial negativa, impedindo que as mesmas se aproximem umas das outras, permanecendo no meio líquido, se suas características não forem alteradas através da coagulação.

A coagulação é um processo responsável pela desestabilização das partículas coloidais em um sistema aquoso. A desestabilização pela coagulação química prepara as partículas para a sua remoção nas etapas subseqüentes do processo de tratamento.

3.1.1 Mecanismos de Coagulação

A coagulação química é resultado de quatro mecanismos distintos: compressão da camada difusa; adsorção e neutralização de cargas; adsorção/formação de pontes e varredura.

3.1.1.1 Compressão da Camada Difusa

A compressão da camada difusa é o mecanismo em que as forças de repulsão entre os colóides são reduzidas pela adição de eletrólitos indiferentes de carga positiva, com a redução dessas forças repulsivas, as forças de atração entre elas passam a predominar, facilitando a formação do floco.

De acordo com Di Bernardo e Dantas (2005), sais simples, como cloreto de sódio, são considerados eletrólitos indiferentes e não tem característica de hidrólise e adsorção, como ocorre com sais de alumínio ou de ferro. Desta forma, quanto maior a carga do íon positivo, menor a quantidade requerida para a coagulação, por exemplo, considerando os metais Na^+ , Ca^{2+} e Al^{3+} , as concentrações molares

desses metais para causar a desestabilização de um colóide negativo variam, aproximadamente, na proporção de 1000:10:1.

Nesse mecanismo pode-se citar como exemplo o encontro de água doce dos rios com pequena força iônica que ao desaguar e misturar-se com a água do mar, promove a formação de depósitos nas desembocaduras.

3.1.1.2 Adsorção e Neutralização de Carga

O mecanismo de adsorção e neutralização de cargas ocorre quando íons positivos, geralmente originados da hidrólise do coagulante, são adsorvidos à superfície do colóide em quantidade suficiente para neutralizar a sua carga negativa, reduzindo as forças de repulsão. Nesse mecanismo, pode haver reestabilização da carga da partícula, caso a partícula adsorva uma carga maior que a necessária para neutralizar a sua superfície. Segundo apresentado por Vianna (1997), o mecanismo de coagulação por adsorção e neutralização de carga, quando é utilizado o sulfato de alumínio, pode ocorrer segundo o caminho apresentado na Figura 3.2.

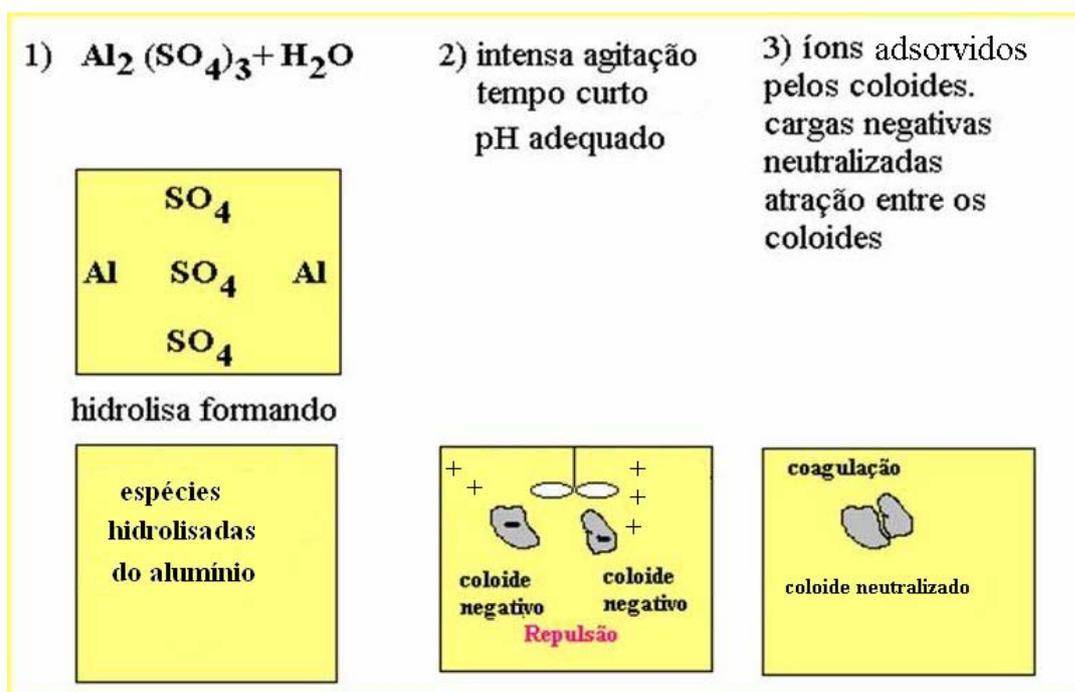


Figura 3.2: Esquema mostrando o caminho para a coagulação por adsorção e neutralização de carga. Fonte: Vianna (1997), modificado por Costa (2003).

3.1.1.3 Varredura

O mecanismo da varredura acontece quando a dosagem de um coagulante, que pode ser um sal de ferro ou de alumínio, é suficientemente elevada, a ponto de formar um precipitado, o hidróxido de ferro ou de alumínio. O coagulante reage com a água formando hidróxidos que ao precipitarem envolvem os colóides e as partículas suspensas, formando os flocos.

Os flocos obtidos nesse mecanismo são maiores, facilitando sua sedimentação ou flotação. Segundo Vianna (1997), quando é utilizado o sulfato de alumínio como coagulante, o caminho para o mecanismo da varredura pode ocorrer conforme a Figura 3.3.

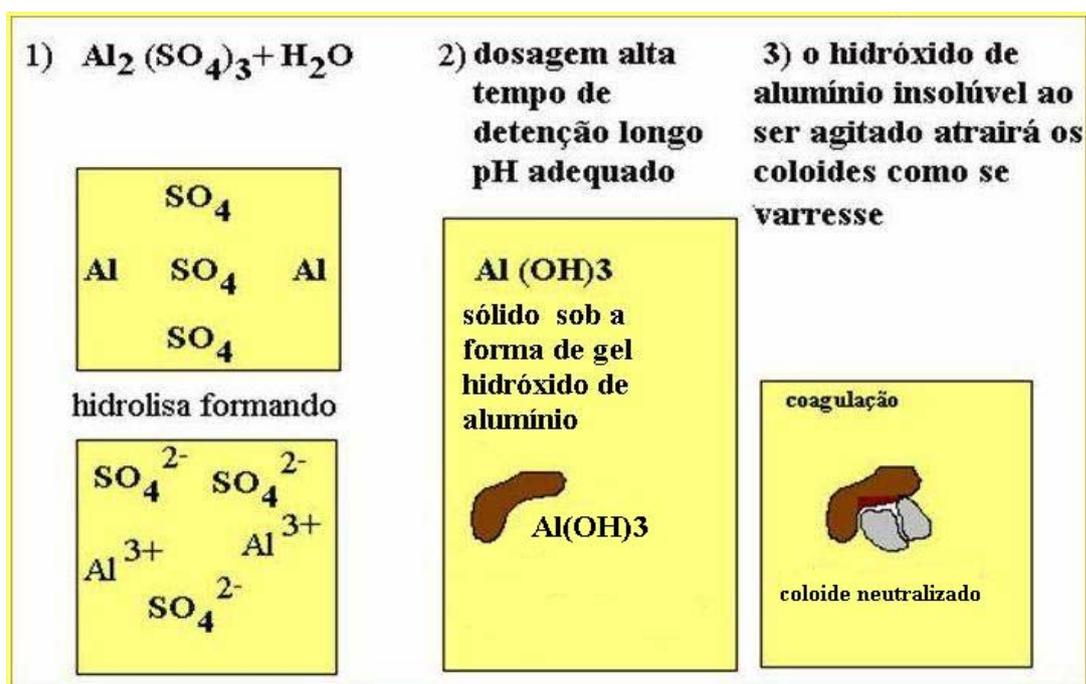


Figura 3.3: Esquema mostrando o caminho para a coagulação por varredura. Fonte: Vianna (1997), modificado por Costa (2003).

3.1.1.4 Adsorção e Formação de Pontes

O mecanismo de adsorção e formação de pontes caracteriza-se por envolver o uso de polímeros de grandes cadeias moleculares como auxiliares de coagulação. Quando se empregam estes polímeros como coagulante ou auxiliar, estes podem vir

a ser adsorvidos por mais de uma partícula devido ao seu tamanho, servindo como ponte entre as mesmas.

De acordo com Mendes (1989), existe significativa variedade de compostos orgânicos e sintéticos, caracterizados por apresentar grande cadeia molecular, que desfrutam da propriedade de possuir sítios ionizáveis ao longo de sua cadeia, capazes de agirem como eficientes coagulantes e servirem de ponte entre a superfície à qual estão aderidos e outras partículas. Esses polímeros podem ser catiônicos, aniônicos, não-iônicos e anfotéricos, dependendo da existência e natureza de suas cargas.

3.2 Diagrama de Coagulação

Amirtharajah e Mills (1982) desenvolveram um diagrama de coagulação para águas sintéticas e naturais baseado no diagrama de solubilidade do alumínio e nas condições de pH e dosagens do sulfato de alumínio.

O diagrama de coagulação tem sido uma ferramenta intensamente estudada e utilizada nas duas últimas décadas por diversos pesquisadores, como Di Bernardo (1983, 1985), Di Bernardo e Mendes (1986), Di Bernardo *et al.* (1987), Mendes (1989), Costa (1992), Di Bernardo *et al.* (2000), Di Bernardo e Centurione Filho (2002) e Pavanelli (2001), dentre outros.

A Figura 3.4 corresponde a uma situação genérica que ilustra o uso do diagrama de solubilidade do alumínio, as linhas que delimitam as diferentes regiões se alteram com as características da água. Também é possível observar as regiões e dosagens em que predominam os diferentes mecanismos de coagulação.

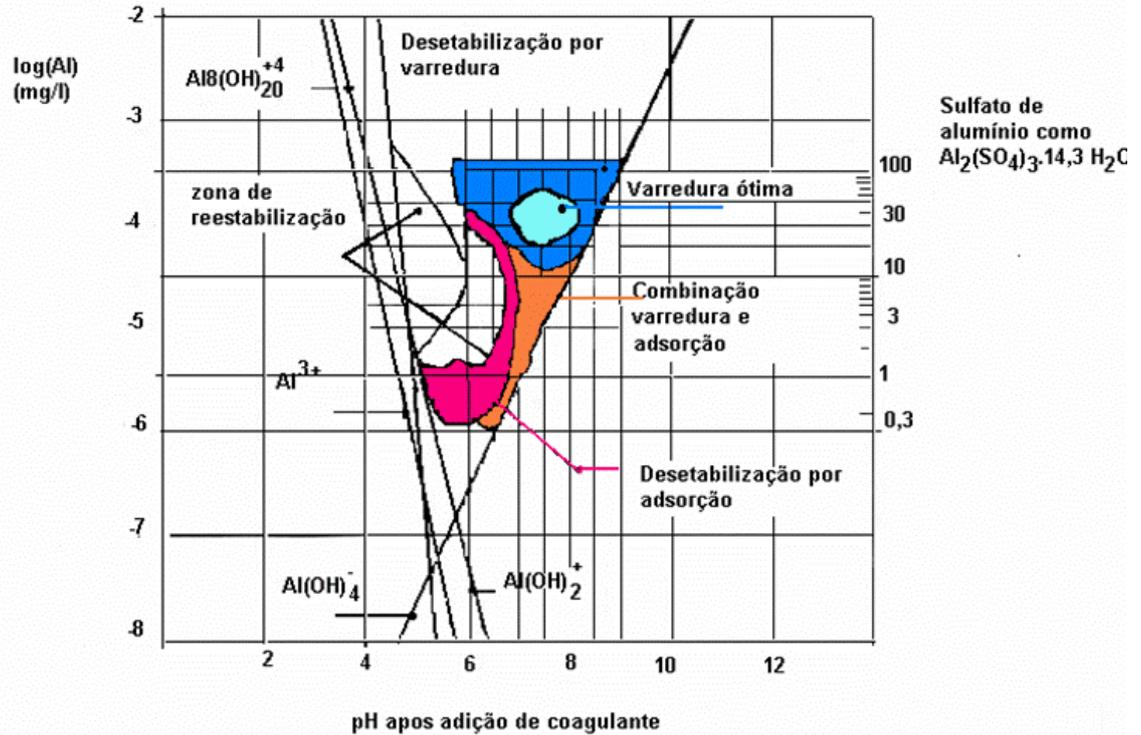


Figura 3.4: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio proposto por Amirtharajah e Mills (1982).

No diagrama de coagulação pode-se observar as faixas de pH e de dosagem de coagulante, delimitando regiões, em que predominam os diferentes mecanismos de coagulação.

Conforme Di Bernardo e Dantas (2005) os limites de cada região variam em função da qualidade da água. Por este motivo, não é possível afirmar que há uma dosagem ótima de coagulante e pH de coagulação ótimo. Existindo, na verdade, um par de valores “dosagem de coagulante x pH de coagulação” considerado apropriado, que é selecionado, através de ensaios em escala de bancada, que considera a turbidez, cor aparente e absorvância remanescente, dentre outros de interesse, bem como a necessidade ou não do uso de alcalinizante ou acidificante, além dos custos com os produtos químicos envolvidos.

3.2.1 Aplicações dos Diagramas de Coagulação

3.2.1.1 Remoção de Turbidez

O diagrama de coagulação representa uma ferramenta de grande utilidade para definir regiões de melhor remoção de turbidez. Como o manancial superficial pode apresentar variações significativas de turbidez durante as diferentes épocas do ano, a realização dos ensaios em escala de bancada, que possibilitam o levantamento dos diagramas, tem sido utilizados por vários pesquisadores para otimizar o processo de tratamento e conseguir uma grande economia no consumo de produtos químicos no tratamento da água em estudo.

A Figura 3.5 mostra um diagrama de coagulação, elaborado por Mendes (1989), para uma água preparada em laboratório com água destilada, substâncias húmicas e caulinita. A água apresentava as seguintes características: turbidez = 200 uT; cor verdadeira = 5 uC; alcalinidade = 30 mgCaCO₃/L; temperatura = 20 °C; condutividade elétrica = 72 µS/cm e pH = 7,5. Para proporcionar a variação do pH de coagulação correspondente a uma mesma dosagem de coagulante, Mendes (1989) utilizou ácido clorídrico ou hidróxido de sódio.

No diagrama da Figura 3.5, Mendes (1989), registrou a existência de duas regiões distintas, a Região A, com remoção de turbidez de 80%, para valores de pH_{coag} entre 4,6 e 5,0 e dosagens de sulfato de alumínio entre 8 e 12 mg/L e a região B, com remoção de turbidez de 95%, para valores de pH_{coag} entre 6,4 e 7,8 e dosagens de sulfato de alumínio entre 40 e 80 mg/L. Segundo esse pesquisador, a região A teve como principal mecanismo de coagulação o mecanismo de adsorção e neutralização de carga, enquanto na região B a coagulação ocorreu devido ao mecanismo da varredura.

Como pode ser observado na Figura 3.5, a interpretação de dados de coagulação pode ser melhor entendida pelo uso de curvas de mesma turbidez remanescente, expressa em porcentagem da turbidez inicial.

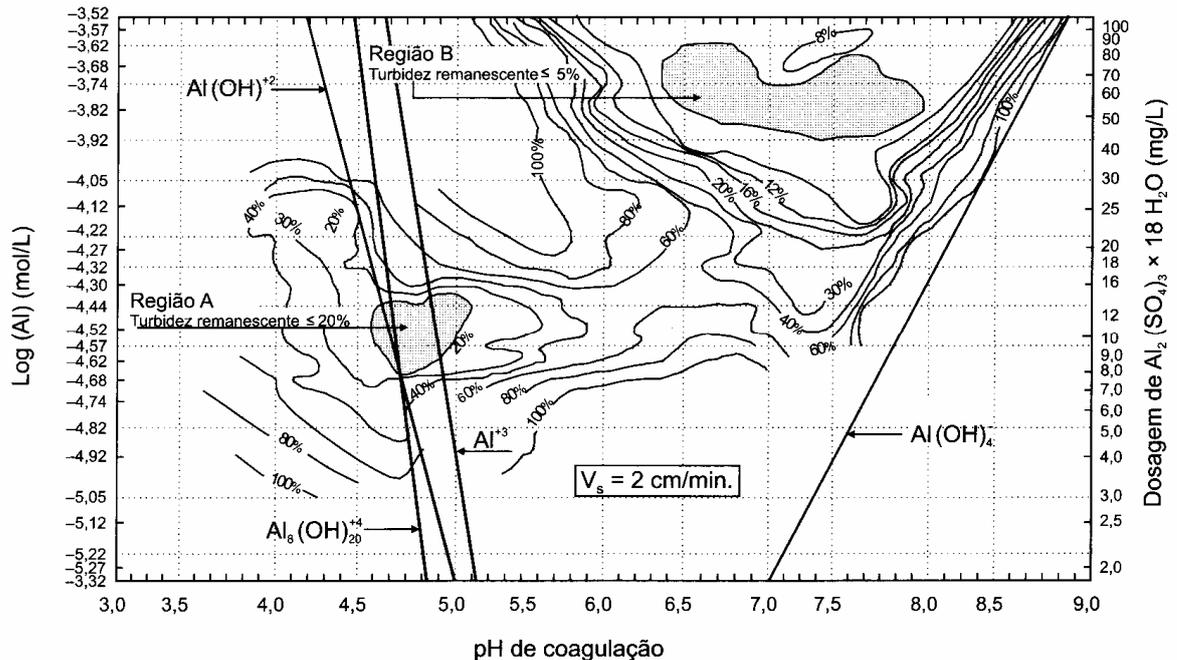


Figura 3.5: Diagrama de coagulação do alumínio – turbidez remanescente em função da dosagem de sulfato de alumínio e do pH de coagulação. Fonte: Mendes (1989)

Di Bernardo e Dantas (2005) enfatizaram que quando a coagulação é realizada para posterior floculação e remoção dos flocos por sedimentação ou flotação, o mecanismo da varredura é, sem dúvida, o mais apropriado, pois a remoção é significativamente maior que aquela obtida com o mecanismo de adsorção e neutralização de carga.

3.2.1.2 Remoção de Cor

A cor presente nos corpos de águas naturais é devida, principalmente, a decomposição de matéria orgânica tanto de origem vegetal quanto de origem animal, que formam as substâncias húmicas.

Os mecanismos de desestabilização de matérias húmicas ainda não são tão esclarecidos quanto os que governam a desestabilização de partículas de turbidez. Supõe-se que ocorra a neutralização de grupos de moléculas de substâncias húmicas carregadas negativamente, através de interações químicas com espécies de alumínio carregadas positivamente. Assim, a maior parte dos pesquisadores

acredita que as interações entre as substâncias húmicas e o coagulante são muito mais de natureza química do que física (COSTA, 1992).

Mendes (1989) estudou uma água preparada em laboratório, a partir de água destilada, substâncias húmicas e caulinita, com as seguintes características: cor verdadeira = 100 uC; cor aparente = 130 uC; turbidez = 5 uT; alcalinidade = 40 mgCaCO₃/L; pH = 7,5 e temperatura = 25 °C. Os ensaios foram realizados com os seguintes parâmetros físicos: gradiente de mistura rápida ($G_{mr} = 600 \text{ s}^{-1}$); tempo de mistura rápida ($T_{mr} = 10 \text{ s}$); gradiente de floculação ($G_f = 10 \text{ s}^{-1}$); tempo de floculação ($T_f = 40 \text{ min}$) e velocidade de sedimentação ($V_s = 1 \text{ cm/min}$).

Com a água preparada em laboratório, Mendes (1989) construiu o diagrama de coagulação apresentado na Figura 3.6, o qual permitiu ao pesquisador verificar que na região A, a remoção de cor por sedimentação foi bem menor ($\geq 60\%$) que a obtida na região B ($\geq 90\%$) ou C ($\geq 80\%$).

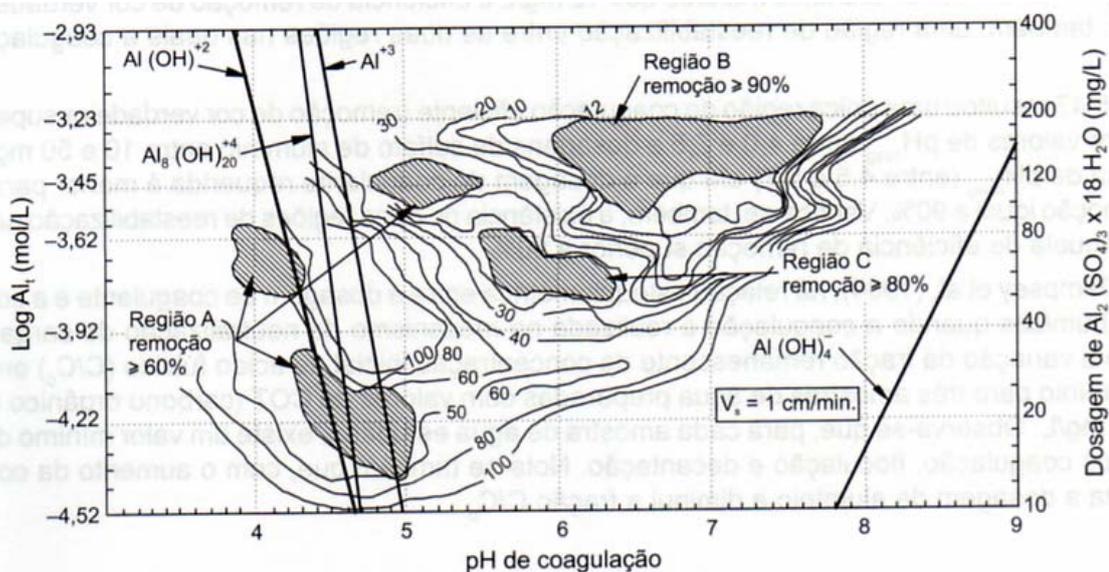


Figura 3.6: Diagrama de coagulação do alumínio – cor verdadeira em função da dosagem de sulfato de alumínio e do pH de coagulação. Fonte: Mendes (1989)

Di Bernardo e Dantas (2005) relatam então que a coagulação de substâncias húmicas tem sido creditada a dois mecanismos principais, em função do pH de coagulação. Na faixa de pH de 6,0 a 8,0, região em que há predominância do precipitado de alumínio, a remoção ocorre por adsorção das substâncias húmicas no precipitado. Quando o pH de coagulação encontra-se na faixa de 4,0 a 5,5 tem sido assumido que as substâncias húmicas são neutralizadas pelas espécies hidrolisadas positivas de alumínio, causando a precipitação das substâncias húmicas.

3.2.1.3 Remoção de Algas

A remoção das algas, bem como seus produtos metabólicos, através dos processos de tratamento da água tem sido um grande problema, especialmente quando o manancial apresenta um aumento da produção de algas ocasionado, em muitos casos, pela eutrofização dos corpos de águas.

De acordo com Benhardt e Clasen (1994) a remoção de bactérias e microalgas por coagulação, floculação e filtração, é governada pelos mesmos princípios que a remoção de partículas coloidais e em suspensão, independentemente da natureza orgânica ou inorgânica de cada um desses grupos. Em outras palavras, diatomáceas, clorofíceas e cianobactérias podem ser desestabilizadas e floculadas de acordo com os mesmos mecanismos que atuam no caso de partículas inorgânicas.

Entretanto, a coagulação das algas é mais complexa por causa da grande variedade morfológica e morfométrica das mesmas. Benhardt e Clasen (1991) relataram que, ao passo que microalgas que são mais ou menos esféricas e com superfícies suaves podem ser desestabilizadas pelo mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, microalgas não esféricas, grandes ou filamentosas, necessitam de grandes dosagens de coagulante, resultando na predominância do mecanismo da varredura.

Considerando que há diferentes mecanismos e eficiências de remoção quando são consideradas as características de cada espécie de fitoplâncton, Benhardt e Clasen (1994), em um experimento com águas contendo alta concentração de algas, verificaram que diatomáceas grandes como *Asterionella formosa* ou *Fragilaria crotonensis* são completamente removidas no tratamento convencional. De modo contrário, foi observada uma baixa remoção das algas pequenas, em particular os fitoflagelados.

Em uma experiência com o tratamento de água do reservatório Wahnbach, localizado na Alemanha ocidental, Benhardt e Clasen (1994) mostraram que algas da espécie *Cryptomonas* sp não foram removidas em mais de 60% mesmo com a adição de polieletrólito aniônico. Também apenas 50% de criptofíceas *Rhodomonas* sp foi removida. Outra espécie de fitoflagelados, a dinofíceas *Gymnodinium* sp, não foi removida em sua totalidade. Já os ciliados são removidos na faixa de 50-90%.

Usando sais de ferro como coagulante, Borchardt e O'Melia (*apud* BERNHARDT e CLASEN, 1994), investigaram a filtrabilidade das clorofíceas *Scenedesmus* sp e *Ankistrodesmus* sp juntamente com a cianobactéria *Anabaena* sp em um filtro teste com 60 cm de areia (0,3-0,5 mm). Os testes foram realizados usando taxas de filtração de 0,5 a 5,0 m/h. Apenas 20 a 50% das espécies examinadas ficaram retidas, a totalidade da remoção foi ineficiente. Sem a adição de sais de ferro a remoção foi de 10%.

Outros problemas relatados por Benhardt e Clasen (1991), podem surgir com a combinação da presença de algas com células grandes (*Melosira italica* e *Asterionella formosa*) e algas pequenas como muitas cianofíceas. Em primeiro instante as algas retêm-se nos filtros, o que levou a uma rápida colmatção dos mesmos. Já as algas pequenas são muito difíceis de serem removidas, pois são menores que os espaços entre os grãos de areia dos filtros ou por não se desestabilizarem satisfatoriamente.

Bernhardt e Clasen (1994) também estudaram a coagulação-floculação da cianofícea *Synechocystis minuscula* empregando sulfato de alumínio como coagulante. Tais algas possuem tamanho médio de 6 μm e foram cultivadas em meio de cultura, resultando uma concentração máxima de 10^7 células/mL na fase estacionária. Após a adição de coagulante e realizada a mistura rápida (20 s) foram coletadas amostras de água coagulada para realização de observações microscópicas. Os ensaios foram executados com água contendo concentração de algas de 10^7 células/mL e variando pH de 4 a 6.

Os resultados dos experimentos de Bernhardt e Clasen (1994) mostraram que as células de *Synechocystis minuscula* não são neutralizadas com um pH de 4,0, sendo esse valor de pH inadequado para o início da formação das espécies hidrolisadas de alumínio, que são carregadas positivamente. Ajustando o pH em 5,0, os autores verificaram que os complexos hidrolisados de alumínio eram adsorvidos pelas superfícies das células e neutralizava a carga negativa das células de microalgas. No pH de 5,0 e com uma dosagem excessiva de alumínio ocorreu à reversão de cargas, mas a restabilização da suspensão de microalgas não foi observada. A transição da coagulação por adsorção e neutralização de cargas para a varredura, tornou-se mais aparente em pH próximo de 6,0, e para valores maiores de pH a

varredura progressivamente predominava sobre a adsorção e neutralização de cargas.

Centurione Filho (2002) em um estudo utilizando água preparada em laboratório com elevada concentração de algas do gênero *Chlorella* sp em suspensão, na ordem de 10^8 indivíduos/mL, com as seguintes características: cor verdadeira = 77 a 101 uC; turbidez = 40 - 58 uT; pH = 7,60 a 7,89; alcalinidade = 34 - 46 mgCaCO₃/L, utilizou um equipamento tipo floteste para construção de diagramas de coagulação e avaliação da remoção de algas. O autor traçou curvas de mesma concentração de algas, conforme pode ser observado na Figura 3.7.

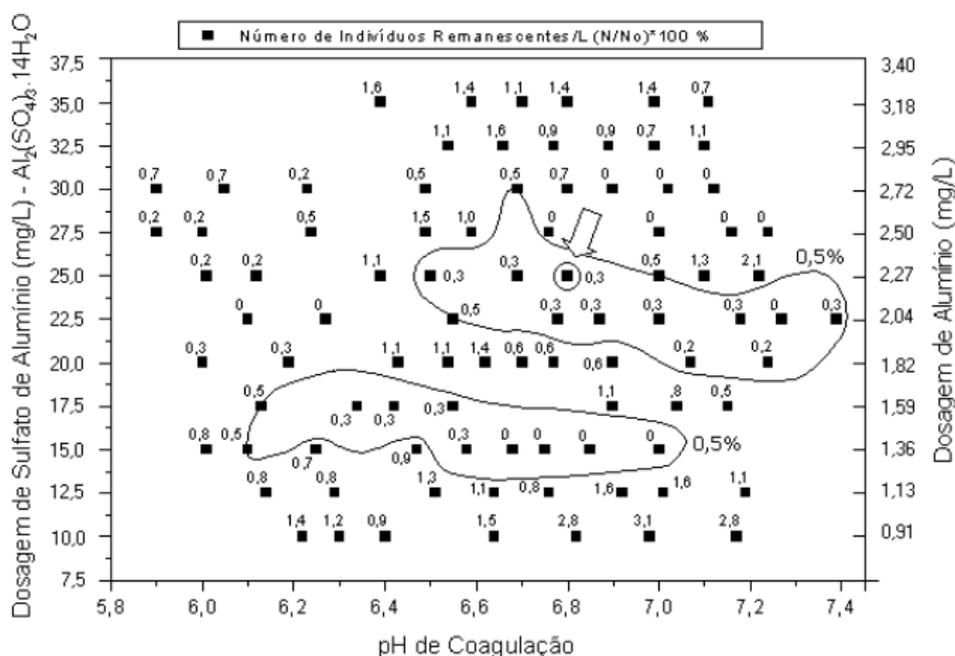


Figura 3.7: Diagrama de coagulação para remoção de algas por flotação ($V_a = 10$ cm/min). Fonte: Centurione Filho (2002).

Centurione Filho (2002) também estudou a influência de diversos parâmetros de coagulação, da mistura rápida e da floculação visando a remoção de fitoplâncton total, da ordem de 10^5 indivíduos/mL, de uma água natural do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), através da flotação por ar dissolvido e filtração em areia, em escala de bancada. A água natural em estudo apresentava as seguintes características: turbidez = 9,0 uT; cor verdadeira = 26 uC; alcalinidade = 71 mgCaCO₃/L; condutividade elétrica = 447 μ S/cm e pH = 7,96. No estudo foi utilizada uma dosagem de sulfato de alumínio de 50 mg/L para pH de coagulação de 7,0 e 4,5 mg/L de ácido clorídrico aplicado antes do coagulante, devido à alta alcalinidade

A filtração lenta constitui um processo de tratamento de água que não realiza a coagulação química, usando principalmente da atividade biológica de microrganismos que se formam na parte superior da camada de areia dos filtros. Nessa pequena camada, de poucos centímetros de espessura, ocorre a retenção da maior parte das impurezas da água em processo de tratamento.

A filtração direta é aquela que ocorre após a coagulação química da água a ser tratada, pode acontecer em três modalidades, conforme o fluxo da água: descendente, ascendente e dupla filtração. Segundo Campos, Reali e Daniel (2001), quando a água do manancial escolhido para o abastecimento apresentar a qualidade adequada, e sem variação significativa da mesma ao longo do ano é possível adoção de sistemas simplificados de filtração direta da água. A Tabela 3.1 apresenta os parâmetros de qualidade da água recomendados para a tecnologia de tratamento por filtração direta.

Tabela 3.1: Parâmetros de qualidade da água bruta sugerida para tecnologia de filtração direta. Fonte: Di Bernardo (2003).

Características da Água Bruta	Tecnologia de Tratamento			
	Filtração Direta Descendente	Filtração Direta Ascendente	Dupla Filtração	
			FAAG FRD – areia ou CD	FAP FRD – areia ou CD
Turbidez (uT)	90% ≤ 10	90% ≤ 10	90% ≤ 50	90% ≤ 100
	95% ≤ 25	95% ≤ 25	95% ≤ 100	95% ≤ 150
	100% ≤ 100	100% ≤ 100	100% ≤ 150	100% ≤ 200
Cor Verdadeira (uC)	90% ≤ 20	90% ≤ 20	90% ≤ 50	90% ≤ 50
	95% ≤ 25	95% ≤ 25	95% ≤ 75	95% ≤ 75
	100% ≤ 50	100% ≤ 50	100% ≤ 100	100% ≤ 100
Sólidos em Suspensão (mg/L)	95% ≤ 25	95% ≤ 25	95% ≤ 100	95% ≤ 150
	100% ≤ 100	100% ≤ 100	100% ≤ 150	100% ≤ 200
Coliformes totais (NMP/100 ml)	1000	1000	5000	5000
<i>E. Coli</i> (NMP/100 ml)	500	500	1000	1000
Densidade de algas (UPA/ ml)	500	500	1000	1000

Legenda: FAAG – Filtração ascendente em areia grossa; FAP – Filtração ascendente em pedregulho
FRD – Filtração rápida descendente; CD – Camada dupla de areia e antracito.

No tratamento em ciclo completo a água é submetida às etapas de coagulação, floculação, sedimentação e filtração, antes de ir para a rede de distribuição. Em alguns arranjos a sedimentação é substituída pela flotação.

3.3.1 Tratamento em Ciclo Completo por Sedimentação

A Figura 3.9 apresenta uma ETA em ciclo completo por sedimentação. A sedimentação é uma operação física em que partículas suspensas com densidade superior ao meio líquido apresentam movimento descendente devido à ação da gravidade. O principal objetivo da sedimentação é produzir um efluente clarificado, mas também é necessário produzir um lodo adensado, apresentando concentrações de sólidos que possam ser facilmente manuseadas e tratadas (Von SPERLING, 1996).

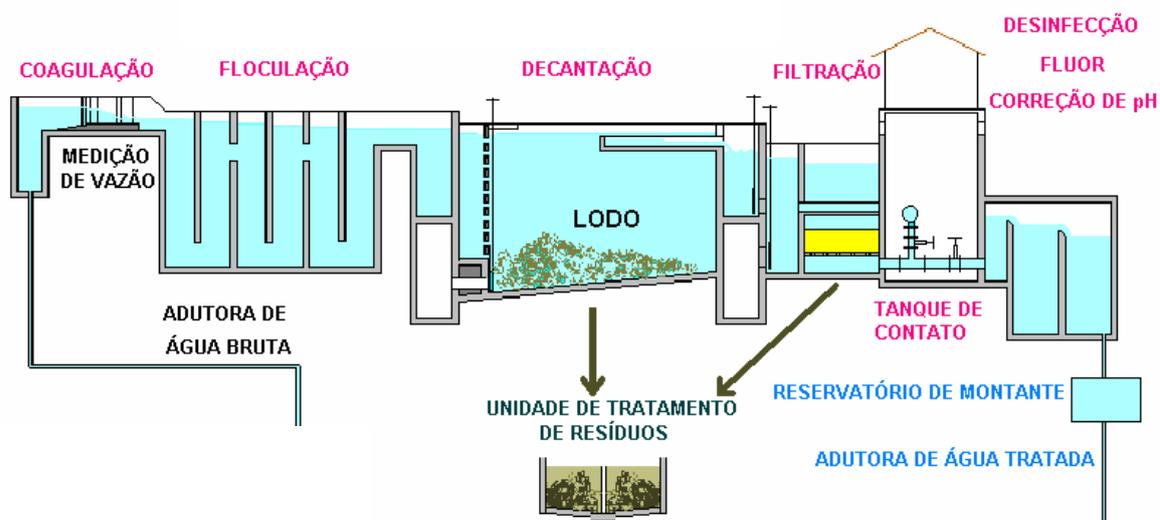


Figura 3.9: Sistema de tratamento de água em ciclo completo utilizando a sedimentação. Fonte: Costa (2003).

Os primeiros estudos no intuito de aplicar essa técnica no tratamento da água datam do início século XX, sendo indicada para águas que apresentam elevada turbidez e que contenham poucas partículas com densidade baixa, como é o caso das algas (OLIVEIRA, 2005). Existem vários tipos distintos de sedimentação, sendo a sedimentação floculenta, a que predomina no tratamento de água. A sedimentação

floculenta é aquela em que as partículas aglomeram-se à medida que sedimentam e, portanto, têm suas características (forma, tamanho e densidade) alteradas.

A teoria da sedimentação baseia-se no fato de que qualquer partícula não coloidal, suspensa em um meio líquido em repouso de menor massa específica, será acelerada pela ação da gravidade até que as forças de resistência viscosa e de deformação do líquido sejam iguais à resultante do peso efetivo da partícula, conforme Figura 3.10. A partir desse momento, a velocidade descendente será constante e é denominada de velocidade de sedimentação (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

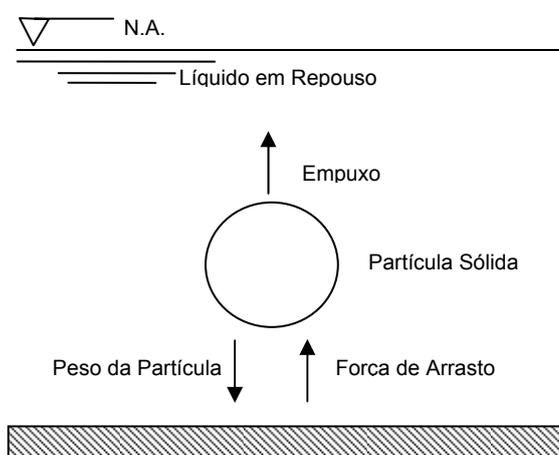


Figura 3.10: Forças atuantes em uma partícula sólida durante a sedimentação. Fonte: Di Bernardo e Dantas (2005).

Pesquisadores como Stokes e Newton, no intuito de facilitar o entendimento da sedimentação, propuseram equações que correlacionam essas forças atuantes na partícula. Porém, apesar das equações sugeridas serem consistentes do ponto de vista teórico, não forneceu parâmetros para serem usados no tratamento de água, pois tais equações se baseiam no movimento de partículas discretas, que são aquelas que cuja forma, a densidade ou o tamanho não são alterados durante a sedimentação, ou seja, o movimento de uma partícula não interfere no movimento da outra durante todo o processo de sedimentação (OLIVEIRA, 2005).

Entretanto, no tratamento de água, verifica-se que as partículas não se caracterizam como discretas, mas sim como floculentas. Essas partículas aglomeram-se formando flocos que tendem a crescer de tamanho à medida que sedimentam. Devido ao aumento dos tamanhos, as partículas têm sua velocidade de sedimentação maior e crescente. Conforme (OLIVEIRA, 2005) ressalta-se que a

velocidade de sedimentação é função da qualidade da água bruta, das características químicas da coagulação e dos parâmetros físicos da floculação.

O conhecimento da velocidade de sedimentação da partícula, que determina a taxa de aplicação superficial (TAS), é de fundamental importância, pois é o principal parâmetro de projeto do decantador. A velocidade de sedimentação pode variar consideravelmente com o tipo de coagulante empregado, com as condições de floculação e com a natureza de material em suspensão presente na água bruta (OLIVEIRA, 2005).

Desta forma a eficiência da sedimentação pode ser comprometida com a ocorrência de aumentos súbitos da quantidade de material em suspensão na água a ser tratada, pois esse aumento leva a uma maior quantidade de flocos que, por sua vez, pode gerar a necessidade de realização de descargas de lodo em tempos menores. Estes podem ser retirados de forma contínua ou periódica, manual ou mecânica.

3.3.2 Tratamento em Ciclo Completo por Flotação

Nos últimos anos, tem crescido significativamente o número de ETAs projetadas de forma a contar com unidades de Flotação por ar Dissolvido (FAD) em substituição dos decantadores. A Figura 3.11 mostra todas as etapas do tratamento da água em ciclo completo, tendo a FAD como unidade de separação sólido-líquido.

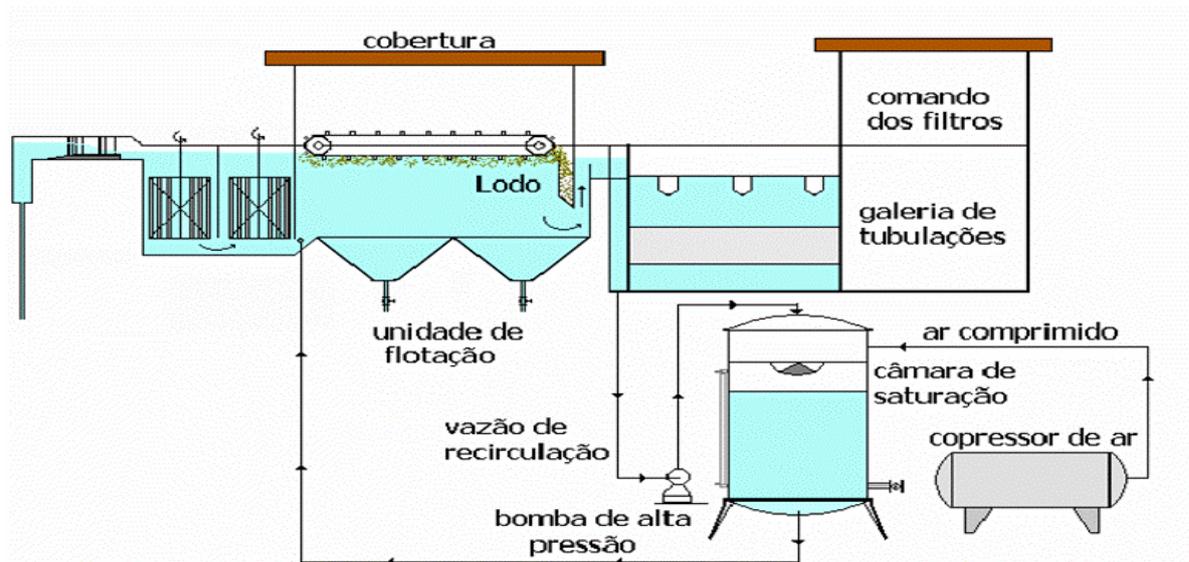


Figura 3.11: Sistema de tratamento de água em ciclo completo utilizando a flotação por ar dissolvido. Fonte: Campos; Reali e Daniel (2001), modificado por Costa (2003).

A flotação é um processo usado para separar partículas sólidas de uma fase líquida. A separação é feita por meio da introdução de microbolhas de gás (geralmente ar) na água, que se aderem à superfície das partículas, aumentando seu empuxo, provocando a ascensão das mesmas em direção a superfície da fase líquida, formando o lodo flotado.

Há muito tempo empregada na indústria da mineração para beneficiamento de minérios, a flotação teve seu uso ampliado para área de saneamento ambiental no início do século passado. Na década de 50, passou a ser utilizado no tratamento de águas residuárias. Somente a partir dos anos 60, começaram pesquisas e aplicações da flotação para tratamento de água para abastecimento (CAMPOS; REALI e DANIEL, 2001).

Existem três tipos de FAD, que são diferenciadas de acordo com a forma de geração de bolhas, sendo eles, flotação a vácuo, microflotação e flotação pressurizada. Na flotação pressurizada o ar é dissolvido na água sob pressão, podendo apresentar-se em três processos básicos: com pressurização total do afluente, pressurização parcial do afluente e pressurização de parte do efluente recirculado. Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), para o tratamento de água que requerem a formação de flocos frágeis, o sistema com pressurização da recirculação tem sido mais recomendado.

A flotação também requer que a água seja previamente coagulada e floculada. Entretanto, a faixa de tamanho dos flocos requeridos para bom desempenho da flotação é menor que aquela exigida pela sedimentação. Assim, as unidades de floculação que antecedem os floculadores são menores, podendo ser projetadas com tempo de detenção na faixa de 8 a 25 minutos, bem inferior à faixa exigida pelos floculadores que antecedem os decantadores (25 a 45 min). Além disso, as unidades de FAD, dependendo da qualidade da água, podem também requerer menores dosagens de coagulantes, resultando em diminuição de custos para o sistema, que pode ser usada para compensar o gasto de energia adicional que se tem no processo de geração de microbolhas (CAMPOS; REALI e DANIEL, 2001).

A geração de microbolhas é realizada no interior da câmara de saturação que recebe uma parcela da vazão efluente, a qual é pressurizada. Na entrada do flotor, a recirculação saturada, proveniente da câmara de saturação, é despressurizada em dispositivos e misturada à suspensão que sai dos floculadores. Ao ser bruscamente despressurizada, a massa de água saturada libera o ar anteriormente dissolvido, na forma de minúsculas bolhas de ar, que ao colidir com os flocos promoverão a flotação dos mesmos (CAMPOS; REALI e DANIEL, 2001).

3.3.3 Vantagens e Desvantagens da Sedimentação e da Flotação

A flotação tem sido freqüentemente aplicada em novas estações de tratamento, sendo bastante efetivo para águas contendo altas concentrações de algas e cor verdadeira e baixa turbidez. A Tabela 3.2 apresenta as vantagens do processo de flotação em relação à sedimentação e, conforme Campos, Reali e Daniel (2001).

Tabela 3.2: Comparação entre a flotação e a sedimentação. Fonte: Campos; Reali e Daniel (2001).

Sedimentação	Flotação
• Requer flocos de tamanho maior	• Requer flocos de tamanho menor
• Dosagens maiores	• Dosagens menores
• Maior tempo de floculação (Tf)	• Menor tempo de floculação (Tf)
• Maior área de floculação	• Menor Área de floculação
• nº de compartimentos maior	• nº de compartimentos menor
• Maiores áreas de implantação	• Menor área de implantação
• Unidades descobertas	• Cobertura das unidades
• Economia de equipamentos geradores de microbolhas	• Equipamentos para geração das microbolhas
• Operação menos delicada	• Atenção maior na operação
	• Oxidação de metais

3.4 Algas

A comunidade fitoplanctônica é constituída por organismos unicelulares ou organizados em filamentos e colônias, que podem apresentar algum movimento em função de estruturas locomotoras como flagelos, mas estão sujeitos à dinâmica da coluna d'água. Estes organismos são dotados de pigmentos fotossintetizantes, como a clorofila-a e outros pigmentos acessórios, como as ficobilinas, sendo autotróficos e, por isto, constituindo-se no primeiro elo das teias alimentares aquáticas (DIAS; OLIVEIRA, 2005).

É importante ressaltar que estes organismos, embora microscópicos, possuem densidade pelo menos ligeiramente superior a da água e, por este motivo, apresentam adaptações que impedem ou reduzem seu afundamento. Todas as espécies autotróficas armazenam algum tipo de amido como material de reserva, podem ou não possuir flagelos e apresentam uma parede celular composta por diferentes substâncias como: celulose, sílica, carbonato de cálcio, dentre outros (FERNANDES *et al*, 2005).

A composição fitoplanctônica geralmente está incluída em três classes de tamanho: picoplâncton (0,2 - 2 μm), nanoplâncton (2 - 20 μm) e microplâncton (20 - 200 μm); mas pode haver espécies maiores (DIAS; OLIVEIRA, 2005). As microalgas que constituem o fitoplâncton representam a base da cadeia trófica em vários corpos de água lânticos, embora as macrófitas aquáticas possam superar sua contribuição para a produtividade primária, especialmente em ambientes rasos, formando maior quantidade de matéria orgânica a ser disponibilizada no sistema. Além das macrófitas, outro compartimento que pode desempenhar importante papel como gerador primário de matéria orgânica é o perifíton. Esta comunidade compreende microrganismos microscópicos fotossintetizantes aderidos ou intimamente relacionados a algum substrato (rocha, sedimento, vegetal, animal). Ocorre principalmente em ambientes rasos e ou transparentes, nos quais a luz incidente atinge uma grande área de fundo (FERNANDES *et al*, 2005).

O sucesso no crescimento de muitas espécies dependem da habilidade que esta tem de capturar os recursos disponíveis (nutrientes), utilizando-os eficientemente e minimizando as perdas. Muitas vezes uma ou duas espécies passam a crescer

intensamente, localizando-se preferencialmente na superfície da água, formando uma densa camada de células com vários centímetros de profundidade, fenômeno este chamado de floração (OLIVER; GANF, 2000). As florações podem causar impactos nos ecossistemas aquáticos como depleção de oxigênio devido à respiração pela própria alga ou durante a decomposição de suas células pelas bactérias, que consomem o oxigênio da água e também por impedir a penetração da luz abaixo da superfície (FERNANDES *et al*, 2005).

3.4.1 Fatores de Crescimento do Fitoplâncton

Os organismos fitoplanctônicos apresentam várias adaptações às condições abióticas e bióticas do ambiente aquático, com o intuito de viabilizar sua sobrevivência e crescimento que permitam o acréscimo da população. Há vários fatores bióticos e abióticos que podem tornar-se limitantes do crescimento, e os principais serão brevemente descritos.

3.4.1.1 Luz

As plantas verdes, algas e algumas bactérias absorvem luz e assimilam sua energia pela fotossíntese, mas nem toda a luz que incide sobre a superfície da Terra pode ser utilizada desta maneira. A luz consiste de um espectro de comprimentos de onda que percebemos como as diferentes cores. Porém, a luz visível representa apenas pequena parte do espectro de radiação eletromagnética, que se estende desde raios gama (comprimentos de ondas mais curtos) até ondas de rádio (os mais longos). A parte visível do espectro, que corresponde aos comprimentos de ondas de luz adequada para a fotossíntese, varia entre 400 nm (violeta) e 700 nm (vermelho). Este intervalo é chamado de região fotossinteticamente ativa - RFA (RICKLEFS, 2003).

A absorção da luz pela água limita a profundidade em que os organismos aquáticos fotossintetizadores podem existir. Segundo Payne (1986) a intensidade da luz

diminui logaritmicamente com a profundidade. A profundidade em que a luz penetra, entretanto, é variável e depende da quantidade do material em suspensão na água, incluindo as próprias algas. A profundidade da zona eufótica pode variar de alguns centímetros a 50 m ou mais.

3.4.1.2 Calor e Temperatura

A maior parte da radiação solar absorvida pela água, solo, plantas e animais é convertida em calor. Devido ao elevado calor específico da água, as flutuações da temperatura observadas são menos acentuadas que no ar. A radiação é fortemente absorvida nos primeiros metros da coluna de água, transformando-se em energia calórica. Em torno de 50 - 80% da radiação que chega a superfície da água é transformada em calor logo no primeiro metro de água (RICKLEFS, 2003).

O calor e suas variações são importantes na regulação da taxa de reações químicas dos processos biológicos como a fotossíntese e a respiração, e para o estabelecimento de estratificação térmica, com grande influência na densidade e na ressuspensão dos nutrientes em uma massa d'água (FERNANDES *et al*, 2005).

3.4.1.3 Nutrientes

Os nutrientes de maior importância para o fitoplâncton são os compostos de nitrogênio, fósforo e sílica. Os fosfatos e nitratos são consumidos com rapidez na parte superior dos lagos durante os períodos de florescimento intensos de fitoplâncton enquanto, no fundo, há maior concentração desses ânions devido à decomposição da matéria orgânica e sua liberação a partir dos sedimentos, especialmente em condições anóxicas. Algumas algas necessitam de sílica, tais como as diatomáceas, como nutrientes cujo desenvolvimento guarda estreita relação com a disponibilidade deste nutriente (FERNANDES *et al*, 2005).

3.4.1.4 Oxigênio e Gás Carbônico

O oxigênio e o gás carbônico podem ser discutidos conjuntamente, pois estão intimamente relacionados pelos processos da fotossíntese e respiração. A principal fonte de O_2 e CO_2 para os ambientes aquáticos é a atmosfera e quantidades adicionais de CO_2 são produzidos a partir de carbono orgânico pela respiração de animais e bactérias no sedimento, e de O_2 pela fotólise da água durante a fotossíntese no epilímnio (FERNANDES *et al*, 2005). Os carbonatos podem também constituir fonte de carbono inorgânico para as algas.

O oxigênio participa de várias reações químicas e biológicas importantes, sendo continuamente consumido na respiração por plantas, animais e bactérias, mas produzido na fotossíntese apenas quando a luz e os nutrientes estão disponíveis. O aporte excessivo de matéria orgânica pode causar severas alterações no balanço e, em consequência, modificações na comunidade aquática (FERNANDES *et al*, 2005).

As concentrações de CO_2 na água normalmente mostram relação inversa às de O_2 , mesmo o CO_2 sendo cerca de trinta vezes mais solúvel, e por isso é mais abundante na água.

O fator ambiental mais importante na regulação de O_2 e CO_2 na água é a temperatura que influencia diretamente na solubilidade destes gases, mas outros componentes como fotossíntese, respiração, oxidações, pressão atmosférica e altitude também interferem em suas concentrações (FERNANDES *et al*, 2005).

3.4.2 Influência das Algas no Tratamento da Água

São vários os problemas operacionais decorrentes da presença de algas na água bruta aduzida as estações de tratamento. Segundo Di Bernardo (1995) dentre os principais problemas, destacam-se: dificuldade de coagulação e floculação; baixa eficiência no processo de sedimentação; colmatação dos filtros e aumento da necessidade de produtos para desinfecção.

O conhecimento do tratamento da água de diferentes lagos tem mostrado que, em geral, que a estrutura morfológica das algas, muitas vezes, é o que influencia na eficiência do tratamento. Como exemplo disso pode-se citar a rápida colmatação dos filtros devido a algas grandes que apresentam bainha de mucilagem e a passagem de algas pequenas e móveis pelos poros do leito filtrante (BENHARDT; CLASEN 1991).

Quando há florescimento algal nos mananciais, notadamente em lagos, a vazão de água bruta afluente a estação de tratamento é diminuída, pois os flocos resultam leves e tendem a flotar nos decantadores e são carregados para os filtros, causando sua obstrução em pouco tempo de funcionamento (DI BERNADO, 1995).

Além dos impactos operacionais, a presença de algas na água de abastecimento pode desencadear outros problemas: sabor e odor, aumento dos residuais de coagulante, formação de trihalometanos, corrosão da tubulação, além produção de endotoxinas por algumas cianobactérias.

O sabor e o odor podem ser causados por algumas algas e seus subprodutos. A alga *Microcystis* sp, que normalmente apresenta um cheiro de grama ou capim, quando encontra-se em estado de decomposição pode apresentar forte cheiro de esgoto séptico (BRANCO, 1978).

Normalmente as algas possuem carga superficial negativa, desta forma, concorrem para aumento da dosagem de coagulante. Conforme a portaria do MS nº 518/2004, que estabelece padrão potabilidade para consumo humano, a valor máximo permitido do parâmetro alumínio é de 0,2 mg/L. Com isso adicionado-se maiores quantidades de sulfato de alumínio, o risco do residual de alumínio ser maior que o estabelecido pela portaria pode aumentar dependendo do pH de coagulação.

Algas filamentosas, como a cianobactéria *Oscillatoria rubescens* e a diatomácea *Melosira granulata*, requereram altas dosagens de coagulante para serem removidas satisfatoriamente na filtração após a floculação (BENHARDT; CLASEN 1991).

A cloração de algumas águas pode levar a formação de diversos produtos clorados, entre os quais os chamados trihalometanos (THM), que são substâncias potencialmente cancerígenas.

A presença de materiais orgânicos na rede de distribuição de água, entre os quais material orgânico intra e extracelular das microalgas, pode servir de substrato para o

desenvolvimento de bactérias que tem a capacidade de atacar alguns tipos de materiais constituintes dos tanques de reservação e das tubulações de distribuição de água (JASSENS E BUEKENS, 1993), da mesma forma pode contribuir para a deterioração da qualidade bacteriológica da água.

Uma grande preocupação devido à ocorrência de florações de cianobactérias, particularmente em mananciais voltados para o abastecimento de água para consumo humano, está no fato de que as cianobactérias são capazes de produzir endotoxinas que podem ser liberadas na água após a lise celular decorrente da fase de senescência, estresse celular ou uso de produtos químicos como o sulfato de cobre e o cloro (OLIVEIRA, 2005). Como o tratamento da água envolve processos que podem possibilitar a lise celular, diversos cuidados devem ser tomados quando água apresenta floração de cianobactérias.

Como pode ser constatado com o que foi exposto, são muitos os problemas operacionais e de deterioração da qualidade da água tratada decorrentes da presença de algas. Desta forma, um estudo que avalie a devida remoção destes microrganismos, bem como seus subprodutos é de extrema relevância.

3.4.3 Estudos comparativos sobre Remoção de Algas por Flotação e Sedimentação

Vlaski *et al.* (1996 *apud* AZEVEDO; BRANDÃO, 2003), por meio de experimentos em escala de bancada com cultura da cianobactéria da espécie *Microcystis aeruginosa*, compararam a eficiência da sedimentação e da flotação por ar dissolvido. Determinando um pH de coagulação de 8,0, sob condições de dosagem ótima de um sal de ferro, os autores relatam que o desempenho da sedimentação foi superior à da flotação, com eficiências de remoção de, respectivamente, 87% e 71%. No mesmo trabalho, o uso combinado de coagulante metálico com polieletrólito catiônico como auxiliar de floculação resultou em aumento significativo da eficiência de remoção dessas cianobactérias pelos dois processos, atingindo, em ambos os casos, remoções da ordem de 99%.

Os resultados obtidos por Vlaski *et al.* (1996) contradizem os resultados obtidos por Edzwald e Wingler (1990 *apud* AZEVEDO; BRANDÃO, 2003) e por Zabel (1985 *apud* AZEVEDO; BRANDÃO, 2003). A partir de experimentos utilizando culturas de uma clorofícea (*Chlorella vulgaris*) e de uma diatomácea (*Cyclotella* sp), Edzwald e Wingler (1990) relatam que, tanto em relação à turbidez remanescente quanto à remoção de microalgas, a flotação por ar dissolvido teve melhor eficiência (~99,9%) do que a sedimentação (~90%), principalmente a baixas temperaturas.

Em estudos posteriores, em escala piloto, ainda estudando a remoção de *M. aeruginosa*, Vlaski *et al.* (1997 *apud* AZEVEDO; BRANDÃO, 2003) voltam a relatar que a sedimentação foi superior à flotação por ar dissolvido em termos de remoção de turbidez e minimização dos residuais de ferro. Contudo, em relação à remoção de *Microcystis* sp, a flotação por ar dissolvido mostrou-se muito eficiente e apropriada, mesmo considerando as baixas dosagens de coagulante adicionadas. Enquanto que para a flotação por ar dissolvido a dosagem ótima de ferro variou de 7mgFe/L a 12 mgFe/L, para a sedimentação foram necessárias dosagens na faixa de 20 a 24 mgFe/L.

Oliveira (2005), em caráter preliminar, avaliou a eficiência dos processos de sedimentação e flotação para tratar águas com elevadas concentrações de células de *Cylindrospermopsis raciborskii*, através de experimentos em escala de bancada, com água do lago Paranoá inoculada com 10^6 células/mL, variando pH de 5,5 e 7,0. Para todos os experimentos, a água de estudo apresentou as seguintes características: pH em torno de 7,3; alcalinidade de 30 mgCaCO₃/L; turbidez aproximadamente de 15 uT. A autora concluiu que a sedimentação resultou em menor remoção quando comparada ao processo de flotação e que para ambos os processos o pH de coagulação de 5,5 foi o que promoveu maiores eficiências de remoção.

Lacerda; Marques e Brandão (1997) investigaram em escala de bancada, a influência da variação do pH de coagulação e do tempo de floculação para dosagens dentro e fora da faixa ótima, na FAD, tanto no mecanismo de adsorção e neutralização de cargas quanto na varredura. A água usada no estudo era proveniente do Lago Santa Maria, um dos principais mananciais do Distrito Federal, que apresenta baixa turbidez (2,0 a 4,0 uT), levemente ácida e baixo ter de salinidade. Os resultados mostraram que elevadas eficiências de remoção de

microalgas podem ser conseguidas com o uso da FAD, desde que se garantam as condições ideais de coagulação, principalmente em relação à dosagem de coagulante para um determinado valor de pH. Verificou-se, ainda, que tempos de floculação maiores parecem ser mais adequados para o tratamento por flotação seguido de filtração, tanto em termos de remoção de turbidez e microalgas, quanto na minimização dos residuais de alumínio e da perda de carga.

Teixeira e Rosa (2006) estudaram comparativamente os processos de sedimentação e FAD na remoção de células intactas de *Microcystis aeruginosa*, avaliando a eficiência desta remoção para cada processo. A água estudada apresentava as seguintes características: turbidez = 0,78 uT; pH = 6,4 e condutividade de 236 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Os resultados mostraram que a FAD foi mais eficiente na remoção de células de *M. aeruginosa*, tendo elevadas remoções de clorofila *a* (93 a 98%), usando uma taxa de recirculação baixa ($R = 8\%$) e baixas dosagens de coagulante, menor tempo de floculação, quando comparado com a sedimentação.

Nesse item foram apresentados alguns estudos comparativos sobre a remoção de algas por flotação e sedimentação. Nos estudos apresentados os autores não consideraram o diagrama de coagulação como uma ferramenta no auxílio de seus estudos por esse motivo o trabalho proposto pretende utilizar essa ferramenta para embasar melhor os estudos da sedimentação e da flotação, na remoção de turbidez e algas.

3.5 Bacia do Rio Santa Maria da Vitória

O rio Santa Maria da Vitória apresenta papel relevante para a população do estado do Espírito Santo, por ser um dos principais mananciais de abastecimento da Grande Vitória. Esse rio nasce no município de Santa Maria de Jetibá, percorre 122 km até desaguar na baía de Vitória, onde forma um delta, apresentando um desnível de aproximadamente 1.300 m entre a nascente e a foz. Seus principais afluentes são, pela margem esquerda, os rios Possmouser, Claro, São Luís, Bonito, da Prata e Timbuí e, pela margem direita, os rios Mangaraí, das Pedras, Caramuru, Duas Bocas, Triunfo, Jequitibá, Farinhas, Fumaça e São Miguel (HABTEC, 1997).

O rio Santa Maria foi convencionalmente dividido da seguinte forma (CSMJ, 1995):

- Alto Santa Maria da Vitória: da nascente até a represa de Rio Bonito;
- Médio Santa Maria da Vitória: deste ponto até a cidade de Santa Leopoldina;
- Baixo Santa Maria da Vitória: deste ponto até a foz.

Segundo Santos (1984), no alto Santa Maria tem sido desenvolvido extensamente o setor hortifrutigranjeiro, que vem contribuindo com o lançamento de agrotóxicos e fertilizantes na bacia. Além da prática de suinocultura, atividade altamente disseminada na região.

Observando as práticas de suinocultura adotadas em todo país verificou-se que é “uma atividade de baixo nível tecnológico, onde os efluentes costumam ser lançados diretamente nos cursos de água, elevando a DBO e eutrofizando as águas de pequenos cursos” (HABTEC, 1997). Segundo Christmann (1998, *apud* HABTEC, 1997) o poder poluente dos dejetos suínos, por unidade de volume, é de 10 a 12 vezes superior ao esgoto humano.

No médio curso, há uma barragem que forma o reservatório da usina hidrelétrica de Rio Bonito. O rio neste trecho atravessa uma zona de relevo acidentado, com presença de sulcos. Após esse trecho o rio é novamente barrado e tem parte de suas águas desviadas para um conduto subterrâneo de 1.800 m, que alimenta a casa de força da usina hidrelétrica de Suíça, situada fora da barragem. Neste ponto a água é devolvida ao rio Santa Maria após passar pelas turbinas (HABTEC, 1997).

Os trechos do rio Santa Maria da Vitória, compreendidos entre as Usinas Hidrelétricas Rio Bonito e Suíça e a jusante desta até a foz sofrem fortes oscilações diárias de vazão, devido aos procedimentos operacionais conjugados destas usinas, que reservam água durante o dia para turbiná-las nos horários de pico de demanda de energia (HABTEC, 1997).

Na cidade de Santa Leopoldina tem início o baixo curso, bem representado pela última corredeira do rio. Deste ponto até a foz, as Colinas e Maciços Costeiros dominam a paisagem, traduzindo-se em um relevo mais suave, até alcançar as planícies litorâneas fluviais e fluvio-marinhas (HABTEC, 1997).

No seu trecho final, o rio sofre a influência da cunha salina e apresenta suas margens com manguezais. Lança suas águas na baía de Vitória, onde deságuam

também o canal dos Escravos e os rios Bubu, Itanguá, Formate-Marinho e Aribiri (HABTEC, 1997).

A bacia do rio Santa Maria da Vitória engloba, no seu trecho superior e médio, os municípios de Santa Maria de Jetibá e Santa Leopoldina respectivamente e, na região baixa, parte dos municípios de Cariacica e Serra, sendo que neste último está localizada a estação de tratamento de água da Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN) que capta e trata a água utilizada para abastecimento dos municípios de Serra e Vitória.

Além da geração de energia e abastecimento humano, o rio também é utilizado para irrigação, lazer e pesca. Nos últimos anos, este ambiente vem sofrendo impactos de origem antrópicas que resultam no atual estado de degradação. Tais impactos referem-se ao lançamento e efluentes domésticos sem tratamento, de resíduos orgânicos provenientes de avicultura e suinocultura, além de resíduos de indústrias e despejo de lixo (MARTINS, 2006).

Schafer (1985, *apud* MARTINS, 2006) cita que as condições ocorridas no ambiente adjacente, ou seja, nas áreas de drenagem, refletem-se no rio, sejam relativas às características geomorfológicas, geológicas, edáficas e fitossociológicas da paisagem. Tal fato pode ser observado na bacia hidrográfica do rio Santa Maria, através da remoção da mata ciliar em alguns trechos, desmatamento de topos de morros, aração dos mesmos sem curvas de nível, uso de agrotóxicos e adubação orgânica para implantação agrícola. Tais práticas são bastante comuns, principalmente no município de Santa Maria de Jetibá.

4 METODOLOGIA

A parte experimental consistiu de ensaios em escala de bancada cujo principal objetivo foi avaliar comparativamente a remoção de algas fitoplanctônicas em dois diferentes processos de clarificação (sedimentação e flotação).

4.1 Equipamentos e Produtos Químicos

Os equipamentos utilizados durante a preparação e execução dos ensaios foram os seguintes:

- **Agitador Jarteste:** equipamento da marca Nova Ética, composto de seis jarros em acrílico transparente com dimensões de 115 x 115 mm, que utiliza um motor-agitador com rotação de até 600 rpm, gradiente de velocidade entre 10 e 2000 s⁻¹, controle de rotação por tacômetro digital, dispositivos para adição simultânea de produtos químicos (coagulantes, alcalinizante, acidulante) e extração simultânea de amostras (Figura 4.12);
- **Agitador Floteste:** equipamento da marca Nova Ética; constituído de uma câmara de pressurização, três jarros de coagulação-floculação-flotação/sedimentação em acrílico transparente com as mesmas dimensões dos jarros do jarteste, porém a base do jarro foi alterada de modo a permitir a introdução e distribuição uniforme de água saturada com ar. Utiliza o mesmo conjunto motor-agitador do jarteste e também apresenta dispositivos para adição simultânea de produtos químicos (coagulantes, alcalinizante, acidulante) e extração simultânea de amostras (Figura 4.13);
- **Compressor de Pistão:** modelo CSI 7,4/50 Bravo da marca Schulz, com reservatório de 50 L de ar, utilizado para pressurização da câmara de saturação do floteste (Figura 4.13);
- **Turbidímetro:** modelo 2100 P da Hach, utilizado para leitura de turbidez (Figura 4.14);
- **Espectrofotômetro:** para leituras de cor aparente da marca Hach;

- **Potenciômetro:** modelo UB-10 da Denver Instrument para leituras de pH (Figura 4.15);
- **Reservatório de Água:** tanque de fibra com tampa utilizado para armazenar água, com capacidade de 310 L (Figura 4.16);
- **Microscópio Óptico:** modelo CX 41 da Olympus, para análise qualitativa do fitoplâncton (Figura 4.17);
- **Microscópio Biológico Invertido:** modelo IMT-2 da Zeiss para análise qualitativa e quantitativa do fitoplâncton (Figura 4.18);
- **Câmara de sedimentação:** câmara utilizada nas leituras quantitativas de fitoplâncton, com colunas nos volumes de 5, 10 e 25 mL, conforme a necessidade da amostra (Figura 4.19);
- **Cronômetro Digital:** para medir os períodos de mistura rápida, floculação, velocidade de sedimentação e velocidade ascensional de flotação;
- **Vidrarias Diversas:** erlenmeyeres, balões volumétricos, provetas, pipetas e béqueres;

Os produtos químicos utilizados para execução dos ensaios foram os seguintes:

- **Lugol:** solução utilizada para fixação e preservação das amostras para análise quali-quantitativa do fitoplâncton;
- **Alcalinizante:** solução de hidróxido de sódio (NaOH), preparada a partir de uma solução com concentração a 5 N diluído em um balão de 1 L contendo água destilada, resultando uma solução com concentração de 0,1N;
- **Coagulante:** solução de sulfato de alumínio, preparada a partir do produto líquido comercial (densidade de 1,31 e concentração de 43,85 g de $\text{Al}_2(\text{SO}_4) \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ /L) e diluído em um balão de 1 L contendo água destilada, resultando em uma solução com 1% de coagulante.



Figura 4.12: Agitador Jarreste.



Figura 4.13: Agitador Floteste e Compressor.



Figura 4.14: Turbidímetro.



Figura 4.15: Potenciômetro.



Figura 4.16: Reservatório.



Figura 4.17: Microscópio Biológico Invertido.



Figura 4.18: Microscópio Óptico.

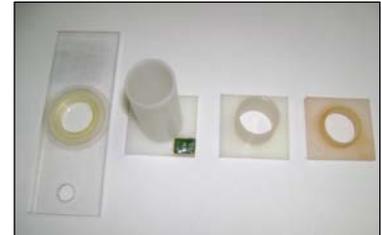


Figura 4.19: Câmara de Sedimentação.

4.2 Etapas do Trabalho

O trabalho foi realizado em três etapas:

ETAPA 1: Estudo dos Dados Operacionais da ETA 5 e Definição das Águas;

ETAPA 2: Realização de ensaios em laboratório para levantamento dos Diagramas de Coagulação para a sedimentação;

ETAPA 3: Realização de ensaios e réplicas nas condições estabelecidas pelos pontos escolhidos nos diagramas de coagulação para o estudo da remoção de turbidez e fitoplâncton através da sedimentação e da flotação, sendo que na flotação foi empregado o mesmo ponto selecionado no diagrama de coagulação para a sedimentação.

4.2.1 ETAPA 1: Estudo dos Dados Operacionais da ETA 5 e Definição das Águas

A água utilizada para o estudo da presente pesquisa foi do rio Santa Maria da Vitória o qual abastece a Estação de Tratamento de Água Eng^o Mario Pedrochi, também denominada ETA 5 localizada em Carapina no município de Serra/ES. A Figura 4.20 apresenta a localização do manancial estudado.

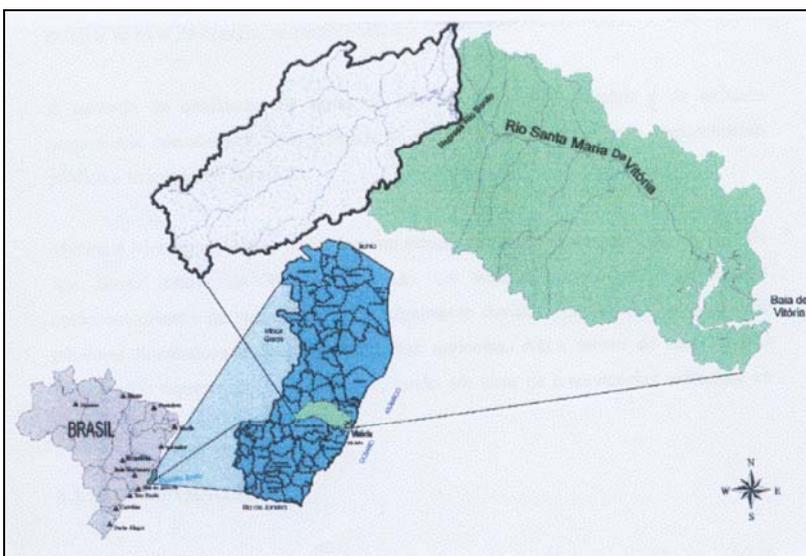


Figura 4.20: Mapa de localização do manancial estudado.

A captação da água bruta aduzida a ETA 5 ocorre na localidade de São José de Queimados, Fazenda Facuí, no município de Serra/ES. A água do manancial é desviada do curso do rio através de um canal, passa por um gradeamento para retirada de resíduos grosseiros como: vegetação, garrafas pet, entre outros, entrando no canal desarenador, formado por duas câmaras, para adensamento de areia e argila. Segue para uma galeria de adução com 5 km de comprimento e seção de 2,6 m de altura por 2,6m de largura, até chegar ao poço de sucção na elevatória de água bruta em Santa Maria. Da elevatória até Carapina a água é conduzida através de duas linhas de adução, uma com diâmetro de 1.200 mm e outra com diâmetro de 800 mm, numa extensão de 11.600 m, chegando ao distribuidor, onde começa a fase de tratamento. Após essa fase a água tratada é encaminhada para um reservatório enterrado com capacidade de 10.000m³ de onde é feito o bombeamento para a distribuição.

Atualmente a ETA trata uma vazão de 1900 L/s e atende a demanda de toda região do município de Serra, distrito de Praia Grande do município de Fundão, distrito industrial de CIVIT I e CIVIT II, zona norte de Vitória, além de fornecer água bruta para Companhia Siderúrgica de Tubarão (CST) e Companhia Vale do Rio Doce (CVRD).

A ETA está em operação desde 1983, funcionou com a tecnologia de filtração direta até janeiro de 2006, quando passou por uma ampliação e mudança de concepção de tratamento, operando atualmente como flotofiltração.

A mudança da tecnologia de tratamento foi necessária devido a grande variação de turbidez do manancial, chegando a ponto de ocorrerem paralisações do sistema em média vinte vezes ao ano. Com a tecnologia de filtração direta conseguia-se tratar a água com até 180 uT, acima deste patamar o processo de tratamento era paralisado. Com a implantação da nova tecnologia (floto-filtração), chegou-se a tratar uma turbidez de até 970 uT e não houve mais interrupção do processo desde a implantação da nova tecnologia (Cláudio Laranja, comunicação pessoal).

Para realização dessa etapa, o conhecimento das características da água que abastece a ETA 5 foi indispensável. Dessa forma, foram consultados os registros operacionais que forneceram informações sobre as variações da qualidade da água do manancial, em termos de turbidez, cor aparente, pH e alcalinidade, o que

possibilitou a escolha de amostras de água representativas de diferentes épocas do ano, após a realização dos estudos estatísticos. A metodologia utilizada para esses estudos foi a recomendada por Di Bernardo e Dantas (2005). Também foram obtidos dados climáticos de temperatura do ar e precipitação referentes ao período de janeiro de 2006 a fevereiro de 2007, através da estação meteorológica do INMET/Vitória-ES, fornecidos pelo SIAG/INCAPER.

Através do estudo dos registros de operação correspondentes ao período de julho de 2005 a julho de 2006 da água do manancial que abastece a ETA 5, pode-se definir três tipos de água, tendo sido adotado as seguintes denominações:

- Água Tipo 1, amostra de água correspondente a época de estiagem;
- Água Tipo 2, amostra de água representativa da época de chuva;
- Água Tipo 3, amostra de água representativa da época de chuvas críticas.

4.2.1.1 Ponto de Coleta e Armazenamento da Água

Para execução dos ensaios, com as águas Tipo 1, 2 e 3, foi coletado, na câmara de chegada da água bruta (Figura 4.21), na época correspondente à sua ocorrência, um volume de água bruta na ordem de 500 L, aproximadamente. A amostra foi coletada utilizando-se uma bomba de amostragem (Figura 4.21), que possui uma potência de $\frac{3}{4}$ cv e vazão de 2,0m³/h, que tem também a função de transferência da água bruta a ser analisada no laboratório da ETA.

A água bruta coletada foi acondicionada em bombonas de plástico fechadas e transportadas até o Laboratório de Saneamento, LABSAN/UFES. Simultaneamente, foi retirado 200 mL de água bruta que foi acondicionado em um frasco escuro contendo solução de lugol acético (APHA, 2005) para fixar e preservar as algas.



Figura 4.21: Tanque de chegada da água bruta e bomba de amostragem.

A água foi armazenada em um tanque de fibra de vidro com tampa (Figura 4.16) no LABSAN. Durante o tempo de realização dos ensaios o ar condicionado foi mantido ligado para manter a temperatura da água armazenada constante. No mesmo período, evitou-se a aeração excessiva para a homogeneização e retirada do volume necessário para a execução de cada ensaio.

4.2.2 ETAPA 2: Construção dos Diagramas de Coagulação

Os ensaios para a construção do Diagrama de Coagulação, semelhante ao proposto por Amirtharajah & Mills (1982) e intensamente utilizado por Di Bernardo (1993), foram realizados variando-se a dosagem de sulfato de alumínio em função do pH de coagulação, visando obter vários pontos definidos pelos pares de valores “pH de coagulação x dosagem de coagulante”, adicionando-se alcalinizante. Foram obtidos três diagramas um para cada tipo de água estudada. Na Tabela 4.3 são apresentados os parâmetros hidráulicos convenientemente fixados, para realização dos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação.

Tabela 4.3: Parâmetros hidráulicos utilizados nos ensaios da Etapa 2.

Parâmetros Hidráulicos	Valor
Tempo de mistura rápida (T_{mr})	20 s
Gradiente médio de velocidade de mistura rápida (G_{mr})	700 s^{-1}
Tempo de floculação (T_f)	20 min
Gradiente médio de velocidade de floculação (G_f)	15 s^{-1}
Velocidade de Sedimentação (V_s)	2 cm/min (TAS = $29 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)

Cada ponto marcado no gráfico foi caracterizado, então, por três parâmetros distintos:

- a) dosagem de coagulante;
- b) pH de coagulação;
- c) turbidez remanescente.

Assim, a partir do levantamento do maior número possível de pontos construíram-se as curvas de mesma turbidez remanescente. Na faixa de pH entre 6.0 a 8.0 que é a faixa de pH recomendada por Amirtharajah & Mills (1982) para ocorrer à precipitação do hidróxido de alumínio o que caracteriza o mecanismo de varredura.

4.2.2.1 Procedimento dos Ensaios

O procedimento dos ensaios para levantamento dos dados para construção do diagrama de coagulação segue recomendações de Di Bernardo; Di Bernardo e Centurione Filho (2002), e é descrito a seguir:

Passo 1: Caracterizar a água bruta, com a medição dos seguintes parâmetros: temperatura, turbidez, cor aparente, alcalinidade e pH;

Passo 2: Preparar as soluções de sulfato de alumínio a 1% e de hidróxido de sódio a 0,1N;

Passo 3: Encher os jarros com pequenas parcelas de água bruta até atingir o volume de 2 L em cada um deles;

Passo 4: Colocar os volumes correspondentes às dosagens dos produtos nos dispositivos para adição simultânea de produtos químicos do jarreste;

Passo 5: Colocar os recipientes de descarte e coleta de amostra de água decantada nas respectivas posições apropriadas do equipamento;

Passo 6: Acionar os agitadores e ajustar a rotação em 100 rpm;

Passo 7: Adicionar, conforme a necessidade de variação do pH, o alcalinizante (hidróxido de sódio), contido nas cubetas do suporte auxiliar;

Passo 8: Após o tempo de contato com o alcalinizante, ajustar a rotação correspondente ao gradiente de velocidade médio de mistura rápida (G_{mr}) estabelecido;

Passo 9: Adicionar aos jarros o volume preestabelecido do coagulante (sulfato de alumínio) contido nas cubetas do suporte frontal;

Passo 10: Reduzir a rotação do equipamento para o valor correspondente ao gradiente de velocidade médio de floculação (G_f), após o tempo de mistura rápida (T_{mr});

Passo 11: Paralisar o equipamento após o tempo de floculação (T_f);

Passo 12: Descartar por 2 s a água decantada e início da coleta das amostras para a velocidade de sedimentação (V_s) estabelecida.

4.2.2.2 Escolha dos Pontos

Após levantamento do diagrama de coagulação para a sedimentação foram escolhidos dois pontos definidos no diagrama de coagulação pela dosagem de coagulante em função do pH de coagulação.

Na escolha de tais pontos (pH de coagulação x dosagem de coagulante) levou-se em conta a remoção ótima da turbidez e uma remoção inferior à ótima, porém mais econômica. A Tabela 4.4 mostra a nomenclatura adotada pelos pontos escolhidos nos diagramas.

Tabela 4.4: Nomenclatura dos pontos escolhidos.

Diagrama de Coagulação	Pontos escolhidos
Água Tipo 1	Ponto 1
	Ponto 2
Água Tipo 2	Ponto 3
	Ponto 4
Água Tipo 3	Ponto 5
	Ponto 6

4.2.3 ETAPA 3: Realização de ensaios de sedimentação e de flotação

Águas similares àquelas, representativas de cada época e utilizadas para levantamento do diagrama de coagulação, (definidas como Tipos 1, 2 e 3) foram novamente coletadas e caracterizadas em termos físicos, químicos, microbiológicos e hidrobiológicos, conforme os parâmetros listados na Tabela 4.5. As metodologias utilizadas para as análises laboratoriais seguiram o preconizado pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20ª Edição (APHA, 2005).

Tabela 4.5: Parâmetros utilizados na caracterização de cada água bruta estudada.

Parâmetros	Método*
Cor Aparente (uC)	Espectrofotométrico
Cor Real (uC)	Espectrofotométrico
pH	Potenciométrico
Turbidez	Nefelométrico
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	Titulométrico (HCl – 0,01N)
Nitrato (mg/L)	Coluna redutora de cádmio
Nitrito (mg/L)	Coluna redutora de cádmio
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	Sólidos totais dissolvidos a 180°C
Fósforo Total (mg/L)	Método do ácido Ascórbico pela oxidação em meio ácido
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Eletrodo-membrana
DQO (mg/L)	Oxidação por dicromato de potássio em meio ácido
Coli Total (NMP/100mL)	Substrato cromo-fluorogênico
Coli Termo (NMP/100mL)	Tubos Múltiplos
Clorofila a (µg/L)	Extração com clorofórmio-metanol com medição de adsorção em $\lambda = 750$ e $\lambda = 665$

(*) APHA (2005)

A partir dos pontos escolhidos nos diagramas de coagulação para a sedimentação, foram realizados ensaios no jarreste e no floteste. Para cada ensaio, a mesma dosagem de coagulante e alcalinizante foi utilizada, em três cubas do jarreste e nas três cubas do floteste, procurando desta forma, reproduzir os pontos escolhidos nos diagramas de coagulação.

Nos ensaios de sedimentação da *ETAPA 3* as condições de mistura rápida e floculação foram às mesmas dos ensaios de coagulação-floculação e sedimentação, porém nestes ensaios foram coletadas amostras correspondentes a três diferentes velocidades de sedimentação.

Já nos ensaios de flotação as condições de mistura rápida e floculação foram às mesmas dos ensaios de coagulação-floculação e sedimentação, porém nestes ensaios foram coletadas amostras correspondentes a três diferentes velocidades ascensionais diferentes para o estudo da flotação.

O volume de amostra coletado em todos os ensaios foi suficiente para realização da análise quantitativa do fitoplâncton. Estes ensaios foram utilizados para a validação e confirmação dos pontos selecionados nos diagramas.

4.2.3.1 Ensaios de Sedimentação

Para cada ponto selecionado nos diagramas, foram coletadas amostras nas velocidades de 2,0; 2,8 e 4,6 cm/min, correspondentes às taxas de aplicação superficial de 29; 40 e 66 m³/m².d, respectivamente. Para cada amostra coletada foram realizadas leituras de turbidez e densidade fitoplanctônica remanescentes.

Para a realização dos ensaios desta etapa, foram adotados os mesmos parâmetros hidráulicos utilizados na *ETAPA 2*, bem como os passos para a execução dos ensaios.

4.2.3.2 Ensaios de Flotação

Os pontos de cada diagrama, também foram investigados por meio da flotação. O procedimento experimental realizado nesta fase seguiu os mesmos passos propostos por Di Bernardo, Di Bernardo e Centurione Filho (2002), com o objetivo de avaliar a influência das diferentes velocidades ascensionais. Para cada ponto foram coletadas amostras, para as velocidades de 5; 10 e 15 cm/min, correspondentes as taxas de aplicação superficial de 72; 144 e 216 m³/m².d. Em cada amostra coletada, foram realizadas leituras de turbidez e densidade fitoplanctônica remanescentes.

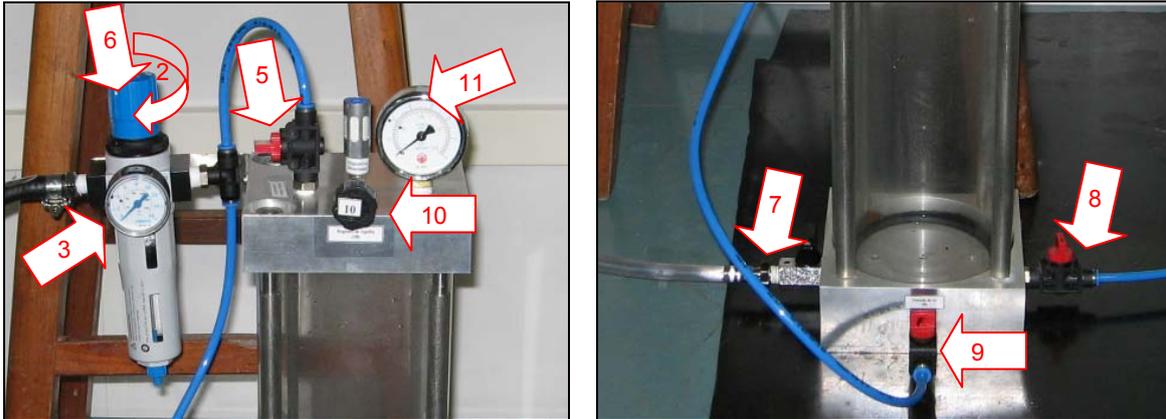
A Tabela 4.6 mostra os parâmetros hidráulicos utilizados para execução dos ensaios no floteste, que De Julio (2005) utilizou em sua investigação experimental. Os parâmetros da mistura rápida e da floculação foram os mesmos adotados no ensaio no jarteste.

Tabela 4.6: Parâmetros hidráulicos utilizados no ensaio de reprodução dos pontos na flotação.

Parâmetros Hidráulicos	Valor
Pressão na Câmara de Saturação (P)	400 kPa
Tempo de Saturação (T _{sat})	8 min
Taxa de Recirculação (R)	15%
Velocidades ascensionais (V _a)	V _a 1 = 5 cm/min (TAS = 72 m ³ /m ² .d) V _a 2 = 10 cm/min (TAS = 144 m ³ /m ² .d) V _a 3 = 15 cm/min (TAS = 216 m ³ /m ² .d)

O procedimento do ensaio no floteste seguiu os passos abaixo:

Passo 1: Encher a câmara de pressurização com água clarificada mantendo os registros (7) e (10) abertos e os registros (5), (8) e (9) fechados; quando o nível de água na câmara for atingido, fechar registros (7) e (10);



Passo 2: Ligar o compressor de ar e regular a pressão de 4 atm utilizando o registro (2) e o manômetro (3). Para isso, é necessário girar o registro (2) no sentido horário e, para mantê-lo inalterado, basta deslocá-lo para baixo (6);

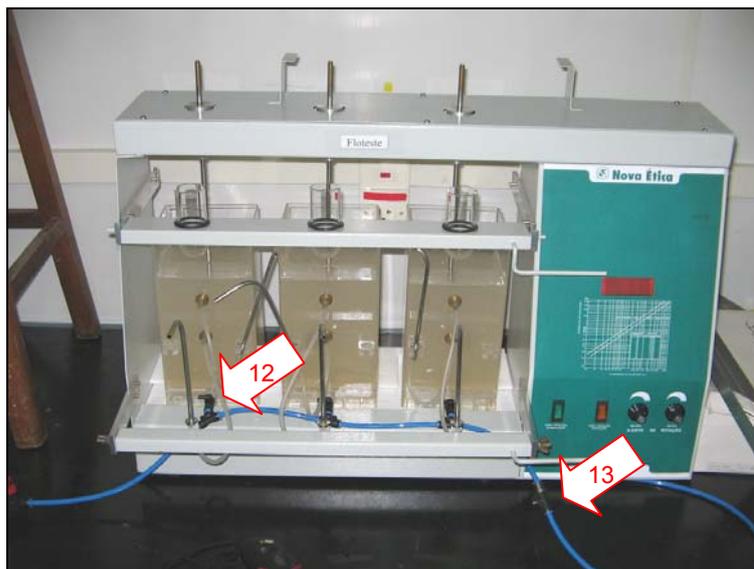
Passo 3: Abrir gradativa e totalmente o registro (9). Usar o registro (10) e manômetro (11) para atingir a pressão de 400 kPa no interior da câmara; saturação da água com ar durante 8 min;

Passo 4: Fechar simultaneamente os registros (9) e (10), e abrir o registro (5) ao final do tempo de saturação; este último tem como função manter a pressão inalterada no interior da câmara durante a recirculação da água saturada;

Passo 5: Encher os jarros de flotação com pequenas parcelas de água bruta até atingir o volume de 2 L em cada um deles, com as hastes dos agitadores levantadas, eliminando as bolhas e pequenas bolsas de ar que possam existir na base do jarro de flotação, pois a permanência das mesmas irá afetar a distribuição da água saturada com ar durante a recirculação;

Passo 6: Conectar o tubo de poliuretano de condução e distribuir a água saturada utilizando os "tês" (12), nos jarros do floteste, preenchendo-o com água saturada com ar ao abrir o registro (8);

Passo 7: Descarte de pequena parcela de água saturada pelo registro (13) para manter o sistema de distribuição pressurizado até a entrada de dos jarros de flotação;



Passo 8: Acionar os agitadores e ajustar a rotação em 100 rpm;

Passo 9: Adicionar, conforme a necessidade de variação do pH, o alcalinizante (hidróxido de sódio), contido nas cubetas do suporte auxiliar;

Passo 10: Após o tempo de contato, ajustar a rotação correspondente ao gradiente de velocidade médio de mistura rápida (G_{mr}) estabelecido;

Passo 11: Adicionar aos jarros o volume preestabelecido do coagulante (sulfato de alumínio) contido nas cubetas do suporte frontal;

Passo 12: Reduzir a rotação do equipamento para o valor correspondente ao gradiente de velocidade médio de floculação (G_f), após o tempo de mistura rápida (T_{mr});

Passo 13: Paralisar e suspender as hastes dos agitadores e abrir os registros dos jarros de flotação imediatamente (sugestão: abrir o registro do jarro do meio e, em seguida, os demais), sendo aplicado uma taxa de recirculação (R) de 15%,

Passo 14: Descartar por 2 s a água flotada e iniciar a coleta das amostras nas velocidades ascensionais de 5; 10 e 15 cm/min;

4.3 Metodologia de Contagem do Fitoplâncton

- 4.3.1 Análise Qualitativa do Fitoplâncton

A observação qualitativa foi realizada com o uso do microscópio óptico. Os organismos foram esquematizados e identificados analisando-se as suas características morfológicas e morfométricas, utilizando-se bibliografia especializada tais como: Bicudo & Bicudo (1970), Bourrelly (1966, 1968, 1970), Komárek (1983), BICUDO & MENEZES (2005), dentre outros.

- 4.3.2 Análise Quantitativa do Fitoplâncton

A contagem do fitoplâncton foi realizada utilizando-se câmara de sedimentação (UTHERMÖHL, 1958) em microscópio invertido, após um tempo mínimo de 6 horas de sedimentação. O volume de água sedimentada variou de acordo com a turbidez da amostra (2,5; 5; 10 e 25 mL).

O procedimento de contagem escolhido foi o dos campos aleatórios, descrito por Uehlinger (1964). As coordenadas dos campos foram geradas por computador e os campos localizados na platina do microscópio. Para cada contagem foi gerado um sistema de campos aleatórios diferente. O critério utilizado para determinação do número de campos a serem contados será o que procura alcançar 100 indivíduos da espécie mais abundante. De acordo com Lund *et al* (1958), isto permite trabalhar com intervalos de confiança de $\pm 20\%$ da média, a um nível de significância de 95%, o que é considerado como suficiente para estudos desta natureza.

Para cada amostra de água bruta foram contadas duas réplicas, tendo como resultado final uma média entre as duas contagens, nas amostras gerada nos ensaios foi contada uma câmara de cada. Os resultados foram expressos em indivíduos por mL, calculado pela fórmula modificada de Wetzel e Likens (1979):

$$N = n \cdot \frac{A}{a} \cdot \frac{1}{V}$$

Onde: N = Número de células (ou indivíduos) por mL

n = número de células (ou indivíduos) contados

a = Área contada

A = Área total da câmara

V = Volume total sedimentado

Para efeito de contagem, cada célula, colônia ou filamento foi considerado como um indivíduo.

4.4 Fluxograma Experimental

O estudo foi realizado em três etapas, conforme fluxograma na Figura 4.22.

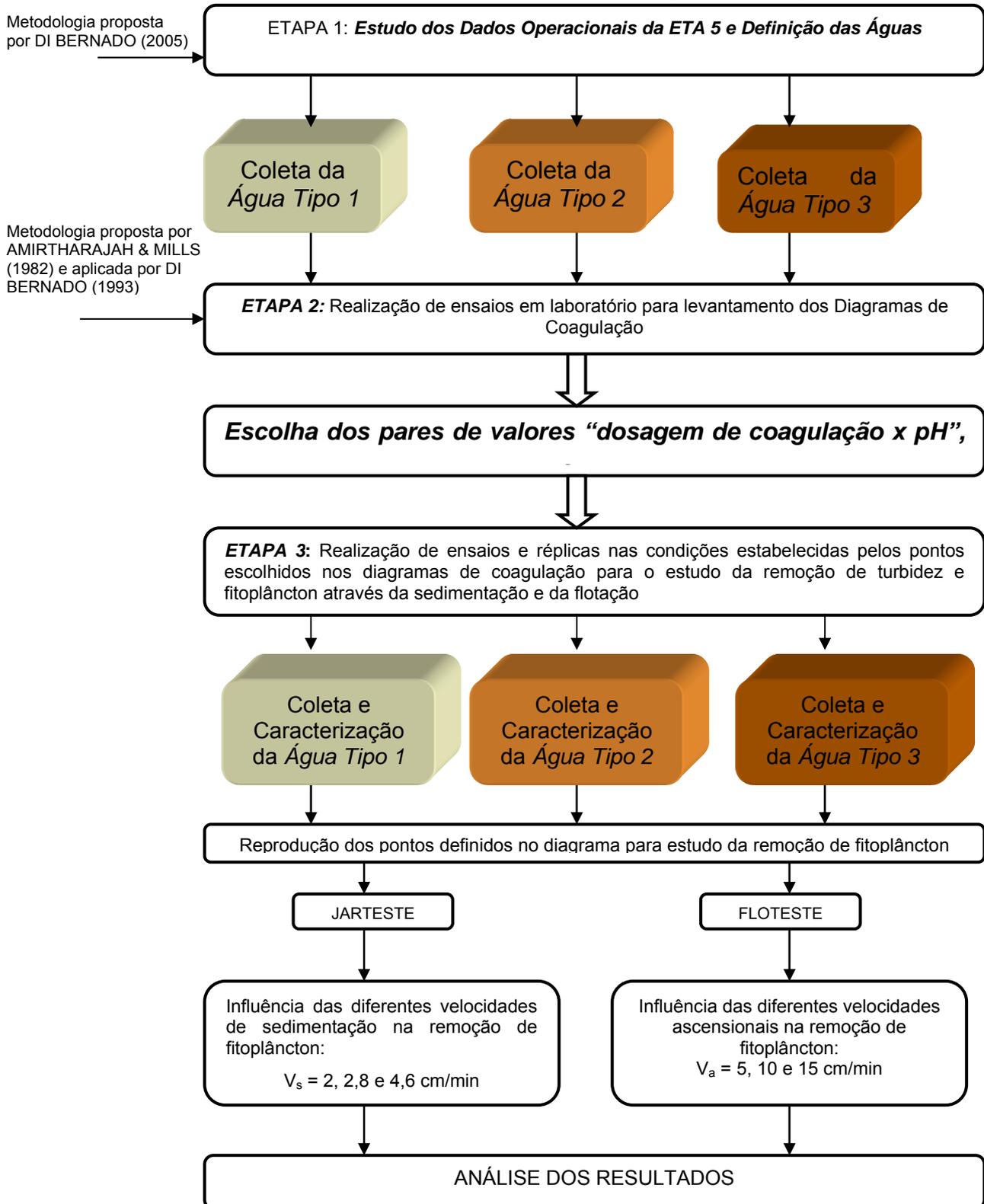


Figura 4.22: Fluxograma referente aos experimentos realizados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme descrito no capítulo 4, a pesquisa foi realizada em três etapas. Os resultados obtidos em cada uma delas serão discutidos nesse capítulo.

5.1 Resultados obtidos na ETAPA 1

5.1.1 Estudos dos Dados Operacionais da ETA 5

Os registros operacionais da ETA 5 do período de 01 de julho/05 a 31 de julho/06 foram estudados e os dados referentes às médias diárias de turbidez, cor aparente pH e alcalinidade foram utilizados para caracterizar a água do manancial que abastece a ETA 5.

A Figura 5.23 mostra a variação da turbidez da água bruta afluyente a ETA 5 observada no período de um ano. As médias diárias variaram de 3,6 uT (junho/06) a 243,9 uT (abril/06), demonstrando uma grande diferença entre às médias máximas e mínimas no período de um ano.

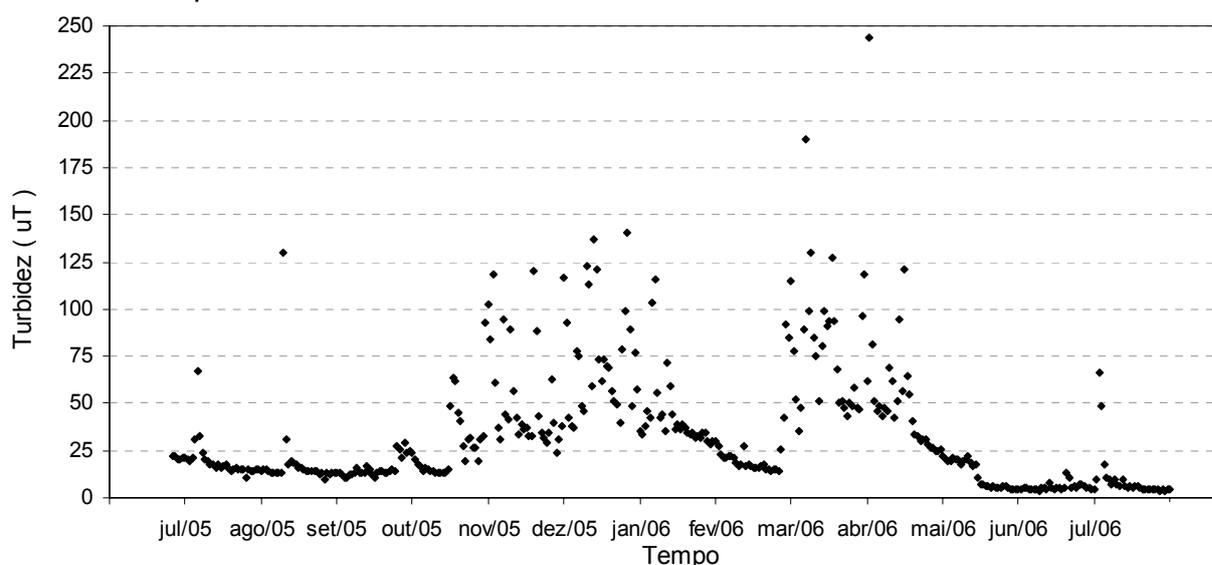


Figura 5.23: Variação da turbidez da água bruta observada no período de um ano (jul/05 a jul/06).
Fonte: Dados CESAN.

Na Figura 5.24 tem-se, na forma de barras, o número de ocorrências da turbidez por intervalos de valores e, na forma de linha contínua, a frequência acumulada. Observa-se que 95% das 396 ocorrências apresentaram-se abaixo de 100 uT, que é o valor máximo estabelecido para a classe 2, que são águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, conforme Resolução CONAMA nº 357/2005.

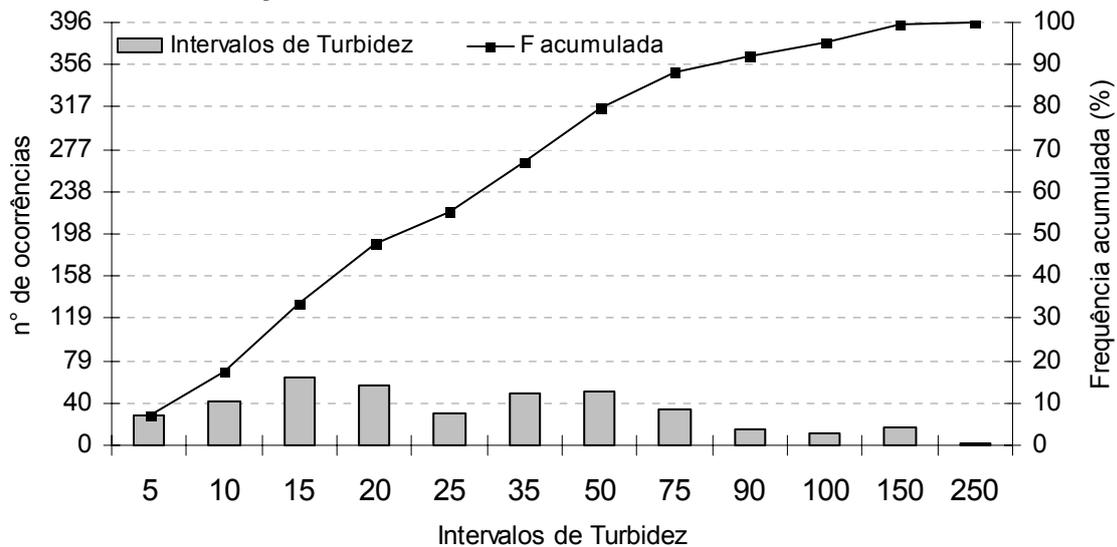


Figura 5.24: Distribuição dos valores de turbidez e frequência acumulada.

A Figura 5.25 mostra a variação da média diária da cor aparente da água bruta observada no período de um ano. A cor aparente variou de 15 mg Pt/L (julho/06) a 496 mg Pt/L (mar/06), como se trata de cor aparente a variação da mesma acompanhou por consequência as variações da turbidez no período estudado.

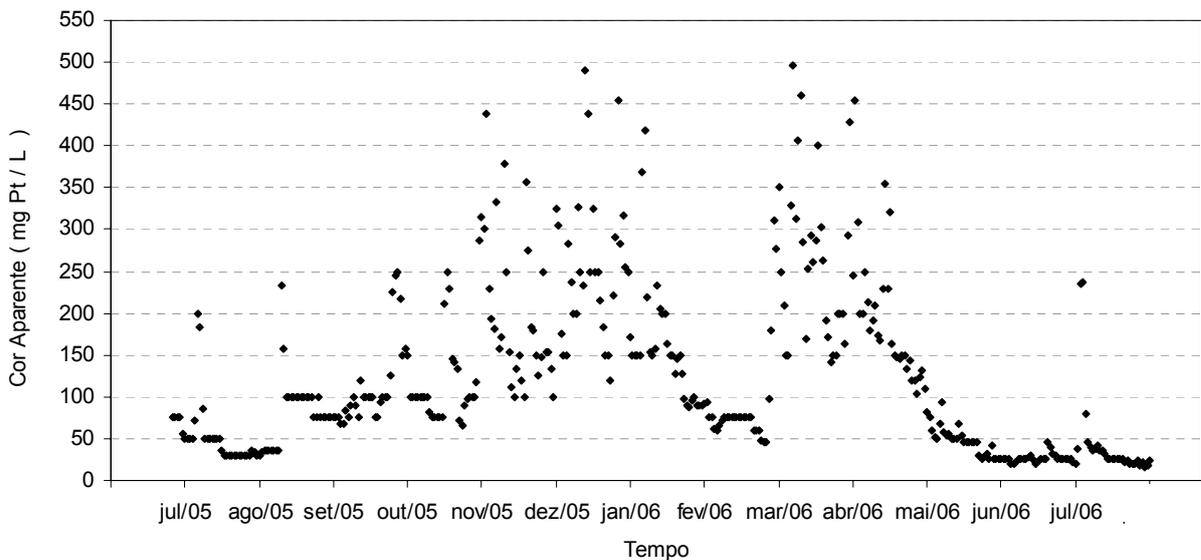


Figura 25: Variação da Cor Aparente da água bruta observada no período de um ano (jul/05 a jul/06). Fonte: Dados CÉSAN.

A Figura 5.26 demonstra a distribuição dos valores de cor aparente e a frequência acumulada deste parâmetro. Constata-se que em 49% das 396 ocorrências a cor aparente foi menor ou igual a 100 mg Pt/L.

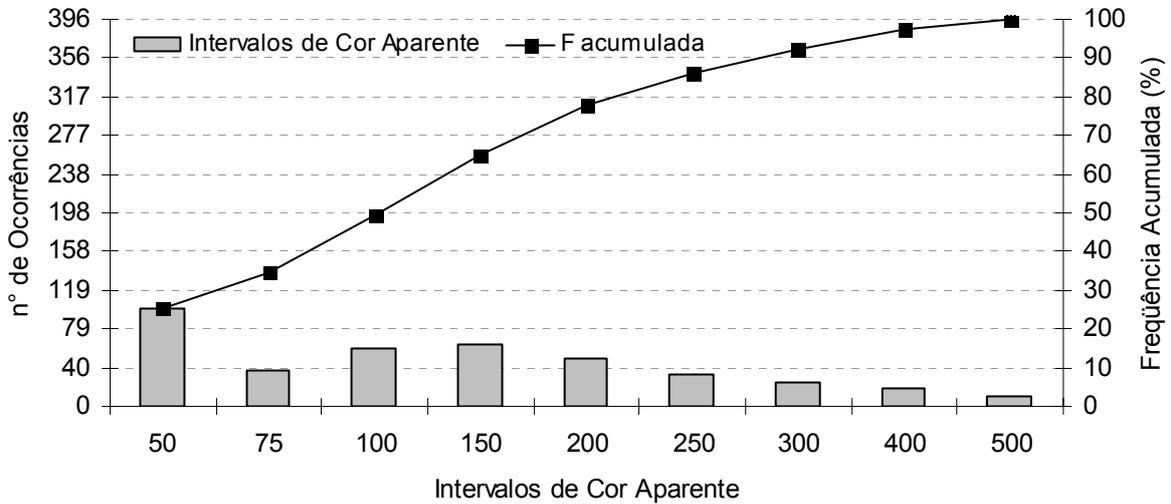


Figura 5.26 Distribuição dos valores de cor aparente e frequência acumulada.

A Figura 5.27 apresenta a variação da média diária do pH da água bruta. Observa-se que a variação no valor deste parâmetro foi pequena. O pH da água bruta apresentou um valor mínimo de 6,13 (abril/2006) e máximo de 6,94 (junho/06), desconsiderando um valor atípico de 5,30 em junho de 2006.

Todos os valores de pH encontrados se enquadram na faixa de 6,0 a 9,0 estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para água doce, classe 2.

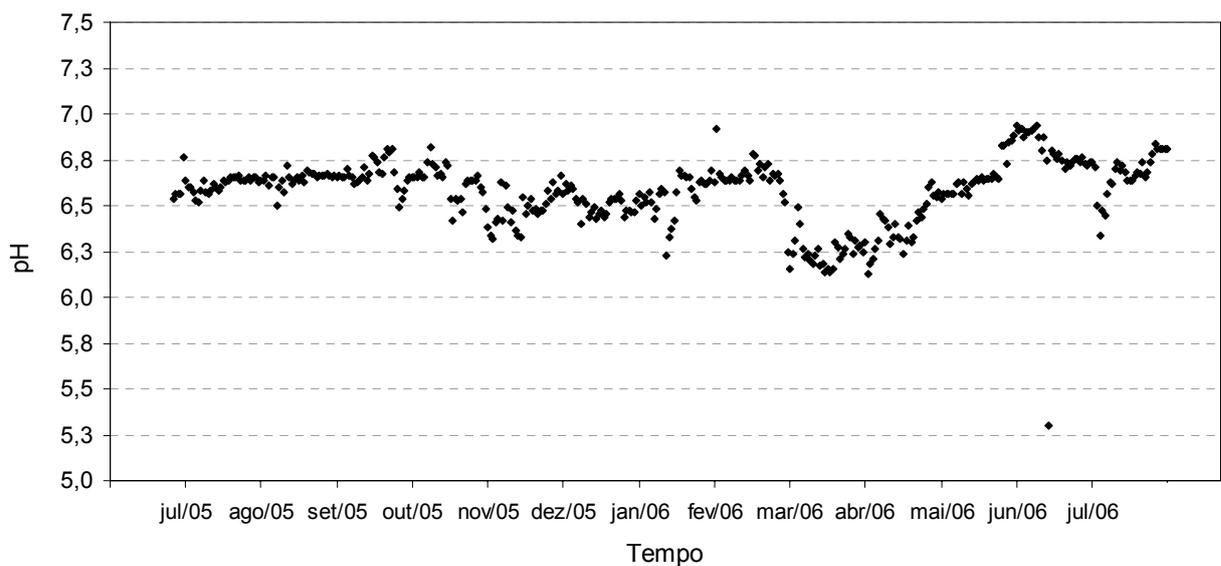


Figura 5.27: Variação do pH da água bruta observada no período de um ano (jul/05 a jul/06). Fonte: Dados CESAN.

Na Figura 5.28 tem-se, na forma de barras, a freqüência de ocorrência dos valores de pH por faixas de valores e, na forma de linha contínua, a freqüência acumulada. Percebe-se que em 89% das 396 ocorrências o valor do pH foi menor ou igual a 6,75.

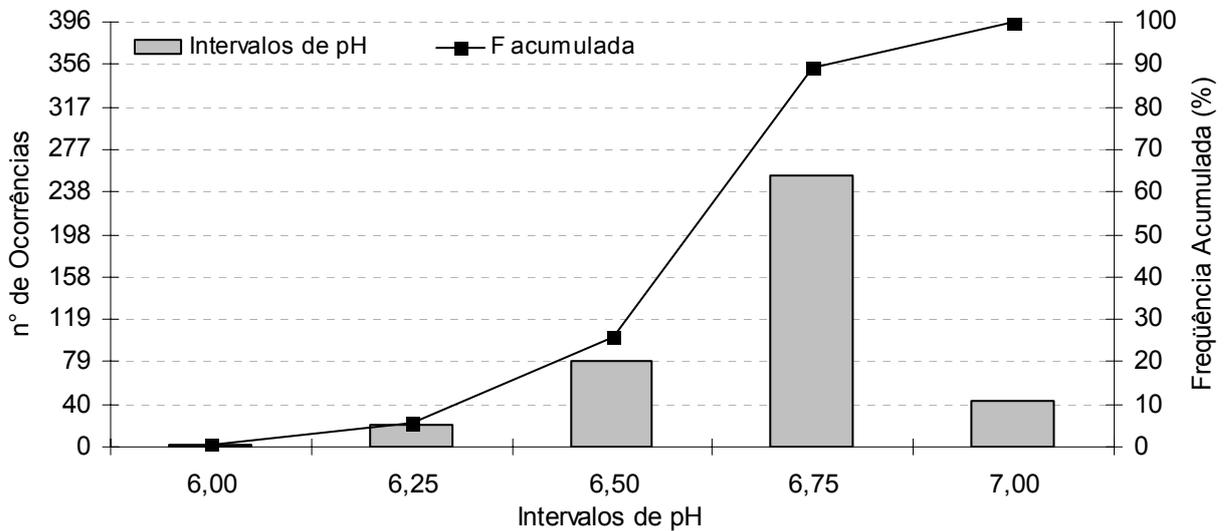


Figura 5.28: Distribuição dos valores de pH e freqüência acumulada.

O pH é utilizado para expressar a acidez de uma solução, trata-se de um parâmetro importante principalmente nas etapas de coagulação, filtração, desinfecção e controle da corrosão. Nos sistemas de abastecimento, águas com valores baixos de pH tendem a ser corrosivas ou agressivas a certos metais e paredes de concreto, enquanto com valor elevado de pH tendem a formar incrustações.

Na Figura 5.29 mostra a variação da média diária da alcalinidade da água bruta observada no período de um ano. Este parâmetro variou de 7,48 mg CaCO₃/L (março/2006) a 13,84 mg CaCO₃/L (agosto/2005).

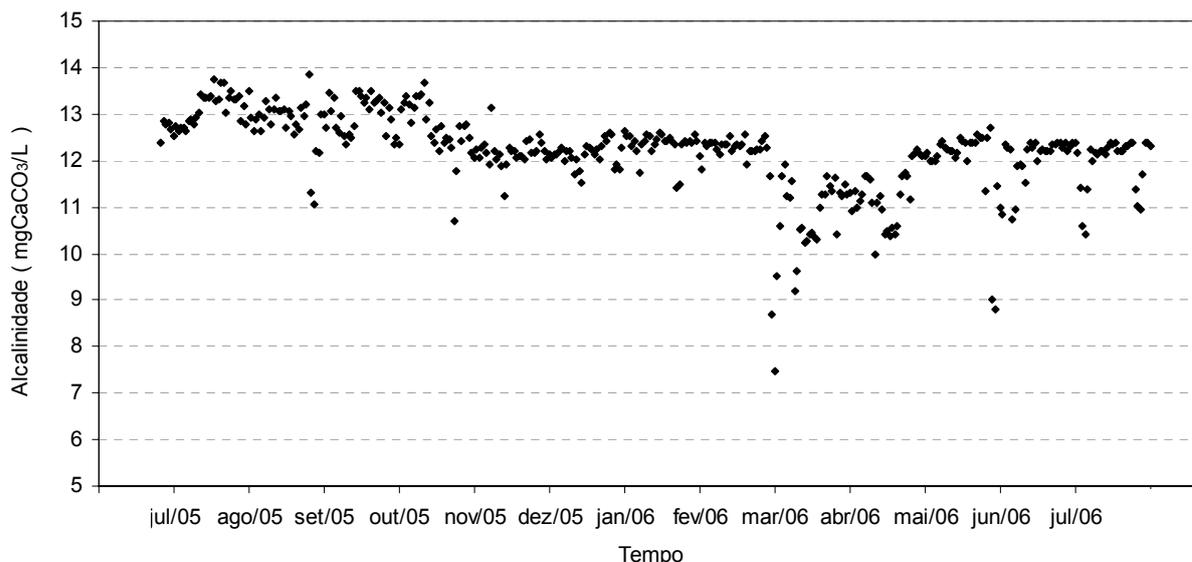


Figura 5.29: Variação da Alcalinidade da água bruta observada no período de um ano (jul/05 a jul/06). Fonte: Dados CESAN.

A Figura 5.30 apresenta a distribuição dos valores de alcalinidade e a frequência acumulada destes. Consta-se que em 80% das 396 ocorrências, a alcalinidade foi menor ou igual a 13 mg CaCO₃/L.

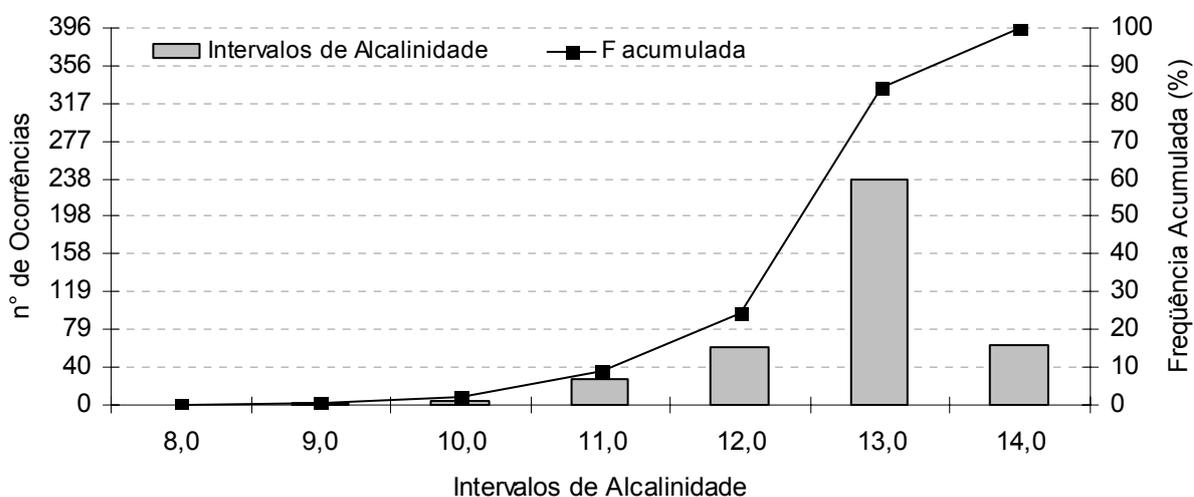


Figura 5.30: Distribuição dos valores de Alcalinidade e frequência acumulada.

A alcalinidade pode ser entendida como a capacidade da água neutralizar ácidos. Esta característica influi consideravelmente na coagulação química, uma vez que os coagulantes comumente utilizados – sulfato de alumínio e cloreto férrico – são doadores de prótons em solução. Assim, se a alcalinidade da água for baixa, a coagulação poderá exigir a adição de alcalinizante para o ajuste do pH.

5.1.2 Dados Climatológicos

A Figura 5.31 mostra as variações da média mensal da temperatura do ar e da precipitação de julho/05 a julho/06 durante o período de estudo na estação mais próxima ao ponto de coleta da água, fornecidos pelo SIAG/INCAPER. A coleta da água para construção dos diagramas de coagulação, ocorreram nos meses de fevereiro/06 (água Tipo1), abril/06 (água Tipo 3) e fevereiro/07 (água Tipo 2), este último não está apresentado na Figura 5.31, estando a média da temperatura do ar do mês de fevereiro/07 com um valor de 28,4 °C e a precipitação de 29,9 mm.

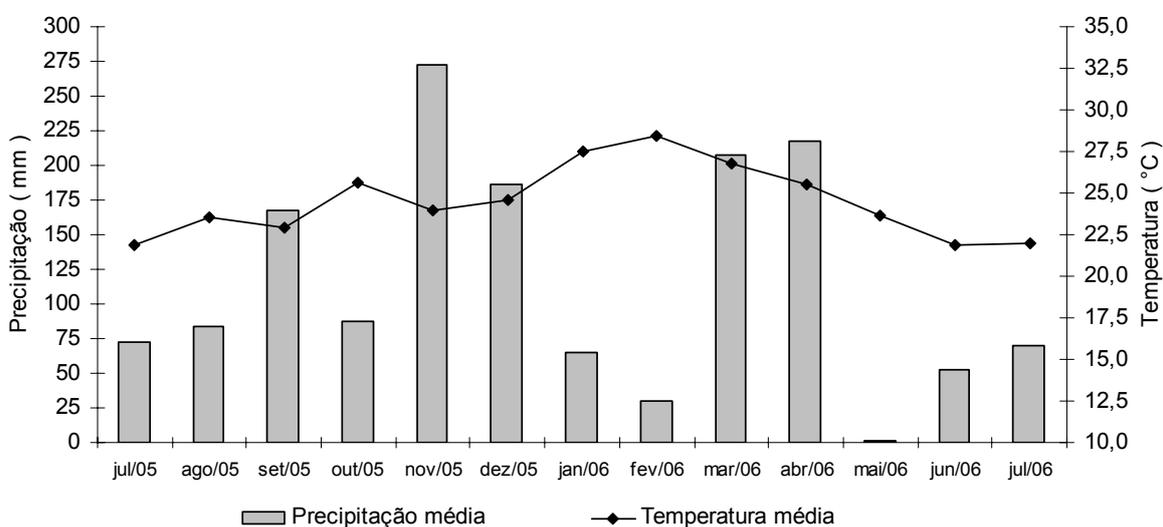


Figura 5.31: Temperatura e Precipitação média de julho/05 a julho/06. Fonte: SIAG/INCAPER.

Observa-se que as menores médias de temperatura foram registradas entre os meses de julho a setembro de 2005 e de maio a julho de 2006 (mínima de 21,9°C em junho/05). O maior valor de temperatura foi registrado no fevereiro/06 (28,4°C).

A precipitação variou de 1,3 mm no mês de maio/06 a 272 mm em novembro/05. Considerando a variação temporal, dos dados pluviométricos, pode-se notar que houve quatro meses em que a média mensal da precipitação foi maior que 175 mm, sendo que os valores observados nos meses de março e abril/06 podem ser considerados atípicos. A precipitação média mostrou-se influenciadora das mudanças relacionadas dos parâmetros turbidez e cor aparente.

5.1.3 Definição das Águas Estudadas

A definição das águas estudadas foi realizada com base nos valores de turbidez apresentados no item 5.1.2, seguindo metodologia proposta por Di Bernardo e Dantas (2005). A Tabela 5.7 apresenta os tipos de água e os respectivos valores da turbidez e a época na qual cada tipo de água é representativa.

Tabela 5.7: Tipos de águas estudadas.

Tipos de Água	Turbidez	Representativa
Água Tipo 1	15 ± 5 uT	Época de estiagem
Água Tipo 2	50 ± 5 uT	Época de chuva
Água Tipo 3	100 ± 5 uT	Época de chuvas críticas

Como a escolha dos tipos de água se deu através dos valores de turbidez, encontra-se destacado, na Figura 5.32, os valores escolhidos.

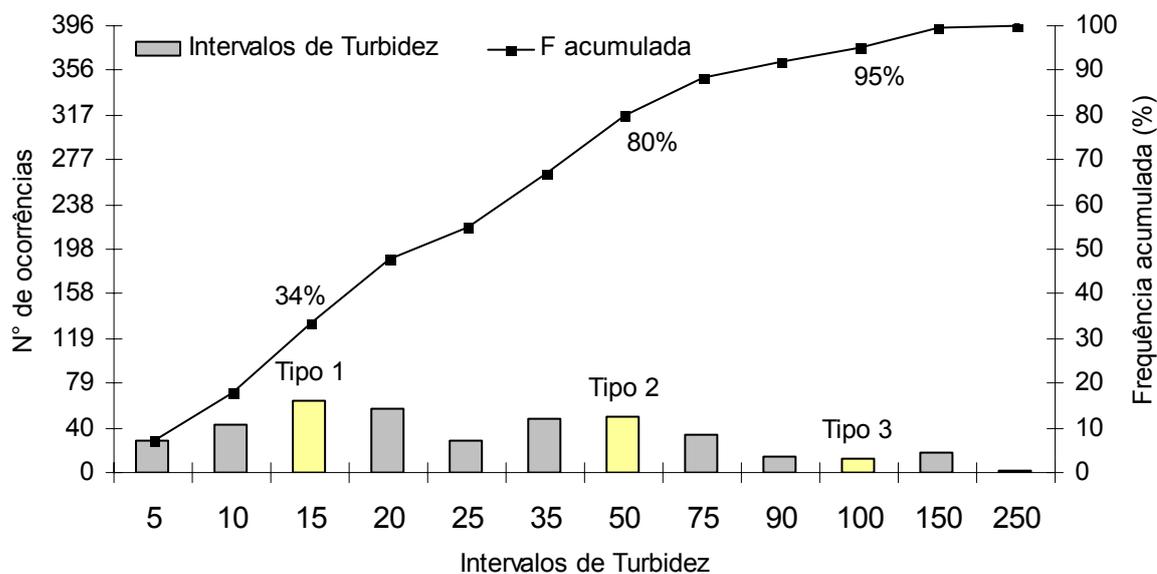


Figura 5.32: Distribuição dos valores de turbidez e frequência acumulada das águas Tipo 1, 2 e 3.

Os dados de frequência de ocorrência, respectivamente, para as Águas Tipo 1, Tipo 2 e Tipo 3, em relação à turbidez, pH, alcalinidade e cor aparente, estão resumidos na Tabela 5.8

Tabela 5.8: Frequência de ocorrência de algumas características das águas Tipo 1, 2 e 3.

Característica	Água Valor	Tipo 1	Água Valor	Tipo 2	Água Valor	Tipo 3
		Valor observado ≤ ao ocorrido no período		Valor observado ≤ ao ocorrido no período		Valor observado ≤ ao ocorrido no período
Turbidez	15	34%	50	80%	100	95%
pH	6,7	90%	6,7	90%	6,8	90%
Alcalinidade	12,5	24%	12,5	24%	13,5	84%
Cor Aparente	75	34%	150	65%	420	100%

Sobre a Água Tipo 1, nota-se que 34% dos dados de turbidez do período estudado são inferiores ao valor de turbidez que caracteriza essa água (15 uT). Dessa forma, as águas Tipo 1 e Tipo 3 podem ser consideradas representantes em potencial das épocas de estiagem e chuvas críticas, respectivamente. A água Tipo 2 representativa de uma estação intermediária, que pode ocorrer por ocasião de chuvas, mas não de chuvas intensas.

5.2 Resultados obtidos na ETAPA 2

5.2.1 Construção dos Diagramas de Coagulação

Os diagramas de coagulação foram construídos a partir de valores de pH, dosagem de coagulante e de turbidez remanescente obtidos para cada tipo de água através de ensaios de coagulação-floculação-sedimentação no jarreste.

5.2.1.1 Água Tipo 1

Foram realizados 11 ensaios que propiciaram a obtenção de 59 pares de valores “dosagem de coagulante x pH de coagulação”, cada qual associado a valores de turbidez remanescente, apresentados no APÊNDICE A. Por meio desses ensaios, construiu-se o diagrama de coagulação para Água Tipo 1, onde foram traçadas curvas de mesma turbidez remanescente, apresentado na Figura 5.33.

Na Figura 5.33, pode-se observar a existência de duas curvas de mesma turbidez remanescente. A primeira está compreendida entre as dosagens de coagulante de 12,5 a 45 mg/L e valores de pH de coagulação entre 5,9 e 6,7 em que o valor da turbidez foi inferior a 5 uT. A segunda, com valores de turbidez remanescente inferior a 3 uT, situou-se entre as dosagens de 15 e 22,5 mg/L e valores de pH de coagulação entre 6,3 e 6,5.

Para efeito de comparação, o ponto de trabalho da ETA 5 obtido através da dosagem de coagulante (8 mg/L) e do pH de coagulação (5,9) aplicados no dia da coleta foi colocado no diagrama de coagulação da água Tipo 1, na Figura 5.33. Nos ensaios realizados, as menores dosagens investigadas foram 5 e 10 mg/L, na faixa de pH compreendida entre 5,6 e 8,3. Nessas dosagens investigadas nenhuma apresentou resultados satisfatórios com relação à turbidez remanescente.

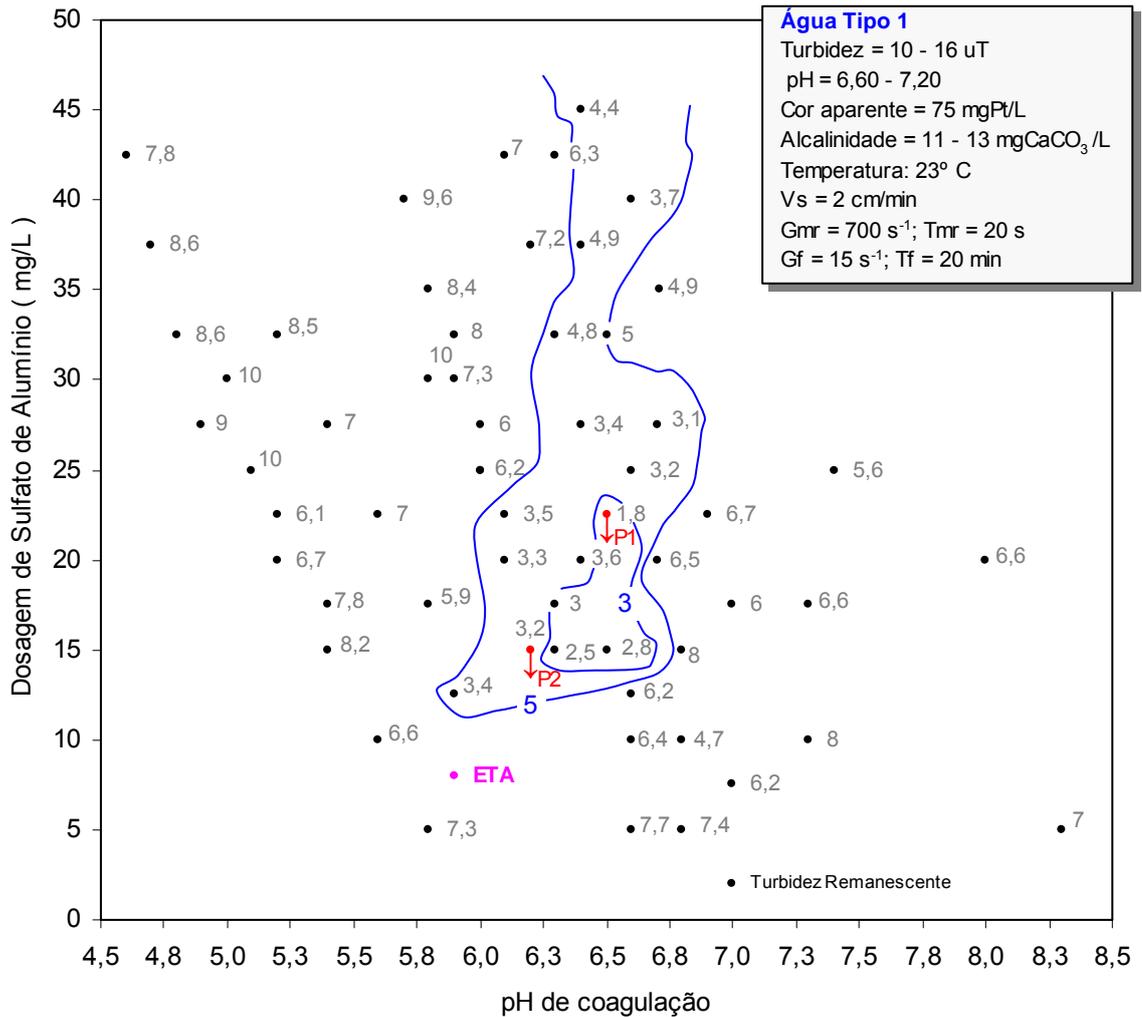


Figura 5.33: Diagrama Água Tipo 1: coagulação com sulfato de alumínio ($V_s = 2$ cm/min). As setas indicam os pontos escolhidos para os estudos de sedimentação e flotação.

5.2.1.2 Água Tipo 2

Foram realizados 4 ensaios que propiciaram a obtenção de 24 pares de valores “dosagem de coagulante x pH de coagulação”, cada qual associado a valores de turbidez remanescente, apresentadas no Apêndice B. A partir desses ensaios, construiu-se o diagrama de coagulação para Água Tipo 2, onde foram traçadas curvas de mesma turbidez remanescente, apresentado na Figura 5.34.

Na Figura 5.34, pode-se observar a existência de duas curvas de mesma turbidez remanescente. A primeira está compreendida entre as dosagens de coagulante de 20 a 32,5 mg/L e valores de pH de coagulação entre 6,1 e 6,7 em que o valor da turbidez foi inferior a 15 uT. A segunda, com valores de turbidez remanescente

inferior a 10 uT, situou-se entre as dosagens de 20 e 27,5 mg/L e valores de pH de coagulação entre 6,1 e 6,5.

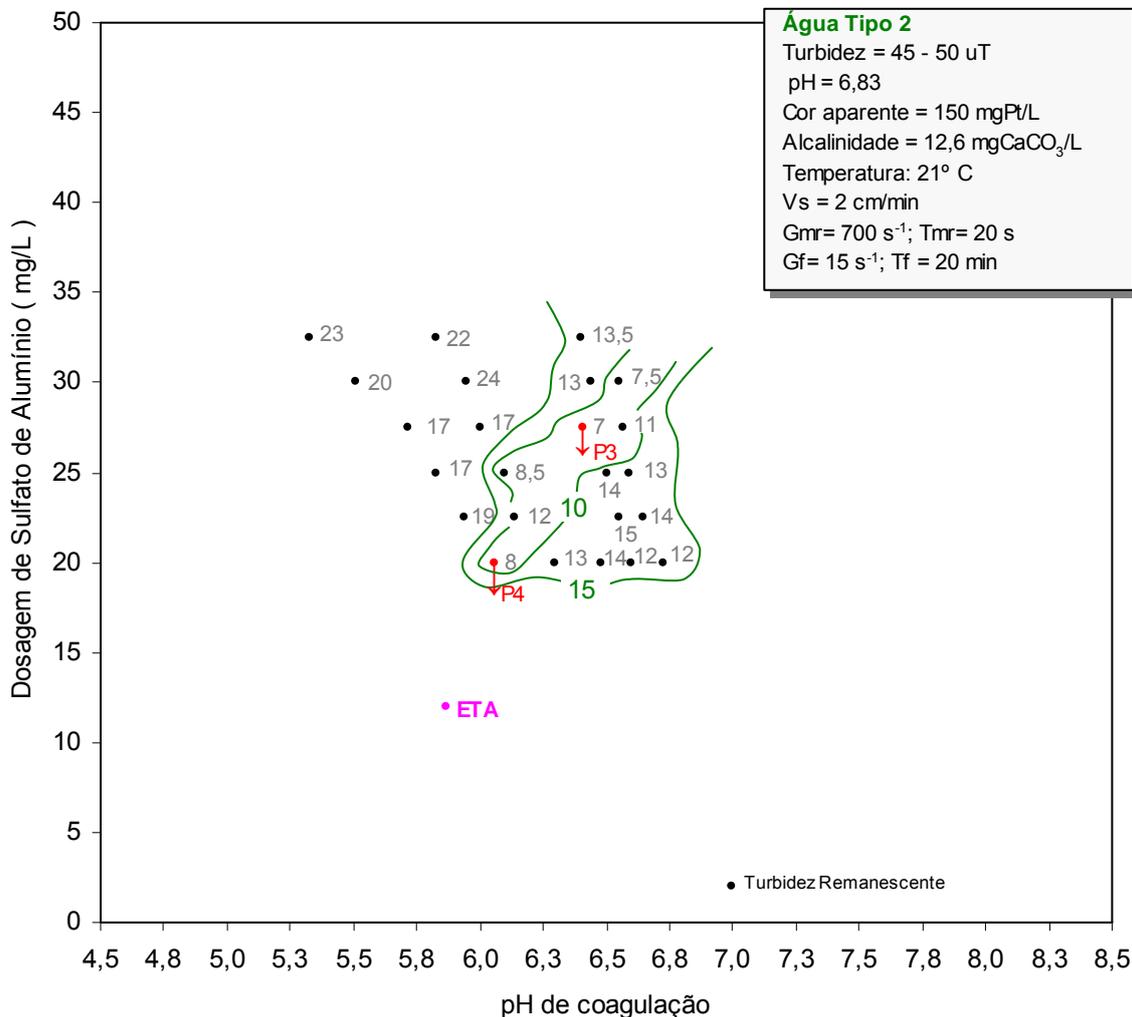


Figura 5.34: Diagrama Água Tipo 2: coagulação com sulfato de alumínio ($V_s = 2$ cm/min). As setas indicam os pontos escolhidos para os estudos de sedimentação e flotação.

O ponto de trabalho da ETA 5 (dosagem de coagulante de 12 mg/L e pH 5,9) está plotado na Figura 5.34. Observa-se que a região do ponto da ETA 5 não foi investigada uma vez que para a água Tipo 1 (turbidez de 10 a 16 uT), não obteve-se bons resultados em termos de remoção de turbidez em pH de 5,8 com a dosagem abaixo de 10 mg/L (Figura 5.33). Dessa forma, achou-se desnecessário investigar dosagens inferiores a 10 mg/L no pH de 5,9 para a água Tipo 2 a qual possuía turbidez superior (45-50 uT).

5.2.1.3 Água Tipo 3

Foram realizados 10 ensaios que propiciaram a obtenção de 54 pares de valores “dosagem de coagulante x pH de coagulação”, cada qual associado a valores de turbidez remanescente, apresentados no APÊNDICE C. Por meio desses ensaios, construiu-se o diagrama de coagulação para Água Tipo 3, onde foram traçadas curvas de mesma turbidez remanescente, apresentado na Figura 5.35.

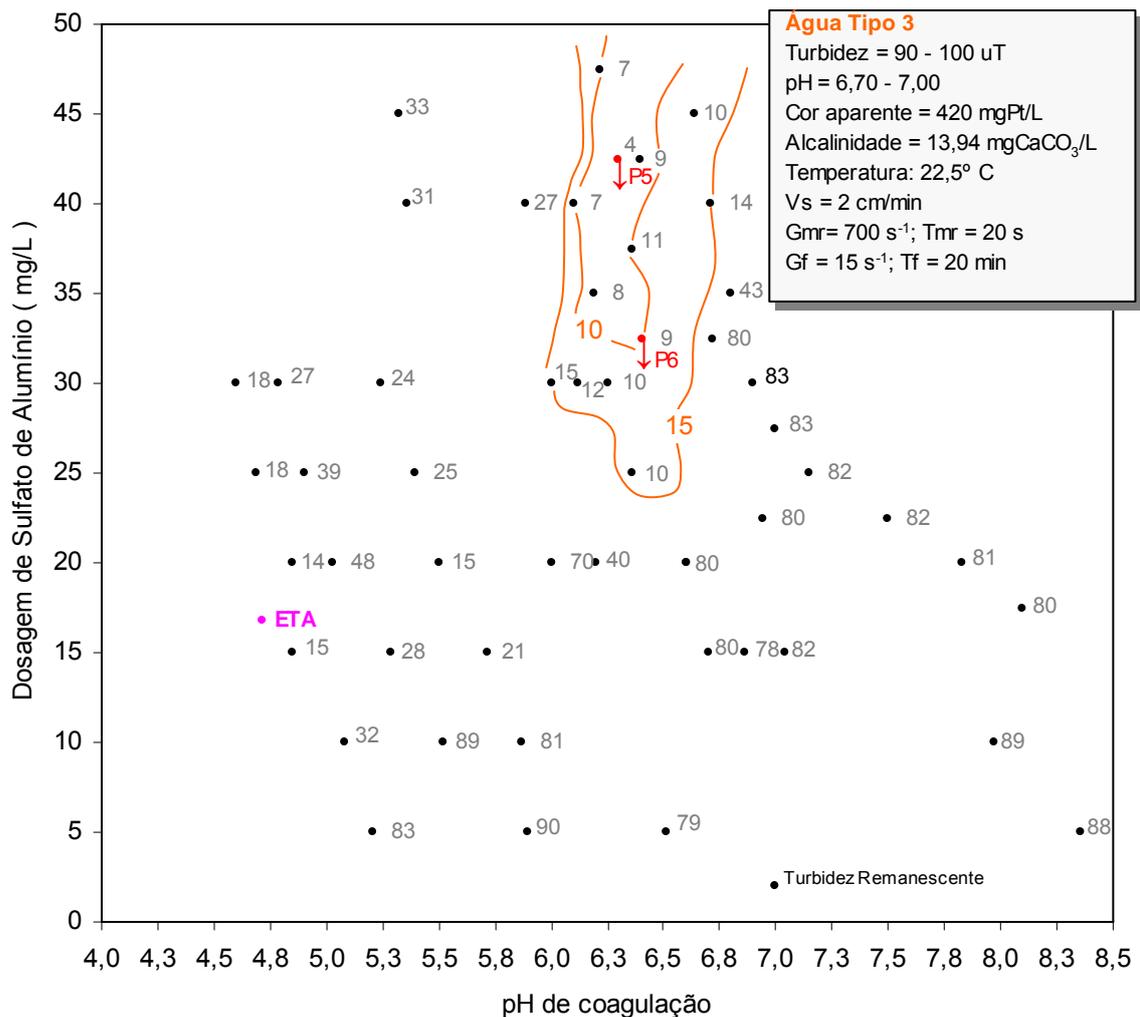


Figura 5.35: Diagrama Água Tipo 3: coagulação com sulfato de alumínio ($V_s = 2$ cm/min). As setas indicam os pontos escolhidos para os estudos de sedimentação e flotação.

A Figura 5.35 apresenta duas curvas de mesma turbidez remanescente. A primeira compreendida entre as dosagens de coagulante de 25 a 47,5 mg/L e valores de pH de coagulação entre 6,0 e 6,7 onde o valor da turbidez foi inferior a 15 uT. A segunda, com valores de turbidez remanescente inferior a 10 uT, situou-se entre as dosagens de 32,5 e 47,5 mg/L e valores de pH de coagulação entre 6,2 e 6,4.

Dentro desta curva verificou-se um ponto de turbidez menor que 5 uT em um pH de 6,3 e dosagem de 42,5 mg/L.

Vários pesquisadores obtiveram como resultados uma região caracterizada pelo mecanismo da varredura utilizando o sulfato de alumínio como coagulante. Na Tabela 5.9, estão contidos os resultados obtidos por esses autores. Desta forma é possível comparar os dados de dosagem de sulfato de alumínio e pH de coagulação, que caracterizaram a varredura para diferentes tipos de água segundo cada autor.

Tabela 5.9: Regiões da varredura segundo pesquisas realizadas com água sintética (S) e natural (N).

Autor	Dosagem de Sulfato de Alumínio (mg/L)	pH de coagulação	Características das águas estudadas				Água
			Turbidez (uT)	Cor Real (uC)	Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	pH bruta	
Amirtharajah, 1982	30	6,0 a 8,0					S
Mendes, 1989	40 a 80	6,4 a 7,8	200	5	30	7,5	S
Costa, 1992	10 a 12	6,3 a 7,2	200	6	31		S
Costa, 1995	20 a 100	6,5 a 7,3	70	60	10	6,5	N
Costa, 1995	20 a 27	6,4 a 6,7	17	24	11	6,8	N
Pavanelli, 2001	32 a 80	6,4 a 7,5	102	5	29	7,8	S
Costa, 2005	10 a 27	6,5 a 7,5	3	12	19	6,9	N

Nos diagramas apresentados a melhor remoção da turbidez ocorreu numa faixa de pH estreita, compreendida entre 6,0 e 6,7, com dosagens de sulfato de alumínio de 15 a 45 mg/L, na qual, provavelmente, predominou o mecanismo da varredura, uma vez que essa foi caracterizada por dosagens relativamente altas de coagulante e de pH, suficientes para a formação de precipitado de hidróxido de alumínio, que resulta em flocos visivelmente propícios para a clarificação através da sedimentação e da flotação.

Conforme mostrado na Figura 5.33, o ponto de trabalho da ETA 5, (8 mg/L de dosagem de coagulante e 5,9 de pH de coagulação) referente ao dia da coleta foi colocado no diagrama da água Tipo 1. As menores dosagens investigadas para água Tipo 1 foram 5 e 10 mg/L, na faixa de pH compreendida entre 5,6 e 8,3. Nessa região do diagrama não foram obtidos resultados de turbidez remanescentes satisfatórios.

A mesma análise pode ser feita no diagrama da água Tipo 3 (Figura 5.35), cuja turbidez foi de 100 uT. Observa-se na Figura 5.35 que para o ponto de trabalho da ETA 5, foi utilizada uma dosagem de coagulante (16 mg/L) ligeiramente maior que a utilizada na água Tipo 1 (Figura 5.33) provavelmente em função da turbidez mais elevada da água Tipo 3 (100 uT).

A utilização da dosagem mais alta de sulfato de alumínio na água Tipo 3 acarretou numa diminuição do valor do pH para 4,7, que não foi compensada pela adição de um alcalinizante. Dessa forma, o ponto de trabalho da ETA 5 no diagrama da Água Tipo 3 também está situado numa região em que os valores da turbidez remanescente não foram satisfatórios.

Para que a estação trabalhasse na região mais eficiente, de acordo com os diagramas construídos, seria necessário aumentar a dosagem de coagulante e o pH de coagulação por meio da adição de um alcalinizante antes da aplicação do coagulante, conforme diagrama para cada tipo de água. Na ETA 5 atualmente, o alcalinizante só é utilizado ao final dos processos de tratamento, para corrigir o pH da água tratada.

5.2.1.4 Pontos Escolhidos

Após a construção dos diagramas de coagulação foram escolhidos seis pontos (dois pontos em cada diagrama), situados na região de varredura, para serem aplicados nos ensaios de sedimentação e flotação da ETAPA 3, seguindo os critérios apresentados no item 4.2.2.2. As características dos pontos escolhidos são apresentadas na Tabela 5.10 e nas Figuras 5.33, 5.34 e 5.35.

Tabela 5.10: Características dos pontos escolhidos para cada diagrama de coagulação.

Diagrama de Coagulação	Pontos escolhidos	pH de Coagulação	Dosagem de Coagulante (mg/L)	Dosagem de Alcalinizante (NaOH 0,1 N)	Turbidez Remanescente (uT)
Água Tipo 1	Ponto 1	6,50	22,5	5 mL	1,8
	Ponto 2	6,12	15,0	2 mL	3,2
Água Tipo 2	Ponto 3	6,44	27,5	5 mL	7,0
	Ponto 4	6,10	20,0	4 mL	8,0
Água Tipo 3	Ponto 5	6,30	42,5	7 mL	4,0
	Ponto 6	6,40	32,5	7 mL	9,0

5.3 Resultados obtidos na ETAPA 3

5.3.1 Características das Águas Estudadas

5.3.1.1 Variáveis Físico-químicas e Microbiológicas

Como citado na metodologia, antes de iniciar os ensaios finais, cada água coletada foi caracterizada em termos físico-químicos e microbiológicos. Na Tabela 5.11 são apresentados os valores dos parâmetros que foram analisados nos três tipos de água, sendo que uma das colunas apresenta os limites estabelecidos, para alguns destes parâmetros, pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para água doce da Classe 2.

Tabela 5.11: Caracterização físico-químico e biológicas das águas Tipo 1, 2 e 3.

Parâmetro	Água Tipo 1	Água Tipo 2	Água Tipo 3	CONAMA nº 357/05 Água Doce, Classe 2 Valor Máximo
Cor Aparente (uC)	122	143	517	-
Cor Real (uC)	1	19	141	até 75
pH	6,9	6,7	6,8	entre 6,0 e 9,0
Turbidez	20	50	100	até 100
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	12,5	12,5	13,5	-
Nitrato (mg/L)	0,66	8,50	0,74	10,0
Nitrito (mg/L)	<0,01	0,03	0,01	1,0
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	18,51	17,36	-	500
Fósforo Total (mg/L)	0,01	0,07	0,07	0,1
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	6,8	7,3	7,3	< 5
DQO (mg/L)	24	200	19	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)	40	960	15000	-
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	<2	<2	370	1.000
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	<1	<10	11	30
Densidade de Fitoplâncton (ind/mL)	2.872	5.480	5.600	-

5.3.1.2 Variáveis Biológicas

5.3.1.2.1 Análise Qualitativa da Comunidade Fitoplanctônica

Foram identificados 40 táxons no ponto de captação e nos tipos de águas estudadas, sendo 13 da Classe Bacillariophyceae, 8 Chlorophyceae, 8 Cyanophyceae, 6 Zygnemaphyceae, 2 Chlamydoephyceae, 3 Euglenophyceae. A Tabela 5.12 mostra a lista dos táxons fitoplanctônicos identificados em todas as amostras coletadas.

Tabela 5.12: Lista dos táxons de algas registradas no ponto de captação, águas Tipo 1, 2 e 3, considerando as análises quali-quantitativas.

TÁXONS	Amostra de rede	Águas Estudadas		
		Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
BACILLARIOPHYCEAE				
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehr.) Simonsen	X	X		X
<i>Cymbela</i> sp	X	X	X	X
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	X			X
<i>Fragilaria</i> sp1	X	X	X	X
<i>Fragilaria</i> sp2	X			X
<i>Gomphonema</i> sp		X		X
<i>Gyrosigma</i> sp	X			X
<i>Melosira</i> sp	X		X	X
<i>Navicula halophyla</i>	X	X	X	X
<i>Navicula</i> sp	X	X	X	X
<i>Nitzschia</i> sp	X	X	X	X
<i>Surirella</i> sp			X	
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg	X	X		X
CHLOROPHYCEAE				
<i>Chlorella</i> sp		X	X	X
<i>Coelastrum</i> sp				X
<i>Dictyosphaerium</i> sp			X	
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat		X		X
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirch.) Moebius	X	X	X	
<i>Monoraphidium</i> sp		X	X	
<i>Planktosphaeria</i> sp	X			
<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. Richert	X	X	X	

Tabela 5.12: Lista dos táxons de algas registradas no ponto de captação, águas Tipo 1, 2 e 3, considerando as análises quali-quantitativas (Continuação).

TÁXONS	Amostra de rede	Águas Estudadas		
		Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
CYANOPHYCEAE				
<i>Anabaena</i> sp		X		
<i>Aphanocapsa</i> sp			X	X
<i>Cylindrospermopsis</i> sp		X	X	
<i>Oscillatoria</i> sp			X	X
<i>Pseudoanabaena</i> sp		X	X	X
<i>Synechococcus</i> sp	X	X	X	X
<i>Synechocystis</i> sp	X	X	X	X
ZYGNEMAPHYCEAE				
<i>Closterium</i> sp	X			X
<i>Euastrum</i> sp	X			
<i>Hyalotheca</i> sp	X			
<i>Spirogyra</i> sp		X		X
<i>Staurastrum laeve</i> Ralfs	X		X	X
<i>Staurastrum</i> sp				X
CHLAMYDOPHYCEAE				
<i>Pyrobotrys</i> sp				X
<i>Pandorina</i> sp			X	
EUGLENOPHYCEAE				
<i>Euglena</i> sp	X			X
<i>Phacus</i> sp				X
<i>Trachelomonas</i> sp				X

A Classe Bacillariophyceae foi a mais representativa (Figura 5.36) em termos de riqueza de táxons em relação ao número total (32%), seguida das Chlorophyceae e Cyanophyceae com 20% cada, Zygnemaphyceae (15%), Euglenophyceae (8%) e Chlamydoephyceae com 5%.

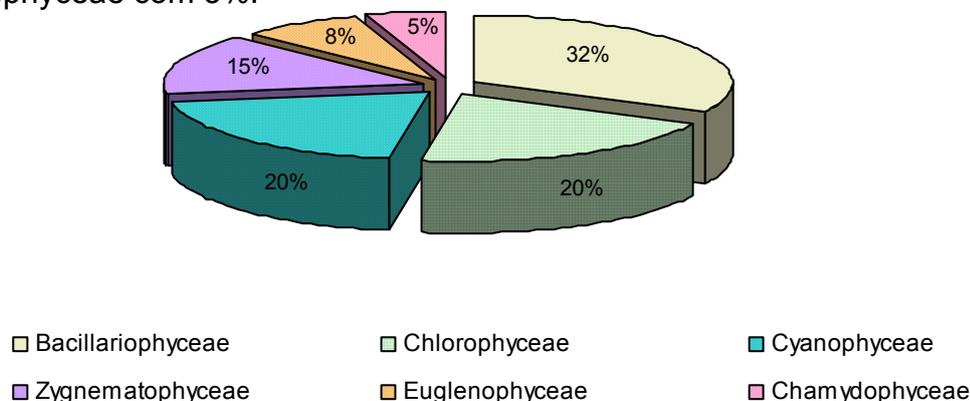


Figura 5.36: Contribuição das classes fitoplanctônicas em termos de riqueza de táxons em relação ao número total (%).

A presença de algas na água bruta em mananciais que abastecem estações de tratamento pode causar problemas operacionais em várias etapas de tratamento, tais como: dificuldade de coagulação e floculação, baixa eficiência do processo de sedimentação, colmatação dos filtros e aumento da demanda de produtos para a desinfecção (DI BERNARDO, 1995).

A Tabela 5.13 relaciona as espécies de fitoplâncton encontradas na análise qualitativa, com as conseqüências dos potenciais problemas operacionais causado por essas espécies descrito na literatura (DI BERNARDO, 1995). Com a presença de algas e seus subprodutos extracelulares na água a ser tratada verifica-se, geralmente, a redução na eficiência dos processos de tratamento e a diminuição da qualidade da água tratada.

Tabela 5.13: Problemas operacionais que podem estar relacionados com os táxons encontrados.

Problemas causados por algas na Água de Abastecimento		Táxons
Colmatação dos Filtros		<i>Aulacoseira italica</i> ; <i>Cymbela</i> sp; <i>Fragilaria crotonensis</i> ; <i>Fragilaria</i> sp1; <i>Fragilaria</i> sp2; <i>Melosira</i> sp; <i>Navicula halophyla</i> ; <i>Navicula</i> sp; <i>Nitzschia</i> sp; <i>Synedra ulna</i> ; <i>Chlorella</i> sp; <i>Dictyosphaerium</i> sp; <i>Anabaena</i> sp; <i>Oscillatoria</i> sp; <i>Closterium</i> sp; <i>Spirogyra</i> sp; <i>Trachelomonas</i> sp
Interferência na Coagulação		<i>Synedra ulna</i> ; <i>Dictyosphaerium</i> sp; <i>Anabaena</i> sp; <i>Cylindrospermopsis</i> sp; <i>Oscillatoria</i> sp; <i>Closterium</i> sp; <i>Spirogyra</i> sp
Causam sabor/odor	Capim	<i>Synedra ulna</i> ; <i>Dictyosphaerium</i> sp; <i>Anabaena</i> sp; <i>Cylindrospermopsis</i> sp; <i>Oscillatoria</i> sp; <i>Closterium</i> sp; <i>Spirogyra</i> sp
	Bolor	<i>Synedra ulna</i> ; <i>Fragilaria crotonensis</i> ; <i>Fragilaria</i> sp1; <i>Fragilaria</i> sp2; <i>Melosira</i> sp; <i>Synedra ulna</i> ; <i>Chlorella</i> sp
	Peixe	<i>Dictyosphaerium</i> sp; <i>Staurastrum laeve</i> ; <i>Euglena</i> sp; <i>Pandorina</i> sp
	Séptico	<i>Anabaena</i> sp; <i>Cylindrospermopsis</i> sp; <i>Oscillatoria</i> sp
Produção de Lodo		<i>Cymbela</i> sp; <i>Gomphonema</i> sp; <i>Aphanocapsa</i> sp; <i>Oscillatoria</i> sp; <i>Spirogyra</i> sp; <i>Euglena</i> sp
Coloração na água		<i>Chlorella</i> sp; <i>Euglena</i> sp
Potencialmente Tóxicas		<i>Anabaena</i> sp; <i>Oscillatoria</i> sp; <i>Synechocystis</i> sp; <i>Cylindrospermopsis</i> sp
Persistentes no sistema de distribuição de água		<i>Synedra ulna</i> ; <i>Chlorella</i> sp; <i>Scenedesmus opoliensis</i> ; <i>Closterium</i> sp; <i>Euglena</i> sp
Provocam corrosão no concreto		<i>Euglena</i> sp
Diminuem a dureza da água		<i>Synedra ulna</i> ; <i>Scenedesmus opoliensis</i> ; <i>Anabaena</i> sp; <i>Oscillatoria</i> sp
Provocam corrosão do aço		<i>Oscillatoria</i> sp

Fonte: Di Bernardo; 1995.

5.3.1.2.2 Análise Quantitativa da Comunidade Fitoplanctônica

A Figura 5.37 mostra a variação da densidade numérica total do fitoplâncton (indivíduos/mL) encontrada nas águas Tipo 1, 2 e 3.

A densidade numérica total do fitoplâncton variou de 2.867 ind/mL (Água Tipo 1) a 5.599 ind/mL (Água Tipo 3). Pode-se observar que não houve muita diferença entre os valores da densidade das águas Tipo 2 e 3.

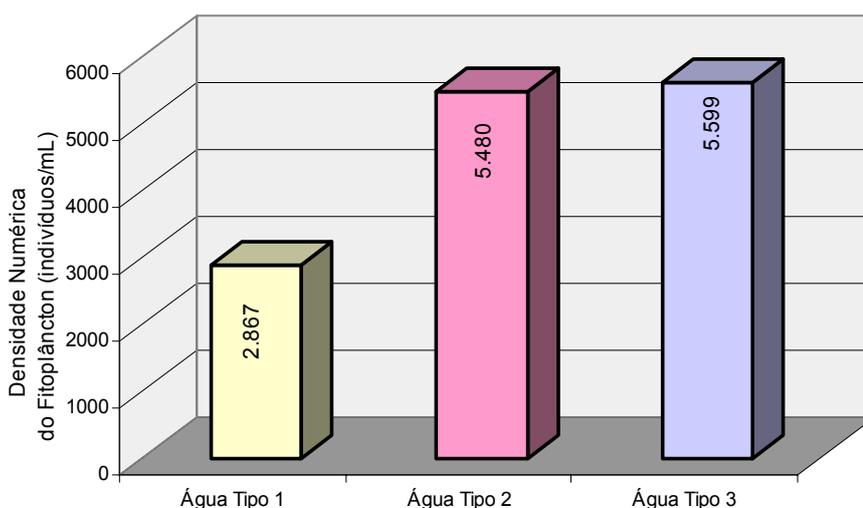


Figura 5.37: Variação da densidade numérica total do fitoplâncton (indivíduos/mL) entre as diferentes águas estudadas.

A Figura 5.38 mostra a contribuição quantitativa do fitoplâncton em relação às Classes, das águas Tipo 1, 2 e 3.

A Classe Cyanophyceae foi a mais representativa, seguida das Classes Bacillariophyceae e Chlorophyceae, as demais Classes não tiveram contribuição na análise quantitativa.

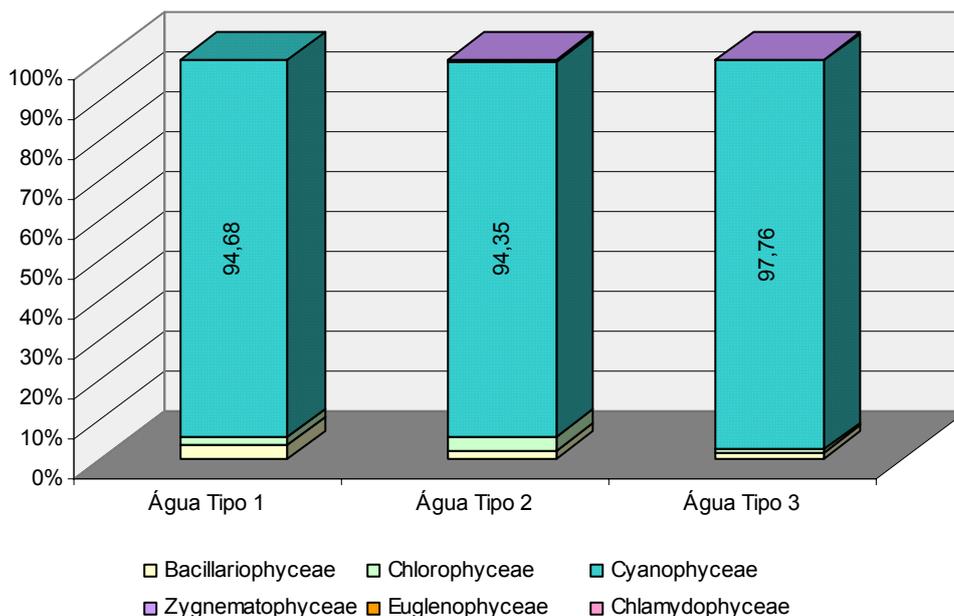


Figura 5.38: Contribuição das classes fitoplanctônicas, em termos de densidade total, entre as diferentes águas estudadas.

A contribuição quanto à densidade numérica da Classe Cyanophyceae, em termos percentuais, variou de 94,35% a 97,76%, nas águas Tipo 2 e 3, respectivamente. A espécie *Synechocystis* sp pode ser considerada dominante em todas as amostras analisadas. Resultados semelhantes foram encontrados por Rubim (2005) em uma pesquisa realizada no reservatório Rio Bonito – Rio Santa Maria da Vitória, localizado a cerca de 30 km do ponto de captação da ETA 5. Verificou-se em todo o período amostrado um domínio quantitativo da Classe Cyanophyceae, com contribuição, em termos percentuais, variando de 83,8% a 99,9%, sendo a cianobactéria *Synechocystis* sp um dos gêneros dominantes.

A *Synechocystis* sp é uma cianofícea unicelular, podendo apresentar-se aos pares após divisão celular que ocorre por fissão binária em dois planos perpendiculares. São esféricas (diâmetro da célula $\pm 2,0 \mu\text{m}$) e estão presentes, principalmente, no plâncton e no metafíton (BICUDO; MENEZES, 2005). O fato da *Synechocystis* sp ser um gênero potencialmente produtor de toxinas é o único problema relacionado à sua ocorrência relatado por Di Bernardo (1995).

A cianofícea *Synechocystis minuscula* foi usada como organismo experimental por Bernhardt e Clasen (1994) avaliando-se a mobilidade eletroforética através de análise microscópica, que permitiu o autor concluir que as células da alga investigada pode ser coagulada, floculada e removida através dos mesmos

princípios que ocorrem com as partículas inorgânicas. Avaliando uma determinada faixa de pH o autor concluiu que com valores próximos a 6,0 (semelhante ao investigado na presente pesquisa) o mecanismo da varredura progressivamente predominava sobre a adsorção e neutralização de cargas, mostrando que a *S. minuscula* pode ser removida pelo mecanismo da varredura.

5.3.2 Estudo da Sedimentação e da Flotação para pontos do Diagrama de Coagulação da Água Tipo 1

Nesta fase os pares de valores “dosagem de coagulante x pH de coagulação” representados pelos pontos 1 e 2, escolhidos para a água Tipo 1, apresentados no item 5.2.1.4, foram reproduzidos por meio dos ensaios de sedimentação e flotação (APÊNDICE D). Para cada um dos processos analisados foram coletadas amostras com réplicas, em três velocidades diferentes, no qual foram avaliadas a turbidez remanescente e a densidade fitoplanctônica remanescente.

A Figura 5.39 apresenta, os resultados com réplicas da turbidez remanescente, para as velocidades estudadas na sedimentação e na flotação, dos ensaios reproduzidos no ponto 1 (22,5 mg/L x 6,5).

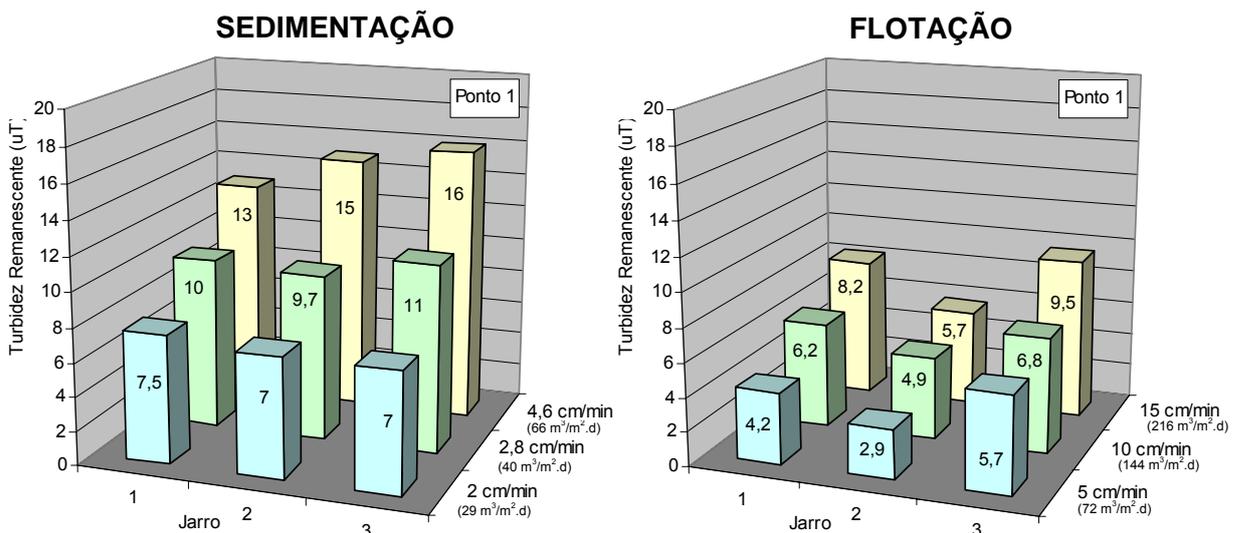


Figura 5.39: Turbidez remanescente em função de diferentes velocidades para o ponto 1, nos ensaios de sedimentação e flotação.

Na Figura 5.40 tem-se, os resultados com réplicas da densidade fitoplanctônica remanescente, para as velocidades estudadas na sedimentação e na flotação, dos ensaios reproduzidos no ponto 1.

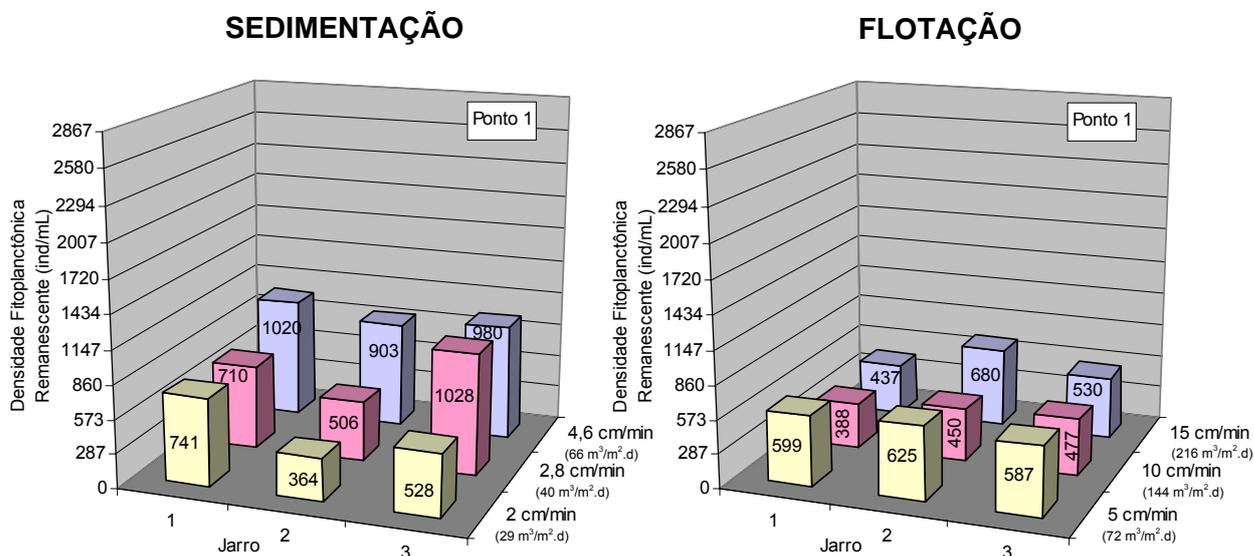


Figura 5.40: Densidade fitoplanctônica remanescente em função de diferentes velocidades para o ponto 1, nos ensaios de sedimentação e flotação.

Analisando as Figuras 5.39 e 5.40, verificou-se que de forma global os ensaios de flotação apresentaram maior eficiência em termos de remoção da turbidez e de fitoplâncton.

Os valores de turbidez remanescentes variaram de 2,9 a 9,5 uT na flotação e de 7 a 16 uT na sedimentação. A maior eficiência de remoção da turbidez foi verificada na velocidade de 2 cm/min na sedimentação, o que corresponde a taxa de aplicação superficial (TAS) de $29 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Já na flotação a velocidade de 5 cm/min correspondente a TAS de $72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ é a que registrou a maior eficiência de remoção da turbidez.

A densidade fitoplanctônica remanescente nos ensaios variaram de 364 a 1020 ind/mL na sedimentação e de 388 a 680 ind/mL na flotação. Para as três velocidades ou TAS estudadas na flotação a diferença de remoção de fitoplâncton não foi significativa, já na sedimentação houve uma ligeira diferença entre as três velocidades.

Observou-se também que os valores de densidade fitoplanctônica remanescentes na a velocidade de ascensional de 10 cm/min (TAS de $144 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) foram inferiores aos valores obtidos para a de velocidade de 5 cm/min (TAS $72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$).

A Figura 5.41 mostra, os resultados com réplicas da turbidez remanescente, para as velocidades estudadas na sedimentação e na flotação, dos ensaios reproduzidos no ponto 2 (15 mg/L x 6,1).

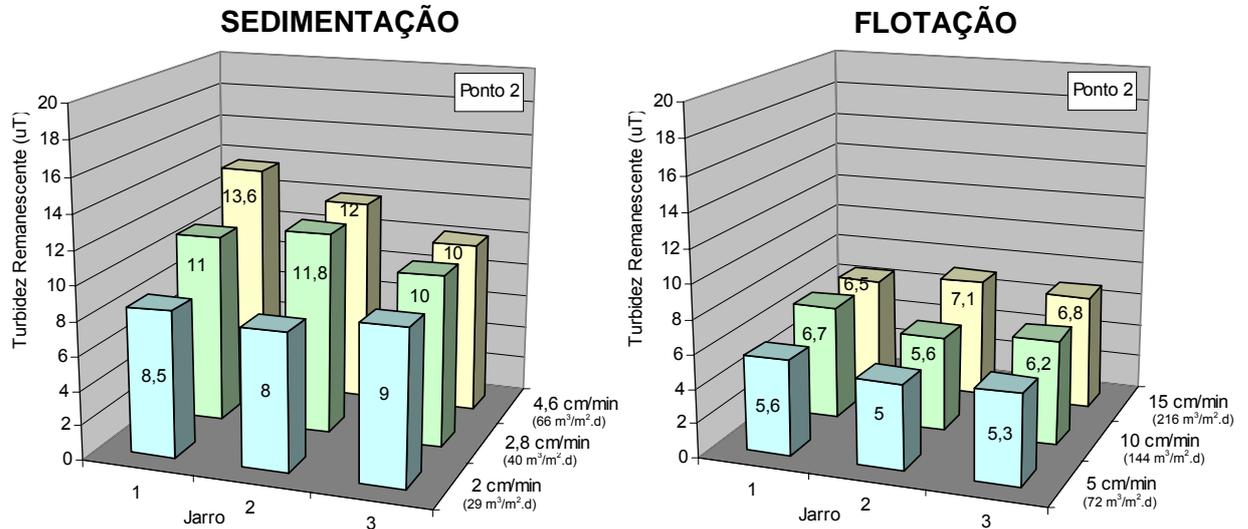


Figura 5.41: Turbidez remanescente em função de diferentes velocidades para o ponto 2, nos ensaios de sedimentação e flotação.

Na Figura 5.42 tem-se os resultados com réplicas da densidade fitoplanctônica remanescente, para as velocidades estudadas na sedimentação e na flotação, dos ensaios reproduzidos no ponto 2.

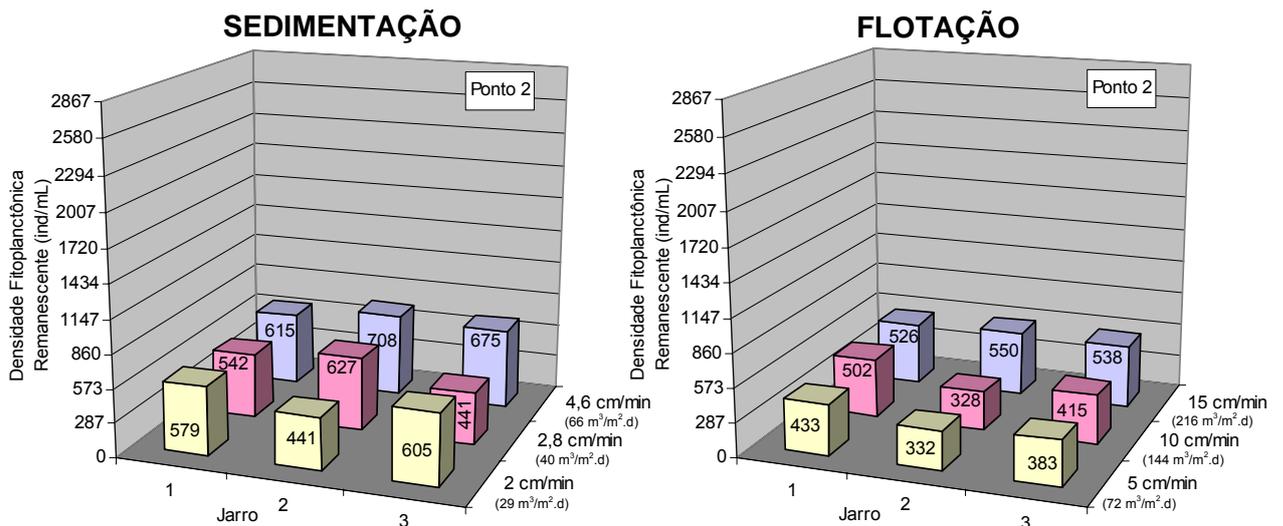


Figura 5.42: Densidade fitoplanctônica remanescente em função de diferentes velocidades para o ponto 2, nos ensaios de sedimentação e flotação.

Por meio das Figuras 5.41 e 5.42, verificou-se que de maneira geral os ensaios de flotação apresentaram maior eficiência em termos de remoção da turbidez e de fitoplâncton.

Os valores de turbidez variaram de 5 a 7,1 uT na flotação e de 8 a 13,6 uT na sedimentação. Assim como ocorreu no ponto 1, a maior eficiência de remoção da turbidez ocorreu nas velocidades de 2,0 cm/min (TAS de 29 m³/m².d) na sedimentação e 5,0 cm/min, na flotação.

A densidade fitoplanctônica remanescente nos ensaios no ponto 2 variaram de 495 a 724 na sedimentação e de 332 a 550 ind/mL na flotação. Nas três velocidades estudadas, tanto na flotação quanto na sedimentação não houve diferença significativa na remoção de fitoplâncton.

O ponto 2 foi escolhido por demandar uma menor dosagem de coagulante (7,5 mg/L de economia) para obter uma turbidez remanescente satisfatória, conforme escolhido no diagrama de coagulação. Comparando-se os resultados de turbidez remanescente do ponto 2 (Figura 5.41) com os do ponto 1 (Figura 5.39), pode-se observar que o ponto 2 não apresentou diferenças significativas em termos de remoção da turbidez em ambos os processos.

Comparando-se os resultados do ponto 2 (Figura 5.42) aos do ponto 1 (Figura 5.40), observa-se que, a remoção da densidade fitoplanctônica na sedimentação foi ligeiramente mais efetiva no ponto 2 que no ponto 1, em todas as velocidades investigadas.

Já na flotação, o ponto 2 também apresentou menores valores de densidade fitoplanctônica, quando comparado ao ponto 1. Isso revela a vantagem de se trabalhar no ponto 2 do diagrama uma vez que nesse ponto há um economia de coagulante e de alcalinizante mantendo-se a aproximadamente a mesma eficiência de remoção de turbidez e fitoplâncton.

Nos pontos 1 e 2, os ensaios de sedimentação, para a velocidade de 4,6 cm/min (TAS = 66 m³/m².d) houve pouca eficiência de remoção da turbidez em relação a água bruta (20 uT).

Nos dois pontos, os melhores resultados de remoção da turbidez foi para as velocidades de sedimentação de 2 cm/min que correspondem às taxas de aplicação

superficial (TAS) de $29 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Para essa taxa a eficiência de remoção da turbidez variou de 63 a 65% no ponto 1 e de 55 a 60% no ponto 2.

Nos ensaios de flotação, a velocidade de 5 cm/min (TAS= $72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) apresentou resultado menor de turbidez remanescente de 72 a 86 % de remoção em relação à turbidez da água bruta, no ponto 1 e de 72 a 75 % no ponto 2.

Comparando os resultados de turbidez remanescente da maior velocidade de sedimentação investigada nos ensaios de sedimentação (4,6 cm/min ou TAS = $66 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) com a menor velocidade ascensional (5 cm/min ou TAS = $72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$), percebe-se que a eficiência de remoção de turbidez é maior em ambos os pontos, na flotação, ou seja mesmo aplicando-se taxas semelhantes, o processo de flotação apresentou resultados mais satisfatórios.

Para as velocidades de 10 e 15 cm/min (TAS de 144 e $216 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) os valores de turbidez remanescente ainda revelaram ser menor ou igual aos valores de turbidez remanescente dos ensaios de sedimentação para as velocidades de 2 e 2,8 cm/min (29 e $40 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, respectivamente).

Em fim, os ensaios com a água Tipo 1 revelaram que a flotação foi mais eficiente em termos de remoção de turbidez e fitoplâncton mesmo quando foram utilizadas taxas maiores que as taxas utilizadas na sedimentação. Esse fato justifica a economia que pode ser feita em termos de área de construção das unidades de separação sólido líquido.

5.3.3 Estudo da Sedimentação e da Flotação para pontos do Diagrama de Coagulação da *Água Tipo 2*

Da mesma forma que no item 5.3.2, os pares de valores “dosagem de coagulante x pH de coagulação” representados pelos pontos 3 e 4, escolhidos para a água Tipo 2, apresentados no item 5.2.1.4, foram reproduzidos por meio dos ensaios de sedimentação e flotação (APÊNDICE E). Para cada um dos processos analisados foram coletadas amostras com réplicas, em três velocidades diferentes, no qual foram avaliadas a turbidez remanescente e a densidade fitoplanctônica remanescente.

A Figura 5.43 mostra os resultados com réplicas da turbidez remanescente, para as velocidades estudadas na sedimentação e na flotação, dos ensaios reproduzidos no ponto 3 (27,5 mg/L x 6,4).

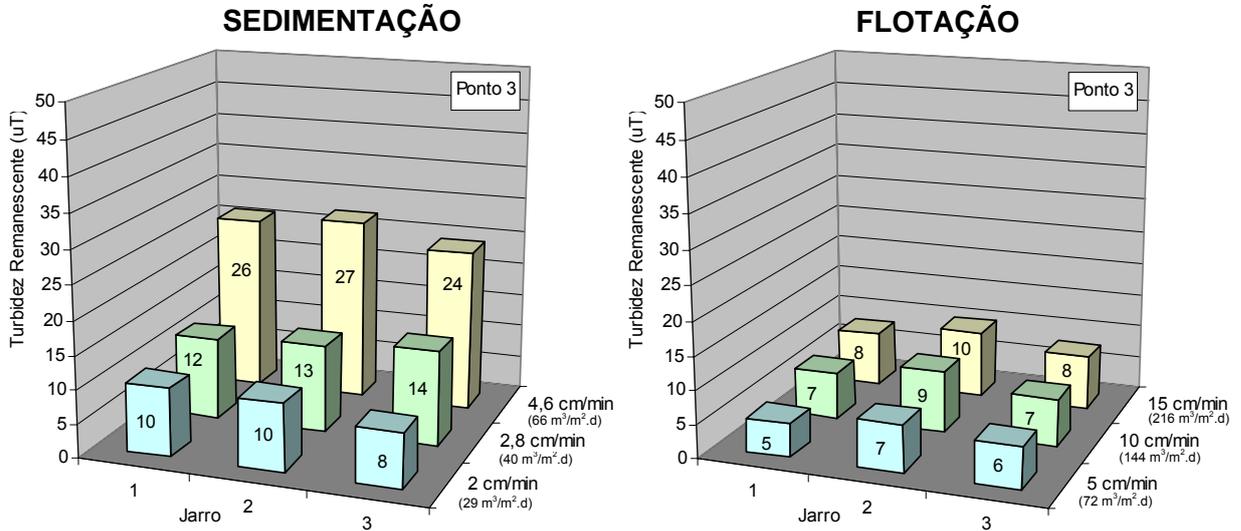


Figura 5.43: Turbidez remanescente em função de diferentes velocidades para o ponto 3, nos ensaios de sedimentação e flotação.

Na Figura 5.44 são apresentados os resultados com réplicas da densidade fitoplanctônica remanescente, para as velocidades estudadas na sedimentação e na flotação, dos ensaios reproduzidos no ponto 3.

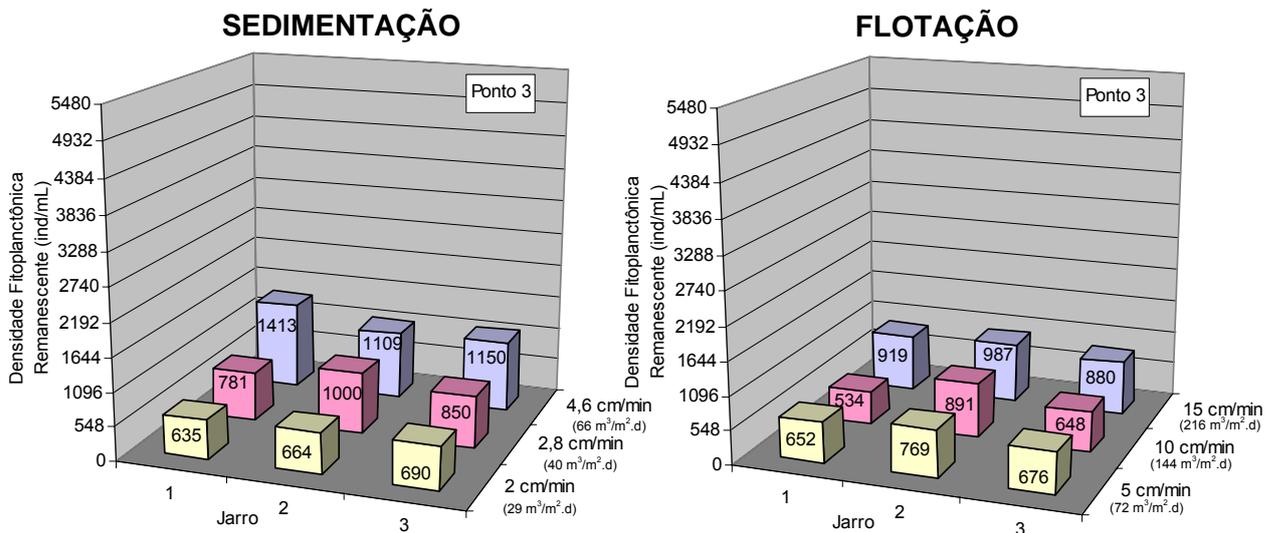


Figura 5.44: Densidade fitoplanctônica remanescente em função de diferentes velocidades para o ponto 3, nos ensaios de sedimentação e flotação.

Observando os resultados nas Figuras 5.43 e 5.44, nota-se que os ensaios de flotação apresentaram maior eficiência em termos de remoção da turbidez e eficiência similar quando se analisam os resultados de densidade fitoplanctônica.

Os valores de turbidez remanescentes variaram de 5 a 10 uT na flotação e de 8 a 27 uT na sedimentação. A maior eficiência de remoção da turbidez, na sedimentação, foi verificada na velocidade de 2 cm/min. Já na flotação a velocidade de 5 cm/min correspondente a TAS de $72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ é a que registrou a maior eficiência de remoção da turbidez.

A densidade fitoplanctônica remanescente nos ensaios variaram de 635 a 1413 ind/mL na sedimentação e de 652 a 987 ind/mL na flotação. Pode-se observar que da mesma forma que ocorreu com a água Tipo 1, para as três velocidades ou TAS estudadas na flotação a diferença de remoção de fitoplâncton não foi significativa, já na sedimentação observou-se uma ligeira diferença entre as três velocidades.

Na Figura 5.45 tem-se, os resultados com réplicas da turbidez remanescente, para as velocidades estudadas na sedimentação e na flotação, dos ensaios reproduzidos no ponto 4 ($20 \text{ mg/L} \times 6,1$).

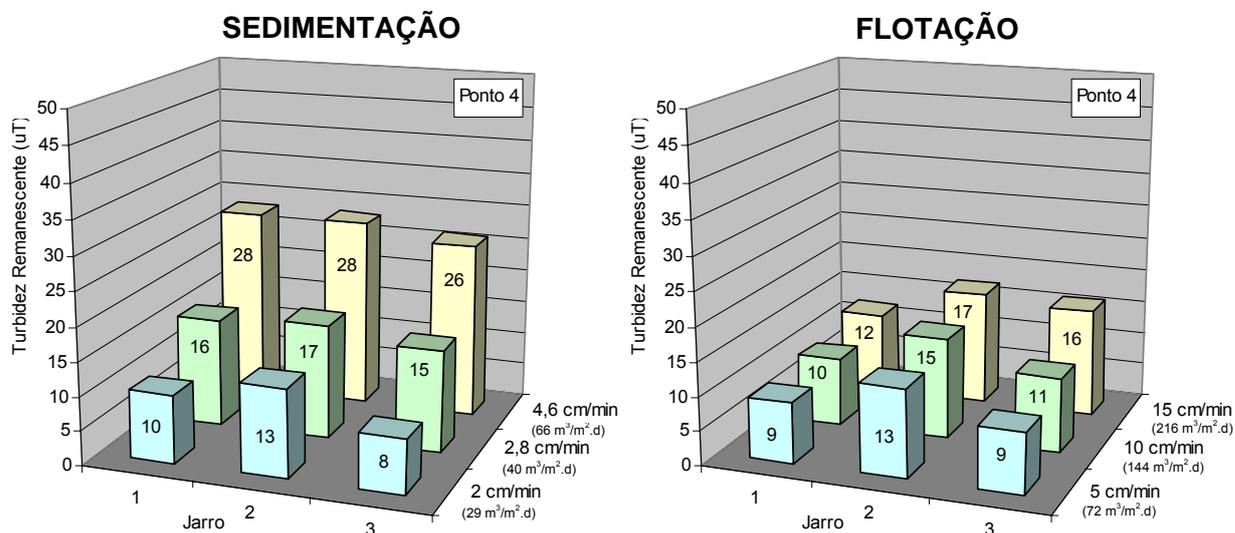


Figura 5.45: Turbidez remanescente em função de diferentes velocidades para o ponto 4, nos ensaios de sedimentação e flotação.

Na Figura 5.46 tem-se os resultados com réplicas da densidade fitoplanctônica remanescente, para as velocidades estudadas na sedimentação e na flotação, dos ensaios reproduzidos no ponto 4.

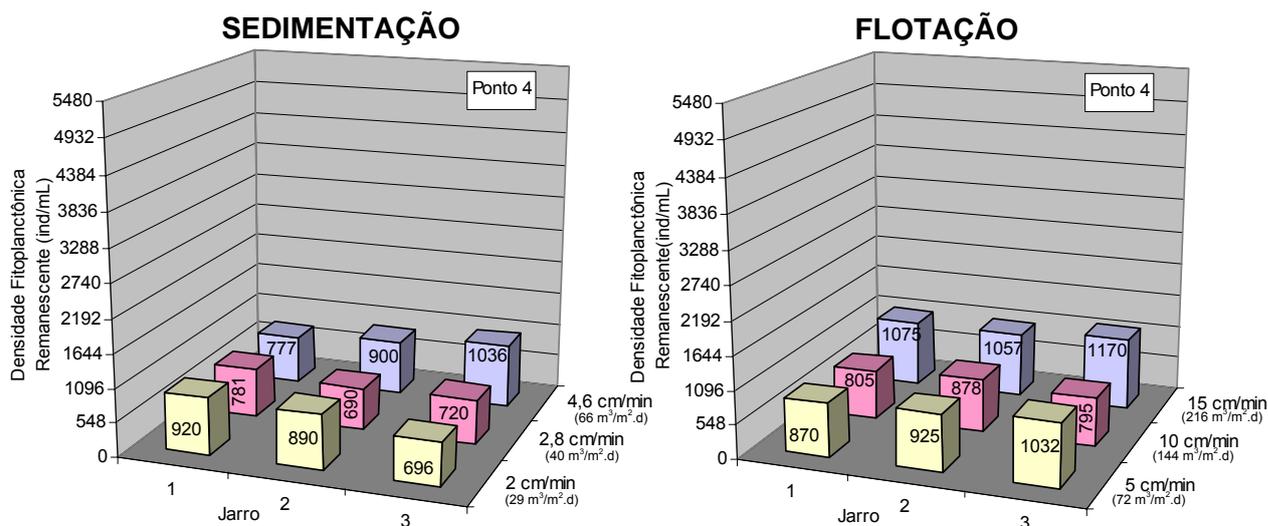


Figura 5.46: Densidade fitoplanctônica remanescente em função de diferentes velocidades para o ponto 4, nos ensaios de sedimentação e flotação.

Através das Figuras 5.45 e 5.46, verificou-se que os ensaios de flotação apresentaram eficiência ligeiramente maior em termos de remoção da turbidez. Já os resultados de fitoplâncton remanescente foram similares nos dois processos.

Os valores de turbidez variaram de 9 a 17 uT na flotação e de 8 a 28 uT na sedimentação. Assim como ocorreu no ponto 3, a maior eficiência de remoção da turbidez ocorreu nas velocidades de 2 cm/min (TAS de 29 m³/m².d) na sedimentação e 5 cm/min, na flotação.

A densidade fitoplanctônica remanescente nos ensaios no ponto 2 variaram de 690 a 1.036 ind/mL na sedimentação e de 795 a 1.170 ind/mL na flotação. Nas três velocidades estudadas, tanto na flotação quanto na sedimentação não houve diferença significativa na remoção de fitoplâncton.

Selecionou-se no diagrama de coagulação da água Tipo 2 o ponto 4 pelo fato deste demandar uma menor dosagem de coagulante (7,5 mg/L de economia) para obter uma turbidez remanescente satisfatória. Comparando-se os resultados de turbidez remanescente do ponto 4 (Figura 5.45) com os do ponto 3 (Figura 5.43), pode-se observar que o ponto 4 apresentou valores similares de turbidez remanescente com relação ao ponto 3, indicando que ao se trabalhar com uma dosagem mais econômica de coagulante pode-se obter praticamente a mesma remoção.

Comparando-se os resultados do ponto 4 (Figura 5.46) aos do ponto 3 (Figura 5.44), observa-se que, a remoção da densidade fitoplanctônica na sedimentação foi ligeiramente mais efetiva no ponto 4, com exceção da velocidade de 2 cm/min no

qual os resultados de fitoplâncton mostraram-se similares nos dois pontos. Na flotação, o ponto 3 apresentou menores valores de densidade fitoplanctônica, quando comparados aos resultados do ponto 4.

Nos pontos 3 e 4, os ensaios de sedimentação, para velocidade de 4,6 cm/min (TAS = $66 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) a eficiência de remoção da turbidez foi pequena em relação a água bruta (50 uT) em torno de 50%.

Nos dois pontos os melhores resultados de remoção da turbidez foi para as velocidades de sedimentação de 2 cm/min que correspondem às taxas de aplicação superficial (TAS) de $29 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Para essa taxa a eficiência de remoção da turbidez variou de 80 a 84% no ponto 3 e de 74 a 84% no ponto 4.

Nos ensaios de flotação, na velocidade de 5 cm/min (TAS = $72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) apresentou resultado menor de turbidez remanescente de 82 a 90 % de remoção em relação à turbidez da água bruta, no ponto 3 e de 74 a 82 % no ponto 4.

Comparando os resultados de turbidez remanescente da maior velocidade de sedimentação investigada nos ensaios de sedimentação (4,6 cm/min ou TAS = $66 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) com a menor velocidade ascensional (5 cm/min ou TAS = $72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$), percebe-se que a eficiência de remoção de turbidez é maior em ambos os pontos, na flotação, ou seja mesmo aplicando-se taxas semelhantes, o processo de flotação para água Tipo 2 também apresentou resultados mais satisfatórios.

Para velocidades de 10 e 15 cm/min (TAS de 144 e $216 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) os valores de turbidez remanescente ainda revelaram ser menor ou igual aos valores de turbidez remanescente dos ensaios de sedimentação para as velocidades de 2 e 2,8 cm/min (29 e $40 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, respectivamente), principalmente no ponto 3.

Os ensaios com a água Tipo 2 também revelaram que a flotação foi mais eficiente em termos de remoção de turbidez e fitoplâncton mesmo quando foram utilizadas taxas maiores que as taxas utilizadas na sedimentação, justificando desta forma uma economia na área de construção das unidades onde ocorrem os processos.

5.3.4 Estudo da Sedimentação e da Flotação para os pontos do Diagrama de Coagulação da Água Tipo 3

Finalmente, os pares de valores “dosagem de coagulante x pH de coagulação” representados pelos pontos 5 e 6, escolhidos para a água Tipo 3, apresentados no item 5.2.1.4, foram reproduzidos por meio dos ensaios de sedimentação e flotação (APÊNDICE F). Para cada um dos processos analisados foram coletadas amostras com réplicas, em três velocidades diferentes, no qual foram avaliadas a turbidez remanescente e a densidade fitoplanctônica remanescente.

Na Figura 5.47 tem-se, os resultados com réplicas da turbidez remanescente, para as velocidades estudadas na sedimentação e na flotação, dos ensaios reproduzidos no ponto 5 (42,5 mg/L x 6,3).

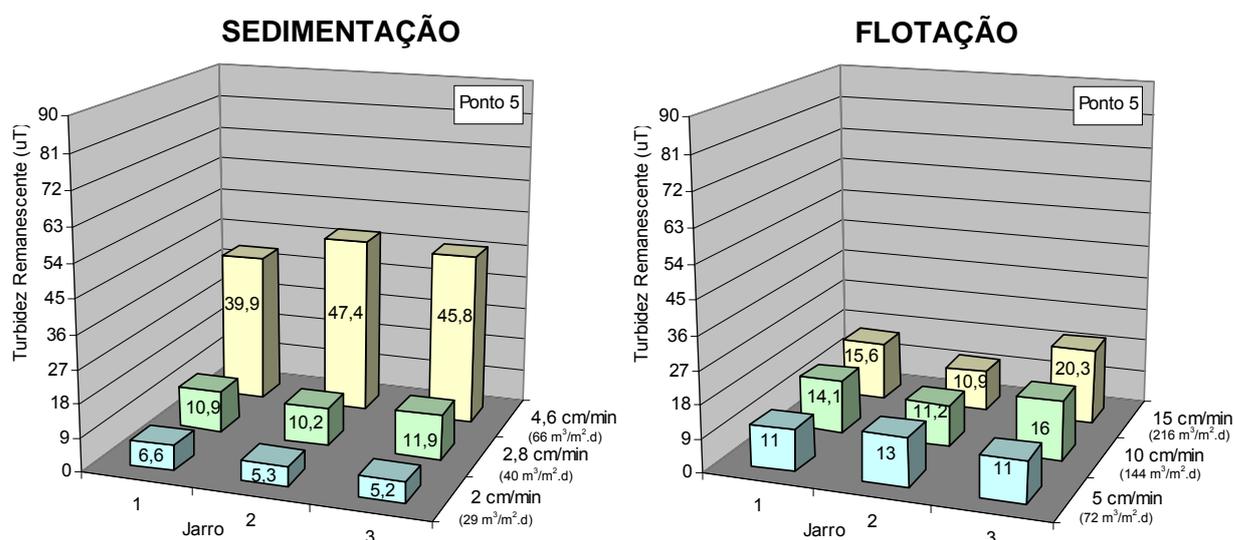


Figura 5.47: Turbidez remanescente em função de diferentes velocidades para o ponto 5, nos ensaios de sedimentação e flotação.

Na Figura 5.48 tem-se, os resultados com réplicas da densidade fitoplanctônica remanescente, para as velocidades estudadas na sedimentação e na flotação, dos ensaios reproduzidos no ponto 5.

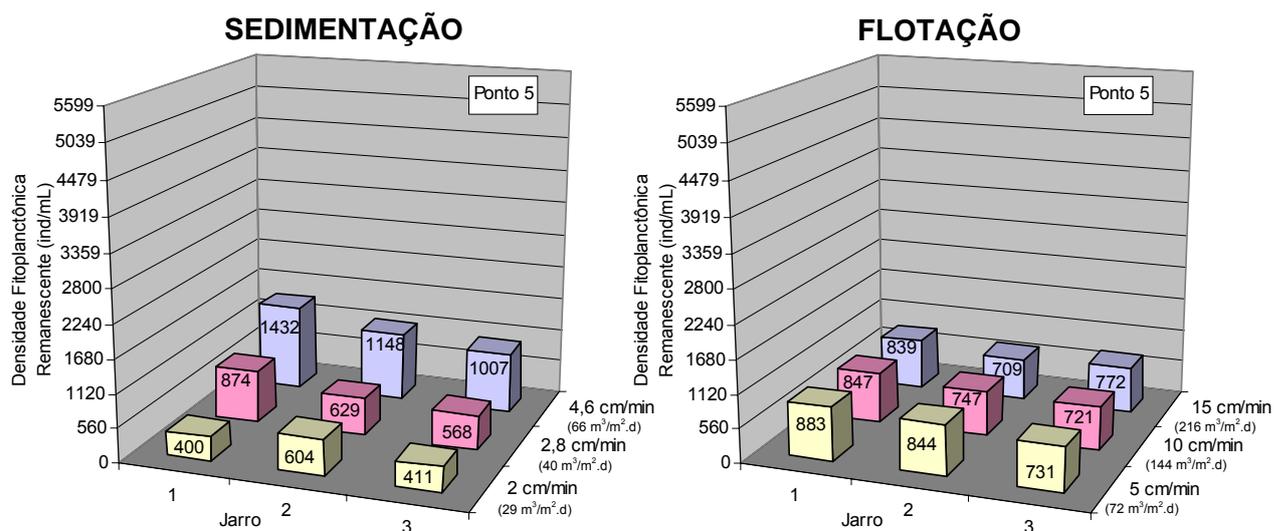


Figura 5.48: Densidade fitoplanctônica remanescente em função de diferentes velocidades para o ponto 5, nos ensaios de sedimentação e flotação.

Analisando as Figuras 5.47 e 5.48, verificou-se de maneira geral que os ensaios de flotação apresentaram maior eficiência em termos de remoção da turbidez em todas as velocidades investigadas.

Os valores de turbidez remanescentes variaram de 11 a 20,3 uT na flotação e de 5,2 a 47,4 uT na sedimentação. A maior eficiência de remoção da turbidez foi verificada na velocidade de 2 cm/min na sedimentação, o que corresponde a taxa de aplicação superficial (TAS) de $29 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Já na flotação a velocidade de 5 cm/min correspondente a TAS de $72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ é a que registrou a maior eficiência de remoção da turbidez.

Na sedimentação, na velocidade de 4,6 cm/min (TAS = $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) a remoção da turbidez foi bem inferior a remoção obtida na velocidade de 5 cm/min (TAS = $72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$). Nas velocidades de sedimentação de 2 e 2,8 cm/min (TAS de 29 e $40 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, respectivamente) os resultados de turbidez foram iguais ou inferiores aos obtidos na velocidade ascensional de 5 cm/min (TAS = $72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$). O que reforça ainda a superioridade da flotação em relação à sedimentação, mesmo para uma água que possui turbidez mais elevada.

A densidade fitoplanctônica remanescente nos ensaios variaram de 400 a 1.432 ind/mL na sedimentação e de 709 a 883 ind/mL na flotação. Para as três velocidades ou TAS estudadas na flotação a diferença de remoção de fitoplâncton não foi significativa, já na sedimentação houve uma ligeira diferença entre as três velocidades no ponto 5.

A Figura 5.49 apresenta, os resultados com réplicas da turbidez remanescente, para as velocidades estudadas na sedimentação e na flotação, dos ensaios reproduzidos no ponto 6 ($32,5 \text{ mg/L} \times 6,4$).

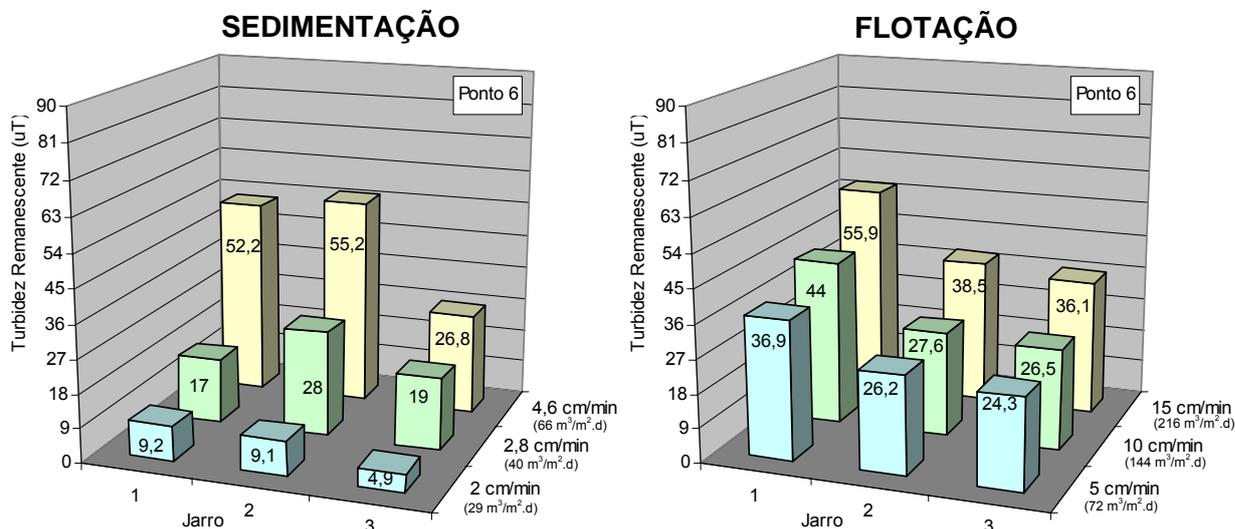


Figura 5.49: Turbidez remanescente em função de diferentes velocidades para o ponto 6, nos ensaios de sedimentação e flotação.

Na Figura 5.50 tem-se os resultados com réplicas da densidade fitoplanctônica remanescente, para as velocidades estudadas na sedimentação e na flotação, dos ensaios reproduzidos no ponto 6.

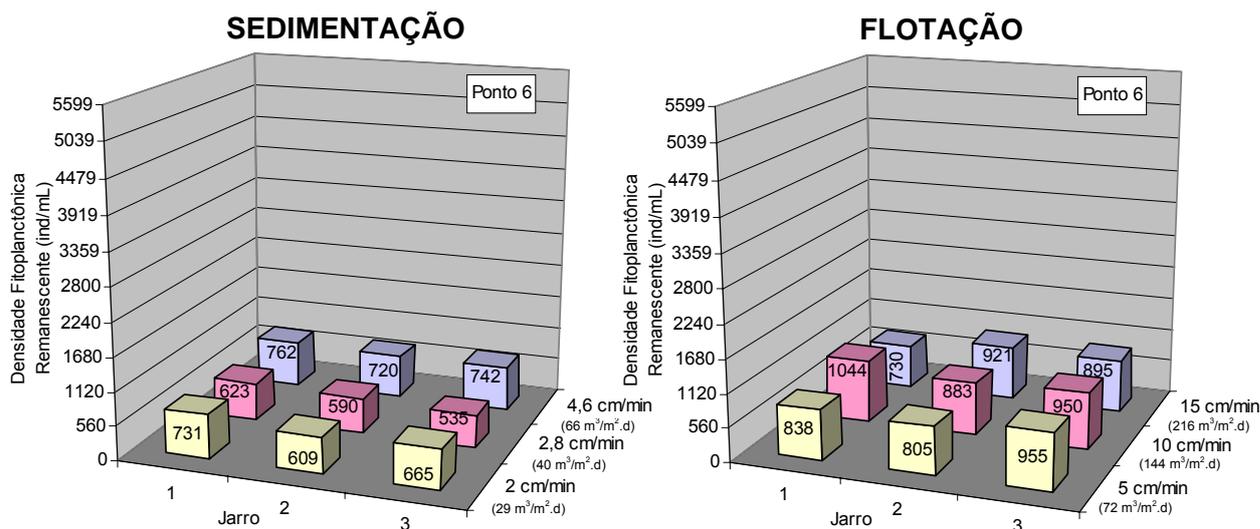


Figura 5.50: Densidade fitoplanctônica remanescente em função de diferentes velocidades para o ponto 6, nos ensaios de sedimentação e flotação.

Observando as Figuras 5.49 e 5.50, nota-se que de maneira geral os ensaios de sedimentação apresentaram maior eficiência em termos de remoção da turbidez e de fitoplâncton.

Os valores de turbidez variaram de 4,9 a 55,2 uT na sedimentação e de 24,3 a 55,9 uT na flotação. Assim como ocorreu no ponto 5, a maior eficiência de remoção da turbidez ocorreu nas velocidades de 2 cm/min (TAS = 29 m³/m².d) na sedimentação e 5 cm/min, na flotação (TAS = 72 m³/m².d).

A densidade fitoplanctônica remanescente nos ensaios no ponto 6 variaram de 609 a 762 ind/mL na sedimentação e de 730 a 1.044 ind/mL na flotação. Nas três velocidades estudadas, tanto na flotação quanto na sedimentação não houve diferenças significativas na remoção de fitoplâncton.

O ponto 6 foi escolhido por demandar uma menor dosagem de coagulante (10 mg/L de economia) para obter uma turbidez remanescente satisfatória, conforme escolhido no diagrama de coagulação. Comparando-se os resultados de turbidez e densidade fitoplanctônica remanescentes do ponto 5 (Figura 5.47) com os resultados do ponto 6 (Figura 5.49), pode-se observar a dosagem mais econômica no pH de coagulação investigado resultou numa menor remoção de turbidez pelos dois processos, não sendo recomendado trabalhar no ponto 6.

Comparando os resultados de turbidez remanescente, no ponto 5, da maior velocidade de sedimentação investigada nos ensaios de sedimentação (4,6 cm/min ou TAS=66 m³/m².d) com a menor velocidade ascensional (5 cm/min ou TAS =72 m³/m².d), percebe-se que a eficiência de remoção de turbidez é maior na flotação, ou seja mesmo aplicando-se taxas semelhantes, o processo de flotação apresentou resultados mais satisfatórios.

Os ensaios com a água tipo 3 revelaram que a flotação foi mais eficiente em termos de remoção de turbidez e fitoplâncton mesmo quando foram utilizadas taxas maiores que as taxas utilizadas na sedimentação, o que justifica uma economia na área de construção das unidades.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 Conclusões

Dos resultados obtidos no trabalho realizado, em escala de bancada, utilizando água do Rio Santa Maria da Vitória e sulfato de alumínio como coagulante, pode-se delinear as seguintes conclusões:

- O conhecimento preliminar da variação temporal, da qualidade da água do rio Santa Maria da Vitória, permitiu definir uma água representativa da época de estiagem, outra de chuvas e uma de época de chuvas críticas;
- Como a faixa de pH ótima manteve-se a mesma para cada diagrama (entre 6,0 e 6,7), houve apenas variação na dosagem de coagulante, havendo menores dosagens para água de menor turbidez (Tipo 1), maiores dosagens para água maior turbidez (Tipo 3) e valores intermediários para água Tipo 2;
- Por meio dos diagramas de coagulação foi possível delimitar regiões de maior remoção de turbidez, no mecanismo da varredura, e definir pares de valores (dosagem de coagulante x pH de coagulação), dois pares para cada diagrama, sendo um par de remoção ótima da turbidez e outro de remoção inferior à ótima, porém mais econômico, para assim avaliar a remoção da turbidez e do fitoplâncton na sedimentação e no processo de flotação;
- Os pontos onde a dosagem foi mais econômica se apresentaram eficientes nas águas Tipo 1 e 2, cuja a turbidez da água bruta foi, respectivamente, 20 e 50 uT, na maioria dos resultados;
- Por meio dos ensaios de sedimentação e flotação, com a água Tipo 3 pode-se concluir que no ponto de dosagem mais econômica não resultou valores melhores de remoção de turbidez e fitoplâncton;
- A análise da composição qualitativa da comunidade fitoplanctônica permitiu a

identificação de 40 táxons no ponto de captação e nas águas Tipo 1, 2 e 3. A Classe Bacillariophyceae foi a mais representativa em termos de riqueza de táxons;

- Dos 40 táxons identificados 17 são mencionados como possíveis causadores de problemas operacionais como a colmatção dos filtros, sendo em sua maioria pertencentes à classe Bacillariophyceae;
- A densidade numérica total da comunidade fitoplâncton não foi muito elevada. A Classe Cyanophyceae foi a que apresentou maior contribuição, em termos percentuais, de 94,35% a 97,76% da densidade numérica;
- A espécie *Synechocystis* sp foi a mais representativa numericamente, entre as todas as Classes. Como se trata de uma cianobactéria potencialmente produtora de toxina, este resultado sugere que haja um monitoramento efetivo da água do rio Santa Maria da Vitória, uma vez que abastece estação de tratamento de água para consumo humano;
- A sedimentação mesmo utilizando as menores taxas de aplicação superficial investigadas, revelou-se de maneira geral menos eficiente na remoção da turbidez e de fitoplâncton que a flotação;
- O processo de flotação apresentou resultados similares entre as diferentes taxas de aplicação superficial investigadas, o que possibilita aumentar a vazão e manter os resultados de eficiência de remoção de turbidez e fitoplâncton semelhantes. Tal fato permite maior flexibilidade operacional;
- Comparando a sedimentação e a flotação, verifica-se que a flotação revelou-se como a melhor alternativa para a remoção da turbidez e de fitoplâncton, uma vez que permite emprego de taxas de aplicação superficial mais elevadas, ou seja, áreas de implantação menores.

6.2 Recomendações

- Realizar a construção de diagramas de coagulação, para água do rio Santa Maria da Vitória, com outros coagulantes comumente empregados em ETA's, como o sulfato férrico, cloreto férrico dentre outros. A fim de avaliar qual seria mais eficiente e econômico para a água deste rio;
- Construir diagramas de coagulação para o processo de flotação;
- Realizar avaliação estatística dos resultados obtidos nos ensaios de reprodução dos pares de valores para avaliar a significância dos mesmos;
- Realizar os ensaios de reprodução dos pares de valores para avaliar a remoção da turbidez e do fitoplâncton em seqüência de tratamento em ciclo completo, verificando a capacidade dos filtros;
- Realizar os ensaios de reprodução dos pares de valores para avaliar diferentes tempos e gradientes de floculação;
- Utilizar a metodologia adotada para outros tipos de água, principalmente àquelas que apresentam altas densidades de fitoplâncton;
- Recomenda-se que a ETA 5 passe a aplicar o alcalizante, antes da aplicação do coagulante, para elevação do pH de coagulação, para melhoria da remoção da turbidez, conforme diagramas levantados.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K. M. **Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation.** JAWWA, v. 74, n. 4, p. 210-216, 1982.

APHA – **American Publication Health Association, Standard for the Examination of Water and Wastewater.** 20^a. Greenberg, A.E; Clesceri, L. S. & Eaton A.D; U.S.A. 2005.

AZEVEDO, S.M.F.O. e BRANDÃO, C.C.S. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano.** FUNASA/MS, Brasília, Brasil. (56p). 2003.

BENHARDT, H & CLASEN, J. **Flocculation of micro-organisms.** Journal Water SRT – Aqua, 40(2); pp. 76-81. 1991.

BENHARDT, H & CLASEN, J. **Investigations into the flocculation mechanisms of small algal cells.** Journal Water SRT – Aqua, 43(5); pp. 222-232. 1994.

BICUDO, C. E. M. & BICUDO, R. M. T. **Algas de águas continentais brasileiras:** chave ilustrada para identificação de gêneros. EDUSP/FUNDEC, 1970.

BICUDO, C.E. de M. & MENEZES, M. (organizadores). **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil** (chave para identificação e descrições). São Carlos – RiMa, 508p. 2005

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; & MOLICA, R. **Cianobactéria invasora.** Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento, 30, jan-jun, 89-90. 2003.

BOURRELLY, P. **Les algues d'eau douce. Initiation à la systematique. I. Les algues jaunes et brunes: Chrysophycées, Pheophycées Xantophycées et Diatomées.** Editions N, Boubée & Cie Paris. 438 p. 1968.

BOURRELLY, P. **Les algues d'eau douce. Initiation à la systematique. III. Les algues bleues et rouges, les Eugleniens,** Editions N, Boubée & Cie Paris, 512 p. 1970.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária.** 2. ed. São Paulo: CETESB, 620p, 1978.

BRANDÃO, C.W.C.; LACERDA, M.R.S. e ABREU, M.C. **Influência de tempo de floculação na filtração direta de águas com baixa turbidez e teor elevado de algas**. Anais de VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Lisboa, Portugal, 1996.

BRASIL. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. Aprova o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Fundação Nacional de Saúde**, Brasília, março, 2004.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**, Brasília, março, 2004.

CAMPOS, J. R.; REALI, M. A. P. & DANIEL, L. A. **Conceitos gerais sobre técnicas de tratamento de águas de abastecimento, esgotos sanitários e desinfecção** / São Carlos - Universidade de São Paulo Escola de engenharia de São Carlos. 2003.

CENTURIONE FILHO, P. L. & DI BERNARDO, L. **Procedimento para execução de ensaios de flotação/filtração em equipamento de bancada**, Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol. 8 – Nº 1 – jan/mar - 39-44p, 2003.

CENTURIONE FILHO, P. L. **Desenvolvimento e operação de uma instalação de flotação de bancada para águas de abastecimento**, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

COSTA, E. R. H. da. **Estudo do uso de polímeros naturais como auxiliares de floculação com base no diagrama de coagulação do sulfato de alumínio**. 1992. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.

COSTA, E. R. H. **Aumento da capacidade de estações de tratamento de água através da seleção de coagulantes e auxiliares de floculação especiais**. In: XVIII Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1995, Salvador. Anais do XVIII Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1995.

COSTA, E. R. H. **Otimização dos processos de coagulação e floculação (apresentação)**. Encontro Técnico da COPASA, Belo Horizonte, 2003.

COSTA, E. R. H. **Estudos de tratabilidade para redução do consumo de coagulante e remoção eficiente de ferro e do manganês (Estudo de caso)**. In: XXIII Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande. Anais do XXIII Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

DE JULIO, M. **Efeito da massa molecular das substâncias húmicas na eficiência da coagulação com o reagente de feton, floculação e flotação de águas de mesma cor verdadeira**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

DIAS, C. J & OLIVEIRA, F.R do A. **Estudo da Comunidade fitoplanctônica**. Capítulo 4 *in* BASTOS, A.C (coordenador) **Monitoramento Ambiental – projeto recifes artificiais marinhos: Victory 8B** Vitória (ES), UFES, c.4, 171p, 2005.

DI BERNARDO, L. (coordenador) **Tratamento de Água para abastecimento por Filtração Direta**. ABES, Rio de Janeiro, Brasil, 486p, 2003.

DI BERNARDO, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. Rio de Janeiro: ABES, 140p, 1995.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos, RiMa, 2ed., 2.v, 1565p, 2005.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A. S.; CENTURIONE FILHO, P.L. **Ensaio de tratabilidade de Águas e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos, RiMa, 237p. 2003.

EDLER, L. **Recommendations on phytoplankton and chlorophyl**. W. C. Baltic Marine Biologist, 9: 59, 1979.

FERNANDES, L.F.; LAGOS, P.D.; WOSIACK, A.C.; PACHECO, C.V.; DOMINGUES, L.; ZENHDER-ALVES, L.; COQUEMALA, V. **Comunidades fitoplanctônicas em ambientes lênticos**. Capítulo 9 *in* ANDREOLI, C.V. & CARNEIRO, C. (editores) **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados** Curitiba (PR), Sanepar, c.9, 500p, 2005.

HABTEC. **Diagnóstico e plano diretor das bacias dos rio Santa Maria e Jucu: biodiversidade, região estuarina e espaços territoriais protegidos.** Consórcio Intermunicipal das Bacias dos rios Santa Maria da Vitória e Jucu, Vitória, ES. 1997

KOMÁREK, J. & FOTT, B. **Chlorophyceae (Grünalgen), Ordiniung: Chlorococcales**, In: G. Huber-Pestalozzi, (ed), *Das phytoplankton des süßwassers; systematik und biologie*, Band 7(1), E. Schweizerbat'sche Verlagsbuch – handlung, Stuttgart, 1044p. 1983.

LACERDA, M. R. S; MARQUES, S. F. S e BRANDÃO; C. S. B. **Influência do pH de coagulação e do tempo de floculação na flotação por ar dissolvido de águas de baixa turbidez e com presença de algas.** In: 19º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu – PR. 1997.

LUND, J. W. G., KIPLING, C. & LECREN, E. D. **The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting.** *Hidrobiologia*, II: 143 – 170. 1958.

MARTINS, F.C.O. **Respostas ecofisiológicas da comunidade perifítica a diferentes graus de trofia no rio Santa Maria da Vitória, ES.** 112p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, 2006.

MENDES, C. G. da N. **Estudo da coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis.** 244p. 2v. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1989.

OLIVER, R. L. & GANF, G.G. **Freshwater Blooms** Capítulo 6 *in* WHITTON, B.A. & POTTS, M. (editores) **The Ecology of Cyanobacteria** (Their Diversity in Time and Space) Netherlandas, 669, 2000.

OLIVEIRA, J.M.B. de. **Remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* por meio e sedimentação e flotação: avaliação em escala de bancada.** 122p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, 2005.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferente tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada.** 205p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

PAYNE, A. I. **The ecology of tropical lakes and rivers.** Chichester. John Wiley & Sons. 301 p. 1986.

RICKLEFS, R.E. **A economia da Natureza**. 5ª Edição. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 2003.

RUBIM, K. T. **Comunidade fitoplanctônica e variáveis limnológicas no reservatório Rio Bonito (rio Santa Maria da Vitória, ES)**. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal do Espírito Santo, 2006.

SANTOS, Maria Madalena dos. **Aplicação da modelagem estocástica no estudo de riscos ao abastecimento de água da Grande Vitória**. 1994. 97f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Vitória, 1994.

TEIXEIRA, M.R. & ROSA, M.J. **Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa*** Part I: The key of operating conditions. Separation and purification Technology (SEPPUR) – pp. 11, 2006.

UEHLINGER, V. **Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique**. Arch. Sci., 17(2): 121-123. 1964.

UTERMÖHL, H. **Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton-methodik**. Mitt. Int. Verein. Limnol., 9: 1-38. 1958.

VIANNA, Marcos Rocha. **Hidráulica Aplicada às Estações de Tratamento de Água**. 3. ed., 1997.

von SPERLING, M. **Princípios do tratamento Biológico das Águas Residuárias – princípios básicos do tratamento de Esgotos**. DESA, Belo Horizonte, Brasil, 211p.1996.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological analysis**. Philadelphia. W.B. Saunders Company, p. 357. 1979.