

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,

MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

**REMOÇÃO DE CÉLULAS DE
CIANOBACTÉRIAS POR PROCESSOS DE
SEDIMENTAÇÃO E FLOTAÇÃO POR AR
DISSOLVIDO:**

AVALIAÇÃO EM ESCALA DE BANCADA

Lucas Milani Santiago

Belo Horizonte

2008

**REMOÇÃO DE CÉLULAS DE CIANOBACTÉRIAS
POR PROCESSOS DE SEDIMENTAÇÃO E
FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO:
AVALIAÇÃO EM ESCALA DE BANCADA**

Lucas Milani Santiago

Lucas Milani Santiago

REMOÇÃO DE CÉLULAS DE CIANOBACTÉRIAS
POR PROCESSOS DE SEDIMENTAÇÃO E
FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO:
AVALIAÇÃO EM ESCALA DE BANCADA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de Pesquisa: Qualidade e tratamento da água para consumo humano

Orientador: Valter Lúcio de Pádua

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2008

Página com as assinaturas dos membros da banca examinadora, fornecida pelo Colegiado do Programa

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelo dom da vida e pela proteção nos momentos em que as incertezas sobrepujavam o caminho a seguir.

Agradeço ao meu orientador, Valter Lúcio de Pádua por acreditar em mim desde o início, ao qual dedico todo o meu esforço. Sem a sua coordenação e apoio em todos os momentos, nada seria possível.

Agradeço aos meus companheiros de equipe, Bruno Eustáquio Ferreira Castro de Carvalho, Diogo Rodrigues dos Santos, Ana Maria Moreira Batista e Larissa Santos Vilaça que me acompanharam na jornada de três anos que levou ao desenvolvimento e conclusão desse trabalho.

Aos companheiros do DESA pelo indispensável apoio operacional: Jacson Laufer, Norma, Dona Chica e Olívia. À Hilda e Cláudia do Laboratório de Hidrometalurgia do Departamento de Engenharia Metalúrgica da EEUFMG e Fernando, do Laboratório de Controle da Poluição do DESA/EEUFMG, representando seus respectivos coordenadores e departamentos, pelo fornecimento de água destilada para realização dos ensaios de bancada.

Ao biólogo Fernando Jardim, que agradeço representando a equipe da COPASA, pela cessão de espaço, material e conhecimento para realização bem-sucedida dos cultivos de cianobactérias. À professora Sílvia, pelo apoio na realização dos testes estatísticos com os resultados das investigações experimentais.

Aos companheiros que cruzaram o meu caminho e contribuíram com o meu trabalho de alguma maneira no DESA: Erick, Eros, Fábio, Leonardo, Alisson, Herbert e outros. Aos colegas do mestrado, em especial às minhas amigas Camila e Carolina, pelo carinho.

Meu muito obrigado ao DESA, a Escola de Engenharia e a UFMG pela oportunidade de ter estudado em uma escola pública de qualidade e compromissada com a formação de seus estudantes.

E finalmente ao PROSAB-Água, incluindo-se aí a equipe nacional e as instituições financeiras do projeto, pelo fornecimento de recursos financeiros tão importantes para a formação de pesquisadores e geração de conhecimento em nosso tão desigual país.

RESUMO

O aumento dos nutrientes na água dos mananciais de captação afeta negativamente a qualidade da água e compromete os seus usos. Um dos problemas que podem ocorrer é a floração de cianobactérias. A presença de cianobactérias na água bruta pode dificultar e encarecer o tratamento da água bruta, mas a principal importância sanitária desse fenômeno é a possível geração de cianotoxinas, que podem causar danos fatais à saúde humana.

O presente trabalho avaliou a eficiência dos processos de sedimentação e flotação por ar dissolvido (FAD) para tratar águas contaminadas por filamentos de *C. raciborskii* e cocóides de *M. protocystis* na concentração de 10^5 células/mL, por meio de ensaios de laboratório realizados com aparelhos de jarreste e flotatestes, usando água destilada inoculada com cultivos das duas cianobactérias. Os coagulantes utilizados foram o sulfato de alumínio e o cloreto férrico, para duas taxas de aplicação superficiais.

A análise qualitativa dos diagramas de coagulação mostrou que tanto a sedimentação quanto a FAD apresentaram eficiências mais baixas de remoção da turbidez nos ensaios com filamentos do que nos ensaios com células cocóides. O cloreto férrico gerou menor reprodutibilidade dos resultados ante as variações de pH de coagulação, mas gerou resultados mais baixos de turbidez e cor aparente remanescentes do que o sulfato de alumínio nos ensaios de sedimentação. Houve situações, nos dois tipos de ensaios, onde o cloreto piorou a qualidade da água de estudo. O sulfato de alumínio apresentou melhores resultados para os ensaios de FAD do que o cloreto, de maneira geral. Para esse coagulante, a eficiência de remoção de filamentos é visivelmente menor. Na comparação entre a FAD e a sedimentação a FAD gerou resultados melhores para valores de pH mais baixos e doses menores de coagulante.

A análise estatística foi realizada em pares de ensaios selecionados. Na comparação entre sedimentação e FAD com cloreto férrico e filamentos, não houve diferenças estatisticamente relevantes entre os dois processos, o que pode ser relacionado com a análise qualitativa. A FAD, com o sulfato de alumínio, superou o rendimento da sedimentação para células de *C. raciborskii* e comprovadamente obteve melhores resultados na remoção de células cocóides do que filamentos.

ABSTRACT

The increase of nutrients in water supply reservoirs may affect water quality and its usage. One of the possible problems is the blooming of cyanobacteria. Cyanobacterial cells occurrence in raw water may increase treatment difficulty and hence its cost, but the main sanitary concern involves the release of cyanotoxins which might cause fatal damages to human health.

This work evaluated the efficiency of dissolved air flotation (DAF) and sedimentation processes in treating raw waters with a cyanobacterial biomass of 10^5 cells/mL of cocoid *M. protocystis* cells and *C. raciborskii* filamentous, using laboratory apparatuses of bench-scale jarrest and flotest, with distilled water spiked with cyanobacterial cells. Two coagulants have been used: aluminum sulphate and ferric chloride, for two superficial application taxes.

The qualitative analyses of the coagulation diagrams showed that both sedimentation and DAF experiments with *C. raciborskii* resulted in lower efficiency in turbidity removal values compared to *M. protocystis* experiments. Experiments with ferric chloride resulted in low reproductibility with the variation of coagulation pH, but its performance was better than alum in the sedimentation experiments. In some results of both experiments, ferric chloride brought a deterioration of studied water quality. Alum performed better than ferric chloride in overall DAF experiments, with visible greater efficiency in the removal of cocoid cells. In the experiments in which comparison was possible, DAF performed better than sedimentation, for lower coagulant dosages and lower coagulation pH.

A statistical analyses has been conducted for pairs of selected experiments where matching was possible. DAF performed better statistically with cocoid cells than filamentous cells, using alum, and surpassed sedimentation results for *C. raciborskii*. There weren't relevant statistical differences between sedimentation and DAF when using ferric chloride with filamentous. It has been proved that DAF obtains better results in the removal of cells than filamentous when alum is used.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VI
LISTA DE TABELAS.....	X
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	XI
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 OBJETIVO GERAL.....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	4
3.1 CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO E EFEITO SOBRE A SAÚDE	4
3.1.1 <i>Definição, ocorrência e florações</i>	4
3.1.2 <i>Os gêneros Microcystis e Cyndrospermopsis</i>	7
3.1.3 <i>Cianotoxinas</i>	11
3.1.4 <i>Impactos sobre a saúde humana</i>	16
3.1.5 <i>Controle de Florações</i>	18
3.2 TÉCNICAS DE TRATAMENTO DA ÁGUAS DE ABASTECIMENTO E REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS.....	21
3.2.1 <i>Coagulação e Floculação</i>	22
3.2.2 <i>Sedimentação</i>	30
3.2.3 <i>Flotação por ar dissolvido</i>	34
3.2.4 <i>Flotação por ar dissolvido e sedimentação na remoção de cianobactérias</i>	39
3.2.5 <i>Outros processos de tratamento de águas de abastecimento na remoção de cianobactérias</i>	44
4 MATERIAIS E MÉTODOS	53
4.1 PLANEJAMENTO DOS EXPERIMENTOS	53
4.2 DESCRIÇÃO DO APARATO EXPERIMENTAL	55
4.3 CULTIVO DAS CIANOBACTÉRIAS	59
4.4 PREPARAÇÃO DA ÁGUA DE ESTUDO.....	61
4.5 INVESTIGAÇÃO EXPERIMENTAL	62
4.5.1 <i>Ensaio de sedimentação</i>	63
4.5.2 <i>Ensaio de flotação por ar dissolvido</i>	64
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	67
5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE ESTUDO.....	67
5.2 DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO	68
5.2.1 <i>Diagramas de coagulação com Cloreto Férrico</i>	69
5.2.2 <i>Diagramas de coagulação com Sulfato de Alumínio</i>	75
5.3 DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO PARA A FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO	81
5.3.1 <i>Diagramas de coagulação com Cloreto Férrico</i>	81
5.3.2 <i>Diagramas de coagulação com Sulfato de Alumínio</i>	88
5.4 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS PELA SEDIMENTAÇÃO E FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO.....	95
5.4.1 <i>Ensaio réplica dos melhores resultados</i>	95
5.4.2 <i>Avaliação estatística da eficiência da FAD e da sedimentação</i>	98
5.5 ENSAIO-RÉPLICA PARA A AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA IDADE DO CULTIVO	108
6 CONCLUSÃO.....	116
7 RECOMENDAÇÕES.....	118
REFERÊNCIAS E BIBLIOGRAFIA CONSULTADA	119

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 – CEPAS BRASILEIRAS DE <i>CYLINDROSPERMOPSIS</i> . PAINÉIS A-D: CEPA ESPIRALADA DE RECIFE - PE; PAINEL E: CEPA RETA DE ARCOVERDE- PE; PAINEL F: CEPA DO RESERVATÓRIO DE JUCAZINHO – PA. FONTE: BITTENCOURT-OLIVEIRA E MOLICA (2003).	9
FIGURA 3.2 – CIANOBACTÉRIAS DO GÊNERO <i>MICROCYSTIS</i> . PAINÉIS 1-4: <i>MICROCYSTIS AERUGINOSA</i> ; PAINÉIS 5-6: <i>MICROCYSTIS PROTOCYSTIS</i> . FONTE: SILVA (2005).	11
FIGURA 3.3 – ESTRUTURA QUÍMICA DA MICROCISTINA. FONTE: BITTENCOURT-OLIVEIRA E MOLICA (2003).	13
FIGURA 3.4 – ESTRUTURA QUÍMICA DAS NEUROTOXINAS. (A) ANATOXINA-A (B) ANATOXINA-A (S) E (C) SAXITOXINA. FONTE: BITTENCOURT-OLIVEIRA E MOLICA (2003).	14
FIGURA 3.5 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA O SULFATO DE ALUMÍNIO PROPOSTO POR AMIRTHARAJAH E MILLS (1982). FONTE: SANTOS, 2001 – MODIFICADO.	25
FIGURA 3.6 – FORÇAS ATUANTES EM UMA PARTÍCULA DURANTE A SEDIMENTAÇÃO.	31
FIGURA 3.7 – ARRANJOS DA FAD POR PRESSURIZAÇÃO. FONTE: REALI (1991)	37
FIGURA 3.8 – DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DE INSTALAÇÃO DE FAD PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO. FONTE: ZABEL APUD REALI (1991).	37
FIGURA 4.1 – FLUXOGRAMA DE ATIVIDADES NECESSÁRIAS À EXECUÇÃO DAS INVESTIGAÇÕES EXPERIMENTAIS. .	54
FIGURA 4.2 – FLUXOGRAMA DETALHADO DE REALIZAÇÃO DOS EXPERIMENTOS.	55
FIGURA 4.3 – APARELHO DE JARTESTE UTILIZADO PARA OS ENSAIOS DE SEDIMENTAÇÃO.	56
FIGURA 4.4 – EQUIPAMENTO DE FLOTATESTES E ACESSÓRIOS.	57
FIGURA 4.5 – RESERVATÓRIO E COMPRESSOR DE AR UTILIZADOS NOS ENSAIOS EXPERIMENTAIS	58
FIGURA 4.6 – ESPECTROFOTÔMETRO (A) E TURBIDÍMETRO (B) UTILIZADOS NOS ENSAIOS EXPERIMENTAIS.	58
FIGURA 4.7 – POTENCIÔMETRO DIGITAL UTILIZADO NOS ENSAIOS EXPERIMENTAIS.	58
FIGURA 4.8 – CULTIVO DAS CIANOBACTÉRIAS. (A) CÂMARA DE GERMINAÇÃO. (B) RECIPIENTES EM BANCADA NA SALA ESPECIAL. SOPRADOR DE AR AO FUNDO.	60
FIGURA 4.9 – MICROFOTOGRAFIAS DAS CEPAS CULTIVADAS. (A) FILAMENTOS DE <i>CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII</i> . (B) CÉLULAS ISOLADAS DE <i>MICROCYSTIS PROTOCYSTIS</i>	60
FIGURA 5.1 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C. RACIBORSKII</i> E TAS DE $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	71
FIGURA 5.2 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C. RACIBORSKII</i> E TAS DE $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	71
FIGURA 5.3 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C. RACIBORSKII</i> E TAS DE $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	72
FIGURA 5.4 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C. RACIBORSKII</i> E TAS DE $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	72

FIGURA 5.5 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M. PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	73
FIGURA 5.6 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M. PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	73
FIGURA 5.7 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M. PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	74
FIGURA 5.8 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M. PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	74
FIGURA 5.9 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C. RACIBORSKII</i> E TAS DE $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	77
FIGURA 5.10 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C. RACIBORSKII</i> E TAS DE $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	77
FIGURA 5.11 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C. RACIBORSKII</i> E TAS DE $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	78
FIGURA 5.12 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C. RACIBORSKII</i> E TAS DE $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	78
FIGURA 5.13 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M. PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	79
FIGURA 5.14 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M. PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	79
FIGURA 5.15 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M. PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	80
FIGURA 5.16 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A SEDIMENTAÇÃO COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M. PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	80
FIGURA 5.17 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C. RACIBORSKII</i> E TAS DE $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	84
FIGURA 5.18 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C. RACIBORSKII</i> E TAS DE $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	84
FIGURA 5.19 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C. RACIBORSKII</i> E TAS DE $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	85
FIGURA 5.20 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C. RACIBORSKII</i> E TAS DE $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	85
FIGURA 5.21 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M. PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	86
FIGURA 5.22 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M. PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	86
FIGURA 5.23 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M. PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	87

FIGURA 5.24 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM CLORETO FÉRRICO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M. PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	87
FIGURA 5.25 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C.RACIBORSKII</i> E TAS DE $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	90
FIGURA 5.26 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C.RACIBORSKII</i> E TAS DE $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	90
FIGURA 5.27 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C.RACIBORSKII</i> E TAS DE $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	91
FIGURA 5.28 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA FILAMENTOS DE <i>C.RACIBORSKII</i> E TAS DE $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	91
FIGURA 5.29 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M.PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	92
FIGURA 5.30 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M.PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	92
FIGURA 5.31 - DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M.PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	93
FIGURA 5.32 – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA A FAD COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M.PROTOCYSTIS</i> E TAS DE $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	93
FIGURA 5.33 – <i>BOXPLOT</i> DOS RESULTADOS DE TURBIDEZ REMANESCENTE PARA ENSAIOS DE FAD/SA/CR E FAD/SA/MP E TAS DE $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	100
FIGURA 5.34 – <i>BOXPLOT</i> DOS RESULTADOS DE TURBIDEZ REMANESCENTE PARA ENSAIOS DE FAD/SA/CR E FAD/SA/MP E TAS DE $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	101
FIGURA 5.35 – <i>BOXPLOT</i> DOS RESULTADOS DE EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ PARA ENSAIOS DE FAD/SA/CR E FAD/SA/MP E TAS DE $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	101
FIGURA 5.36 – <i>BOXPLOT</i> DOS RESULTADOS DE EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ PARA ENSAIOS DE FAD/SA/CR E FAD/SA/MP E TAS DE $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	102
FIGURA 5.37 – <i>BOXPLOT</i> DOS RESULTADOS DE TURBIDEZ REMANESCENTE PARA ENSAIOS DE FAD/CF/MP E SED/CF/MP E TAS DE 144 E $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	103
FIGURA 5.38 – <i>BOXPLOT</i> DOS RESULTADOS DE TURBIDEZ REMANESCENTE PARA ENSAIOS DE FAD/CF/MP E SED/CF/MP E TAS DE 72 E $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	103
FIGURA 5.39 – <i>BOXPLOT</i> DOS RESULTADOS DE EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ PARA ENSAIOS DE FAD/CF/MP E SED/CF/MP E TAS DE 144 E $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	104
FIGURA 5.40 – <i>BOXPLOT</i> DOS RESULTADOS DE EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ PARA ENSAIOS DE FAD/CF/MP E SED/CF/MP E TAS DE 72 E $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	104
FIGURA 5.41 – <i>BOXPLOT</i> DOS RESULTADOS DE TURBIDEZ REMANESCENTE PARA ENSAIOS DE FAD/SA/CR E SED/SA/CR E TAS DE 144 E $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	105
FIGURA 5.42 – <i>BOXPLOT</i> DOS RESULTADOS DE TURBIDEZ REMANESCENTE PARA ENSAIOS DE FAD/SA/CR E SED/SA/CR E TAS DE 72 E $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{DIA}^{-1}$	106

FIGURA 5.43 – <i>BOXPLOT</i> DOS RESULTADOS DE EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ PARA ENSAIOS DE FAD/SA/CR E SED/SA/CR E TAS DE 144 E 14,4 M ³ .M ⁻² .DIA ⁻¹	106
FIGURA 5.44 – <i>BOXPLOT</i> DOS RESULTADOS DE EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ PARA ENSAIOS DE FAD/SA/CR E SED/SA/CR E TAS DE 72 E 7,2 M ³ .M ⁻² .DIA ⁻¹	107
FIGURA 5.45 - DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO (RÉPLICA) PARA A FAD COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M.PROTOCYSTIS</i> E TAS DE 144 M ³ .M ⁻² .DIA ⁻¹	110
FIGURA 5.46 - DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO (RÉPLICA) PARA A FAD COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA COR APARENTE REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M.PROTOCYSTIS</i> E TAS DE 72 M ³ .M ⁻² .DIA ⁻¹	110
FIGURA 5.47 - DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO (RÉPLICA) PARA A FAD COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M.PROTOCYSTIS</i> E TAS DE 144 M ³ .M ⁻² .DIA ⁻¹	111
FIGURA 5.48 - DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO (RÉPLICA) PARA A FAD COM SULFATO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA TURBIDEZ REMANESCENTE PARA CÉLULAS DE <i>M.PROTOCYSTIS</i> E TAS DE 144 M ³ .M ⁻² .DIA ⁻¹	111
FIGURA 5.49 – <i>BOXPLOT</i> DOS RESULTADOS DE EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ PARA ENSAIOS DE FAD/SA/MP ORIGINAL E RÉPLICA E TAS DE 144 M ³ .M ⁻² .DIA ⁻¹	113
FIGURA 5.50 – <i>BOXPLOT</i> DOS RESULTADOS DE EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ PARA ENSAIOS DE FAD/SA/MP ORIGINAL E RÉPLICA E TAS DE 72 M ³ .M ⁻² .DIA ⁻¹	114

LISTA DE TABELAS

TABELA 4.1 – EQUIPAMENTOS UTILIZADOS NOS ENSAIOS DE BANCADA.....	57
TABELA 4.2 – ENSAIOS DE BANCADA REALIZADOS.....	63
TABELA 4.3 – PARÂMETROS OPERACIONAIS PARA ENSAIOS DE SEDIMENTAÇÃO EM ESCALA DE BANCADA...	63
TABELA 4.4 – PARÂMETROS OPERACIONAIS PARA ENSAIOS DE FAD EM ESCALA DE BANCADA.....	65
TABELA 5.1 – PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE ESTUDO.....	68
TABELA 5.2 – RESULTADOS OBTIDOS NA RÉPLICA DOS MELHORES ENSAIOS DE SEDIMENTAÇÃO.....	95
TABELA 5.3 – RESULTADOS OBTIDOS NA RÉPLICA DOS MELHORES ENSAIOS DE FAD.....	97
TABELA 5.4 – PARÂMETROS SELECIONADOS DE CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE ESTUDO.....	99
TABELA 5.5 – RESULTADOS DOS TESTES DE MANN-WHITNEY PARA OS PARES DE ENSAIOS SELECIONADOS.	99
TABELA 5.6 – RESULTADOS OBTIDOS NA RÉPLICA DOS MELHORES RESULTADOS DO ENSAIO DE FAD COM SULFATO DE ALUMÍNIO E CÉLULAS DE <i>M. PROTOCYSTIS</i>	112
TABELA 5.7 – RESULTADOS DOS TESTES DE MANN-WHITNEY PARA O ENSAIO ORIGINAL E PARA O ENSAIO-RÉPLICA DE FAD COM SULFATO DE ALUMÍNIO E CÉLULAS DE <i>M. PROTOCYSTIS</i>	113

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

µg.....	Micrograma
µM.....	micromol
Al ₂ O ₃	Óxido de alumínio
APHA.....	American Public Health Association
atm.....	Atmosfera
B.O.D.....	Demanda bioquímica de oxigênio
bar.....	Bar
CaCO ₃	Carbonato de Cálcio
CAG.....	Carvão Ativado Granular
CAP.....	Carvão Ativado em Pó
cel.....	Célula
CETESB.....	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CF.....	Cloreto Férrico
cm.....	Centímetro
COD.....	Carbono Orgânico Dissolvido
COPASA.....	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
CR.....	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
dcGTXs.....	Decarbamoilgoniautoxinas

DESA.....	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
dm ³	Decímetro Cúbico
EEUFMG.....	Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais
equivalentes STX.....	Equivalentes de Saxitoxina
ETA.....	Estação de Tratamento de Água
FAD.....	Flotação por Ar Dissolvido
Fe ³⁺	Ferro no estado de oxidação +3
FUNASA.....	Fundação Nacional de Saúde
G.....	Gradiente de Floculação
g.....	Gramma
Gm.....	Gradiente de velocidade de mistura rápida
GTX.....	Goniautoxinas
h.....	Hora
H ₂ SO ₄	Ácido Sulfúrico
HCl.....	Ácido Clorídrico
ICB.....	Instituto de Ciências Biológicas
K ₂ HPO ₄	Fosfato ácido de Potássio
kHz.....	Quilohertz
kPa.....	Quilopascal

L.....	Litro
LPS.....	Litro por segundo
m ³	Metro Cúbico
MC.....	Microcistina
MC-LR equiv.....	microcistina-LR equivalente
mg.....	Miligrama
min.....	Minuto
mL.....	Mililitro
mm.....	Milímetro
mM.....	Milimol
mm ³	Milímetro Cúbico
mol.....	Mol
MON.....	Matéria Orgânica Natural
MP.....	<i>Microcystis protocystis</i>
MS.....	Ministério da Saúde
NaNO ₃	Nitrato de Sódio
NaOH.....	Hidróxido de Sódio
nM.....	Nanomol
NT:PT.....	Nitrogênio Total: Fósforo Total

°C.....	Graus Celsius
OMS.....	Organização Mundial de Saúde
<i>p</i>	Parâmetro do teste estatístico de Mann-Whitney
PAC.....	Cloreto de Poli-alumínio
PASiC.....	Cloreto de Polissilicato de Alumínio
pH.....	Potencial Hidrogeniônico
PROSAB.....	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
PSP.....	Toxina Paralisante de Mariscos (.Paralytic Shellfish Poison)
rec.....	Taxa de recirculação
rpm.....	Rotações por Minuto
s.....	Segundo
SA.....	Sulfato de Alumínio
SED.....	Sedimentação
STX.....	Saxitoxina
TAS.....	Taxa de Aplicação Superficial
Tf.....	Tempo de floculação
Tm.....	Tempo de mistura rápida
TS.....	Tempo de sedimentação
UC.....	Unidade de Cor

UFMG.....Universidade Federal de Minas Gerais

uT.....Unidade de Turbidez

VF.....Velocidade de Flotação

VMP.....Valor Máximo Permissível

VS.....Velocidade de Sedimentação

W.....Watt

WAC.....Poliidroxiclorsulfato de alumínio

1 INTRODUÇÃO

O crescimento da população nas regiões urbanas e a intensificação das atividades agrícolas e agroindustriais, associados ao processo de urbanização, geram um aumento da poluição nas bacias hidrográficas, decorrente principalmente do lançamento de esgotos nos cursos naturais sem tratamento ou com tratamento inadequado. Esse cenário resulta no aumento dos nutrientes na água dos mananciais de captação.

Um dos problemas que ocorrem devido ao aumento dos nutrientes nos mananciais de captação é a floração de cianobactérias. Florações são crescimentos exagerados desses microrganismos ocasionados por alterações ambientais, sejam elas de origem natural ou antrópica.

A presença de cianobactérias na água a ser tratada exige controle maior no tratamento, principalmente no período de floração, quando, além da interferência no pH, ocorre muitas vezes aumento da turbidez e da cor da água, o que pode reduzir a duração das carreiras de filtração e exigir alterações nos procedimentos operacionais de uma estação de tratamento de água (ETA).

Entretanto, a importância sanitária da presença de cianobactérias na água bruta está relacionada à geração de cianotoxinas. Há sempre a possibilidade de que a cepa presente na água bruta seja tóxica, ou seja, que as cianobactérias presentes produzam toxinas nocivas à saúde humana. A liberação de tais toxinas na água está condicionada a lise (rompimento) das células, que pode ocorrer durante os processos de tratamento da água bruta ou por influência externa no manancial de captação. Em muitos mananciais, as florações de cianobactérias têm ocorrido com frequência, dificultando e encarecendo o tratamento da água bruta.

Em um grande número de situações, os processos de tratamento utilizados nas ETAs não estão preparados ou não são adequados para a remoção de cianobactérias e, especialmente, das cianotoxinas, porque a condição original do manancial não exigia tal procedimento. Com a expansão urbana, muitas vezes ocorre a ocupação de áreas lindeiras ao manancial, e o aporte irregular de esgotos domésticos ou industriais, que favorece as florações de cianobactérias. Com a evolução desse cenário, muitas vezes o processo de tratamento utilizado nas ETAs torna-se ineficiente e a busca por melhorias na operação por meio do aumento das doses de

produtos químicos, tais como coagulantes e pré-oxidantes, acaba por levar ao aumento do custo de tratamento e ao não cumprimento dos propósitos desejados.

Adicionalmente, o tratamento convencional é inadequado para remover as cianobactérias, e a alternativa praticada muitas vezes é a pré-oxidação, que aumenta a liberação de toxinas na água e a geração de subprodutos indesejáveis, o que resulta num problema de ordem sanitária.

O conhecimento desse problema tem levado a geração de esforços no sentido de remover as células de forma intacta no tratamento de água. Um dos obstáculos encontrados é a morfologia celular das diversas espécies de cianobactérias e como isso afeta as eficiências dos processos de tratamento, assunto relevante e ainda pouco estudado no cenário atual.

A avaliação de técnicas de tratamento alternativas e a melhoria de processos já implantados aumentam a eficiência da remoção de cianobactérias, o que evita a liberação de toxinas por meio da lise celular, contribuem para reduzir a formação de subprodutos indesejáveis pós-desinfecção, diminuir a necessidade de pré-oxidação, aumentar a duração da carreira de filtração e ainda reduzir os gastos com produtos químicos e minimizar riscos sanitários associados ao consumo da água.

Do ponto de vista da melhoria da operação das estações de tratamento, a realização de pesquisas com ensaios de bancada é uma ferramenta importante na obtenção de parâmetros mais adequados na busca do aumento da eficiência do sistema.

No presente trabalho foram realizados ensaios – em escala de bancada – para avaliar a eficiência de dois processos distintos de tratamento de água na remoção de células das cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii*, e *Microcystis protocystis*, quais sejam: a flotação por ar dissolvido e a sedimentação.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O presente trabalho tem por objetivo avaliar e comparar a eficiência dos processos de flotação por ar dissolvido e sedimentação na remoção de células de *Microcystis protocystis* e *Cylindrospermopsis raciborskii* em águas destinadas ao abastecimento humano.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a influência da dose e tipo de coagulante e da taxa de aplicação superficial no desempenho da flotação por ar dissolvido.
- Avaliar a influência da taxa de aplicação superficial, dose e tipo de coagulante no desempenho da sedimentação.
- Avaliar a influência da morfologia das células de cianobactérias na eficiência de remoção pela sedimentação e flotação por ar dissolvido.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 *Cianobactérias e cianotoxinas em águas de abastecimento e efeito sobre a saúde*

3.1.1 Definição, ocorrência e florações

As cianobactérias ou cianofíceas, também conhecidas popularmente como algas azuis, são microrganismos aeróbicos fotoautotróficos. Seus processos vitais requerem somente água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz. As cianobactérias são procariontes e podem apresentar toxicidade ou não.

Tradicionalmente, a classificação das cianobactérias segue a nomenclatura botânica, e por isso elas são conhecidas também como algas azuis. Mas diversos autores criticam o uso da nomenclatura botânica, e atualmente a classificação está sofrendo revisões para inclusão na nomenclatura bacteriológica, que utiliza, além de critérios morfológicos, critérios bioquímicos, genéticos, fisiológicos e ecológicos (CALIJURI, 2006).

A fotossíntese é seu principal modo de obtenção de energia para o metabolismo, entretanto, a organização celular demonstra que esses microrganismos são procariontes e, portanto, muito semelhantes bioquimicamente e estruturalmente às bactérias. As cianobactérias pertenceram a um antigo grupo de organismos existentes no planeta há 3,5 bilhões de anos, desde o surgimento da vida na Terra.

Tais organismos apresentam diversas vantagens evolutivas que os permitem sobreviver em condições ambientais que outros organismos não conseguiriam. Algumas espécies possuem vacúolos gasosos, associados à capacidade de controlar a flutuação da célula, o que permite que se mantenham em profundidade ótima em nutrientes, concentração de oxigênio e disponibilidade de luz. Outras espécies possuem heterocitos, células especializadas em fixar o nitrogênio atmosférico na falta do nitrogênio dissolvido (CALIJURI, 2006).

O crescimento elevado de cianobactérias é denominado floração. As florações são resultado da interação de fatores físicos, químicos e bióticos, caracterizados por crescimento explosivo, autolimitante e de curta duração dos microrganismos de uma ou de poucas espécies,

frequentemente produzindo visíveis colorações nos corpos de água naturais (CALIJURI, 2006).

A ação antrópica tem favorecido a ocorrência de cianobactérias em mananciais de captação. O aporte de nutrientes aos mananciais, causado principalmente pela falta de tratamento de esgotos domésticos e industriais, aumenta a possibilidade do crescimento das cianobactérias. Segundo FUNASA (2003), uma das causas mais comuns da floração de cianobactérias e da possível ocorrência de cianotoxinas nos recursos naturais de água doce tem sido a fertilização de rios, lagos e represas gerada por atividades antropogênicas.

Pearl *apud* Xie (2001) notaram que muitos fatores (temperatura, luz, aporte de nitrogênio, fósforo, carbono e condições hidrológicas, climáticas e geológicas) interferem, em combinação com fatores antropogênicos, nas florações de cianobactérias.

Um dos fatores mais discutidos com relação à floração de cianobactérias e que possui relação com as atividades antropogênicas é o quociente das concentrações de nitrogênio total e fósforo total (NT:PT) presentes na água. Chorus e Bartram (1999) citam que o quociente favorável ao crescimento de cianobactérias está entre 10 e 16, que é menor do que para as outras algas, que está entre 16 e 23. Não existe unanimidade com relação a esse parâmetro na bibliografia consultada.

Um dos primeiros relatos é de Smith (1983), que, após análises de dados de 17 lagos em diversas localidades, concluiu que a ocorrência de florações era rara quando esse quociente era menor que 29. Entretanto, de acordo com Reynolds *apud* Ballot *et al.* (2004), a medida desse quociente é insignificante se as concentrações presentes desses nutrientes no meio ultrapassam os valores limitantes ao crescimento das cianobactérias. Havens *et al.* (2003) realizaram uma observação de 28 anos em um lago subtropical e observaram que, com a queda brusca da relação NT:PT para valores menores que 15, houve presença de cianobactérias na faixa de 50-80% do volume total de fitoplâncton no lago. As espécies de cianobactérias dominantes eram *Oscillatoria* e *Lyngbya*, que não são heterocitadas, portanto não podem fixar nitrogênio atmosférico.

Ballot *et al.* (2004) analisaram a ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas em três lagos africanos e mediram quocientes abaixo do valor 4. Xie *et al.* (2003) fizeram um experimento

num lago da China para descobrir se o baixo valor da relação de NT:PT era a causa de florações da cianobactéria do gênero *Microcystis*. Os resultados mostraram que na verdade, os valores encontrados desse quociente eram um subproduto da interferência da floração nos nutrientes dos lagos. Em outro reservatório chinês, Dai *et al.* (2007) constataram uma densidade algal da ordem de 10^4 cel/mL onde a relação NT:PT era menor que 10. A densidade algal de 10^4 cel/mL foi a maior constatada pelos autores no lago, e coincidiu com o baixo valor da relação NT:PT. O trabalho de Burford *et al.* (2007) correlacionou diversas características naturais da bacia hidrográfica com ocorrência de florações de cianobactérias em sete reservatórios subtropicais australianos. Os resultados mostraram que a ausência de cobertura vegetal nas bacias hidrográficas influía diretamente nas florações de cianobactérias. Uma mudança de 100% para 50% na cobertura vegetal já era suficiente para aumentar a incidência de florações. Além disso, a relação NT:PT encontrada pelos pesquisadores nos reservatórios onde havia florações foi acima de 38, o que contradiz o trabalho de Smith (1983) e Chorus e Bartram (1999). Os reservatórios com maior quantidade de nutrientes eram os que continham maiores concentrações de espécies de cianobactérias tóxicas, em especial a espécie *C. raciborskii*. Por último, os autores conseguiram encontrar correlação entre a área da bacia hidrográfica e as dimensões e os tempos de residência dos reservatórios, indicando que as características dos reservatórios não podem ser ignoradas.

No trabalho de Jiang *et al.* (2007) foi realizada uma investigação sistemática dos efeitos de fatores ambientais no crescimento de células de *Microcystis aeruginosa*, usando experimentos estatísticos. Foram estudados vários fatores químicos e físicos. De acordo com os autores, foram apurados efeitos significativos no crescimento das células para as variáveis temperatura, intensidade da luz, ferro, NaNO_3 e K_2HPO_4 (nitrato de sódio e fosfato ácido de potássio), desde que atuando de forma simultânea. O intervalo de confiança foi acima de 90%. A medida do crescimento celular foi feita com base nas medidas do peso seco das células (após a extração de água) e da concentração de microcistina antes e após os ensaios. Houve um aumento de 0,275 para 0,691 g/L de peso seco das células e de 1,89 para 14,64 $\mu\text{g/L}$ de microcistina. Com base nos resultados, os autores definiram valores-limite para as variáveis citadas atuando simultaneamente no meio. Os valores apurados foram: $\text{NaNO}_3 > 1,27$ mM, $\text{K}_2\text{HPO}_4 > 0,1$ mM, ferro $> 0,01$ mM, intensidade da luz $> 26 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ e temperatura $> 18,8$ °C.

Recentemente, outros fatores têm sido estudados na busca pela determinação das condições que afetam as florações de cianobactérias. Como exemplos, Kosakowska *et al.* (2007) estudaram a relação da presença de ácidos húmicos e ferro na água e o favorecimento do crescimento de células de *Microcystis aeruginosa*. Os resultados demonstraram que baixas concentrações de ferro na água ($<10 \mu\text{M}$) limitaram o crescimento do cultivo. Entretanto, a adição de substâncias húmicas no cultivo com uma concentração de ferro de $0,1 \mu\text{M}$, causou uma produção de clorofila-a 15 vezes maior do que o cultivo com o ferro apenas. Para cultivos nos quais a concentração de ferro superava o valor limitante de $10 \mu\text{M}$, a adição de ácidos húmicos dobrou a produção de clorofila-a em relação ao cultivo sem ácidos. A concentração de ácidos húmicos usada nos cultivos foi de 4 mg /dm^3 . Gouvêa *et al.* (2007) estudaram a influência da radiação ultravioleta e da presença de cobre no crescimento de cianobactérias do gênero *Microcystis*. Os resultados dos experimentos sugeriram que a radiação ultravioleta diminuiu o crescimento das células na taxa de aplicação de $2,9 \mu\text{mol/m}^2\text{s}$ e provocou morte celular na taxa de $5,7 \mu\text{mol/m}^2\text{s}$. A presença de cobre ocasionou lise celular e inibição do crescimento nos experimentos. A concentração do metal usada foi de 10 nM .

De acordo com Ceballos (2006), no Brasil, o fenômeno da floração é intensificado pelo fato de que a maioria dos reservatórios de água para abastecimento apresenta as características necessárias para o crescimento abundante de cianobactérias ao longo de todo o ano e vem sendo acelerado pela expansão da agroindústria em algumas regiões nos últimos 20 anos, destacando-se, por exemplo, no nordeste do país, as monoculturas de cana de açúcar e, na Região Sul, a cultura da soja. A grande biomassa de cultivos monoespecíficos e a necessidade de intensificar o crescimento vegetal, pelo uso de fertilizantes, têm causado a rápida eutrofização de rios e reservatórios, resultando no incremento de macrófitas aquáticas e de altas concentrações de fósforo na coluna d'água, no sedimento ou em ambos.

3.1.2 Os gêneros *Microcystis* e *Cylindrospermopsis*

Os gêneros de cianobactérias encontradas com maior frequência no território nacional são *Microcystis*, *Anabaena* e *Cylindrospermopsis* (FUNASA, 2003). Nesse trabalho, as cepas utilizadas foram dos gêneros *Microcystis* e *Cylindrospermopsis*, e por esse motivo, a revisão bibliográfica foi concentrada em estudos com cepas desses dois gêneros.

De acordo com Sant'Anna e Azevedo (2000), já foram registradas ocorrências de, pelo menos, 20 espécies potencialmente tóxicas de cianobactérias no Brasil. Os mesmos autores identificaram ocorrências de cianobactérias do gênero *Microcystis* em 10 estados. Bittencourt-Oliveira e Molica (2003) relataram ocorrências da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* em 13 estados.

A *Cylindrospermopsis raciborskii* é uma cianobactéria filamentosa, apesar de ser dominante o ano todo, mais comumente encontrada em períodos restritos, geralmente secos e de baixa pluviosidade (OLIVEIRA, 2005). A *Cylindrospermopsis raciborskii* possui várias estratégias adaptativas, tais como resistência a herbivoria, flexibilidade às variações de condutividade elétrica, tolerância à baixa intensidade de irradiação solar e a altas concentrações iônicas. Esses microrganismos podem migrar na coluna d'água por meio de movimentos deslizantes, buscando estratos ricos em nutrientes e luz, conseguem armazenar e utilizar reservas intracelulares de fósforo e apresentam alta afinidade ao íon amônia, forma energeticamente mais acessível de nitrogênio, ou, na sua falta, podem fixar o nitrogênio atmosférico por meio de estruturas denominadas heterocitos, comuns em espécies de cianobactérias filamentosas (BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOLICA, 2003).

Apesar de muitas ocorrências dessa espécie de cianobactérias em mananciais pelo mundo tenham sido de cepas tóxicas, o relato de Valério *et al.* (2005) mostra que as cepas de *C. raciborskii* encontradas no território português não são produtoras de cianotoxinas.

Na FIG 3.1, são mostradas microfotografias de cepas brasileiras de *C. raciborskii*. Os painéis (a) e (c) foram fotografados em contraste de fase pelos autores para que pudessem ser ressaltados os aerótropos ou vacúolos gasosos, destinados ao deslocamento da célula na coluna d'água. Os aerótropos podem ser observados como pontos brancos na figura (a) e amarelos na figura (c)

O gênero *Microcystis* é um dos mais importantes gêneros de cianobactérias. Esse gênero é caracterizado por células unicelulares esféricas, aglomeradas irregularmente numa mucilagem comum, incolor e não estratificada (KOMARÉK, 2002).

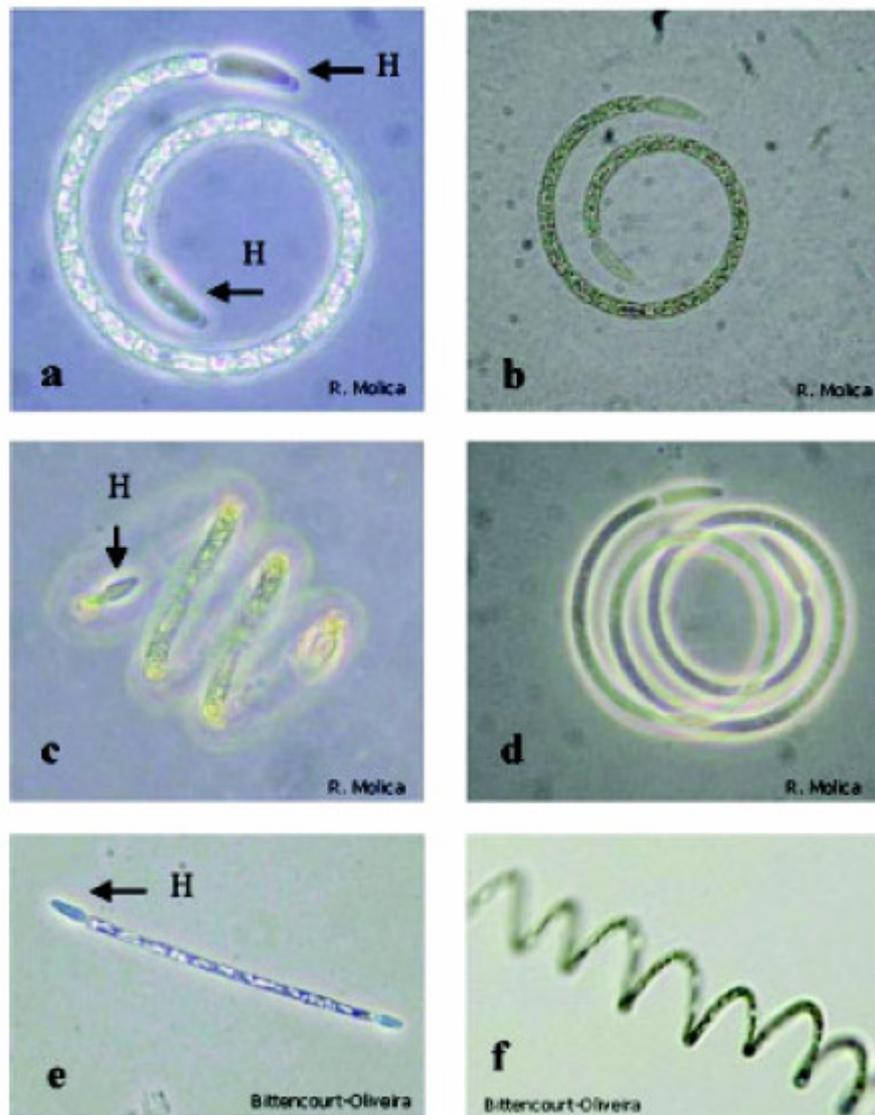


Figura 3.1 – Cepas brasileiras de *Cylindrospermopsis*. Painéis a-d: cepa espiralada de Recife - PE; painel e: cepa reta de Arcoverde- PE; painel f: cepa do reservatório de Jucazinho – PA. Fonte: Bittencourt-Oliveira e Molica (2003).

A taxonomia de *Microcystis* e de outras cianobactérias ainda é assunto de debate no mundo científico. Como as cianobactérias do gênero *Microcystis* não produzem células acessórias tais como acinetos e heterocitos, a grande variabilidade em tamanho, forma e arranjo celular é utilizada para definir as espécies e formas de *Microcystis*. No trabalho de Bittencourt-Oliveira *et al.* (2001), foram usados métodos taxonômicos e filogenéticos para a caracterização de cepas brasileiras de cianobactérias da espécie *M. aeruginosa*. Os resultados apontaram que não somente as cepas brasileiras classificadas como *M. aeruginosa* são bem diferentes filogeneticamente das cepas de origem internacional da mesma espécie usadas como referência, bem como foram encontrados seis genótipos diferentes de *M. aeruginosa* no

mesmo corpo d'água analisado no trabalho, o que indica que os critérios taxonômicos e morfológicos são inadequados e subestimam a variabilidade genética dessa espécie.

A espécie mais bem-sucedida e com o maior número de ocorrências nos mananciais de abastecimento pelo mundo é a *Microcystis aeruginosa*. Essa espécie foi também a primeira espécie de cianobactéria tóxica a ser isolada, cultivada e estudada no laboratório (CARMICHAEL, 1996). Assim como outras cianobactérias, as representantes do gênero *Microcystis* também são capazes de gerar vacúolos gasosos em seu interior, que permitem às células o controle da profundidade na coluna d'água na busca do melhor posicionamento para a captação de luz e nutrientes (CALIJURI, 2006).

As cianobactérias do gênero *Microcystis* estão espalhadas por todos os continentes. Como exemplo, Wu *et al.* (2007) usaram diferentes cepas dos cinco continentes na busca pela identificação das cepas de *Microcystis* encontradas no território chinês. Por fim, os autores concluíram que as cepas chinesas possuem maior similaridade com as encontradas no hemisfério norte. No Brasil, as espécies *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis* e *Microcystis protocystis* são bastante comuns e formadoras de florações. (SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000). Na FIG 3.2 são mostradas algumas microfotografias de cultivos de cepas do gênero *Microcystis*.

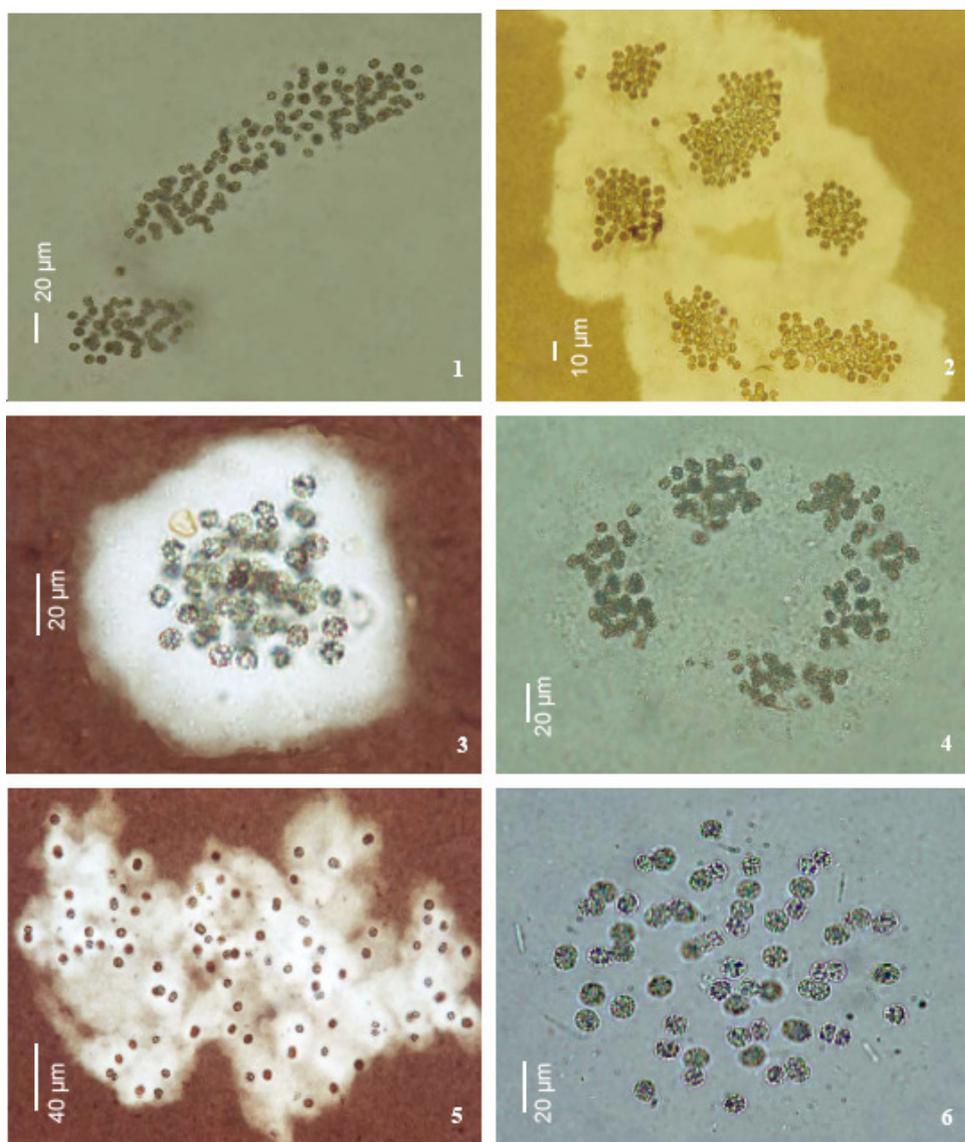


Figura 3.2 – Cianobactérias do gênero *Microcystis*. Painéis 1-4: *Microcystis aeruginosa*; painéis 5-6: *Microcystis protocystis*. Fonte: Silva (2005).

3.1.3 Cianotoxinas

As cianobactérias despertam grande interesse dos especialistas em tratamento de águas para abastecimento humano não apenas pela sua capacidade de produzir sabor e odor na água, mas também pela geração de toxinas, que causam riscos à saúde humana e animal. Esses compostos orgânicos produzidos pelas cianobactérias chamam-se cianotoxinas. Acredita-se que as cianobactérias produzem tais compostos para proteger-se contra espécies zôoplanctônicas. Outras teorias sugerem a competição por recursos ou as condições de crescimento (CALIJURI, 2006).

A maioria das cianotoxinas corresponde a endotoxinas, ou seja, depois de sintetizadas no citoplasma celular, ficam dentro da célula e só são liberadas na água após a lise ou morte celular (exemplo: microcistina). Outras são exotoxinas, ou seja, podem ser excretadas pela célula mesmo em condições fisiológicas normais (exemplo: cilindrospermopsina). Mananciais com florações mais prolongadas podem apresentar maiores concentrações de toxinas na água que mananciais recém colonizados por cianobactérias, devido a maior possibilidade de ruptura e morte das células senescentes (mais velhas) (CEBALLOS, 2006).

As cianobactérias são consideradas, nesse ponto, rica fonte de metabólitos secundários biologicamente ativos, isto é, de compostos não utilizados por esses organismos em seu metabolismo primário, muitos dos quais com potencial farmacológico (CARMICHAEL, 1996).

FUNASA (2003) cita que as principais biotoxinas de cianobactérias, em relação à importância farmacológica, são as hepatotoxinas e neurotoxinas, denominadas segundo a forma de atuação no organismo (hepatotóxicas e neurotóxicas). Ambos os tipos de biotoxinas podem ser letais, dependendo da dose e forma de consumo. Calijuri (2006) também relaciona as dermatoxinas, de efeito irritante no contato com a pele, não-letal.

As cianotoxinas cujo alvo primário são os mamíferos podem ser divididas em toxinas cíclicas peptídicas (microcistinas e nodularinas), alcalóides (anatoxina-a, cilindrospermopsina, saxitoxina, aplisiotoxina e lingbiatoxina-a) e lipopolissacarídeos (LPS, dermatoxinas). Atualmente, estima-se que as cianobactérias responsáveis por florações tóxicas e liberação de cianotoxinas nocivas compreendem 40 gêneros (KUBO *et al.*, 2005). Alguns gêneros de cianobactérias que produzem essas toxinas são *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Nodularia*, *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* e *Lyngbya* (SIVONEN E JONES, 1999).

As hepatotoxinas são as toxinas produzidas por bactérias mais comumente relacionadas com casos de envenenamento animal e humano em todo o mundo (BITTENCOURT-OLIVEIRA E MOLICA, 2003). A microcistina, a nodularina e a cilindrospermopsina são as toxinas representantes dessa categoria. Como exemplo da complexidade e da variabilidade de tais compostos, Dai *et al.* (2007) relatam que há mais de 70 variações de microcistinas detectadas até o presente momento. A FIG. 3.3 mostra a estrutura química da hepatotoxina microcistina, onde R¹ e R² são radicais e Z, X e L representam um aminoácido variável.

Com relação ao mecanismo de ação das hepatotoxinas no fígado, segundo Carmichael *apud* Calijuri (2006), as heptaotoxinas causam desorganização do citoesqueleto dos hepatócitos (células do fígado), o que leva à perda da estrutura do tecido e sua retração. Em seguida, o sangue dos capilares do fígado passa a fluir para os espaços intercelulares, provocando necrose. Dai *et al.* (2007) relatam que as microcistinas atuam na inibição das fosfatases das células eucarióticas, o que causa hiperfosforilização das células. As fosfatases são enzimas que atuam na desfosforilização de várias proteínas e enzimas da célula. Esse processo é importante para a regulação de várias atividades intracelulares. Ao impedir o processo, as microcistinas induzem à proliferação celular e a possíveis tumores. Os autores declaram que há mais de 70 variações de microcistinas detectadas.

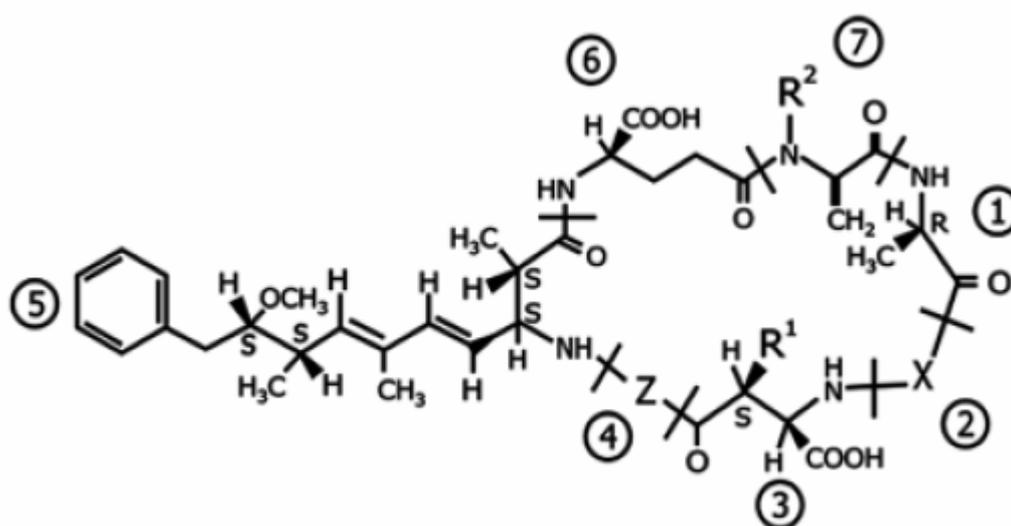


Figura 3.3 – Estrutura química da microcistina. Fonte: Bittencourt-Oliveira e Molica (2003).

As neurotoxinas, apesar da variedade de mecanismos, atuam de maneira geral interferindo na transmissão dos impulsos nervosos, causando espasmos musculares, salivação e morte por parada respiratória. As representantes desse tipo de toxinas são a anatoxina-a, anatoxina-a (s) e a saxitoxina (CALIJURI, 2006). As saxitoxinas também são conhecidas como “PSP” (toxina paralisante de marisco).

De acordo com Bittencourt-Oliveira e Molica (2003), todas as cepas brasileiras de *Cylindrospermopsis raciborskii* tóxicas se mostraram produtoras de saxitoxinas. As neurotoxinas, como a saxitoxina, atuam no sistema nervoso mesmo quando em pequenas dosagens.

A FIG 3.4, mostra a estrutura química das neurotoxinas produzidas pelas cianobactérias. As alterações nos radicais, representados pelos símbolos R1 a R5, geram mais de 20 variantes conhecidas com diferentes toxicidades.

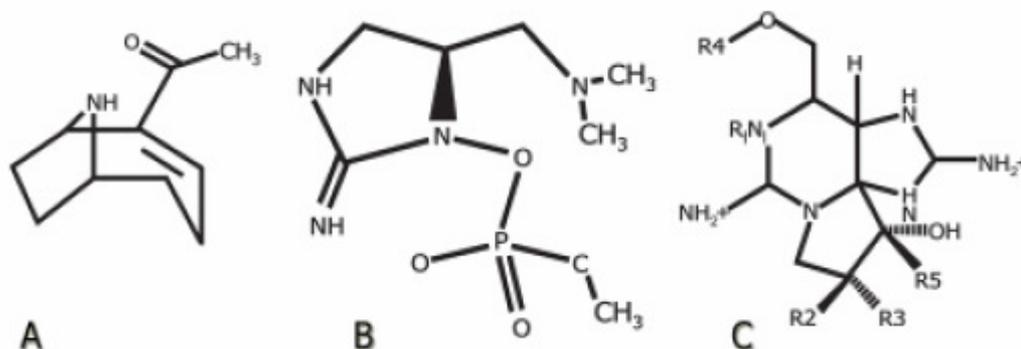


Figura 3.4 – Estrutura química das neurotoxinas. (a) anatoxina-a (b) anatoxina-a (s) e (c) saxitoxina. Fonte: Bittencourt-Oliveira e Molica (2003).

Um dos assuntos que preocupa os pesquisadores com relação às cianotoxinas são as condições que propiciam os processos de degradação dessas substâncias.

As cianotoxinas podem sofrer processos de degradação natural ou por ação de microrganismos, que as transformam em compostos de estrutura molecular mais simples e que podem ser ou não tóxicos. Alguns desses produtos de biodegradação podem ter ação tóxica até superior ao da molécula original. Os quatro principais grupos de cianotoxinas - anatoxinas, saxitoxinas, microcistinas e cilindrospermopsina - apresentam estabilidade química e degradação microbiológica bastante diferentes nos ambiente aquáticos onde estão presentes (CALIJURI, 2006; CEBALLOS, 2006)

Em pH próximo à neutralidade, as microcistinas são extremamente estáveis, resistentes à hidrólise química e à oxidação. As microcistinas, assim como as nodularinas, mantêm sua toxicidade mesmo após a fervura. Em condições naturais e no escuro, as microcistinas podem se manter estáveis e biologicamente ativas durante meses e até anos.

Quando aquecidas a 40 graus Celsius, sob condições de pH extremos (altos ou baixos) foram observadas hidrólises lentas, sendo necessário aproximadamente 10 semanas em pH 1,0 e mais de 12 semanas em pH 9,0 para a degradação de cerca de 90% da concentração total das microcistinas (CHORUS e BARTRAM, 1999). Sob efeito da luz solar ocorre lenta

degradação fotoquímica das microcistinas e a taxa de biodegradação fotoquímica aumenta na presença de pigmentos fotossintéticos hidrossolúveis que parecem acelerar a fotodegradação (TSUJI *et al.*, 1994).

Estudos na presença desses pigmentos mostraram que degradação fotoquímica de 90% da concentração total das microcistinas pode demorar entre 2 a 6 semanas, dependendo diretamente da concentração de pigmentos e toxinas. A presença de substâncias húmicas também parece acelerar a degradação das microcistinas, sob ação da luz solar (WELKER e STEINBERG, 1999).

A ozonização também foi avaliada na inativação das microcistinas, sendo necessário aproximadamente 1,5 mg/L de ozônio, num tempo de contato de 9 minutos, para destruir 60 µg MC-LR equiv./L presentes em 5×10^5 cel/mL de *Microcystis aeruginosa*. Entretanto, a ozonização também promove a lise celular e liberação de cianotoxinas das células intactas (HOEGER *et al.*, 2002). Bactérias que vivem naturalmente em águas de rios e lagos e estão também presentes em efluentes de esgotos também são capazes de degradar as microcistinas (CHORUS e BARTRAM, 1999).

A molécula de anatoxina-a é relativamente estável no escuro e quando pura em solução experimenta rápida degradação fotoquímica com a luz solar, acelerada sob condições básicas. Sob condições naturais de iluminação, com valores de pH 8 a 10 e concentrações iniciais baixas (10 µg/L), o tempo necessário para degradar 50% do total de anatoxina-a (meia-vida) é de 14 dias. Estudos em laboratório mostraram que em sedimentos de ambiente aquático com bactérias autóctones, o tempo de meia-vida para a degradação de anatoxina-a é, em média, de 5 dias (CHORUS e BARTRAM, 1999).

As saxitoxinas experimentam lentas reações de hidrólise química em temperatura ambiente e no escuro. O tempo necessário para degradar 50% do total dessas toxinas varia de 1 a 10 semanas, sendo freqüentemente necessários mais de três meses para a degradação de 90% dessas moléculas (JONES E NEGRI, 1997). De acordo com Orr *et al.* (2004), ainda não há nenhum estudo que tenha demonstrado a inativação de saxitoxinas por atividade bacteriana.

A cilindrospermopsina é uma toxina relativamente estável no escuro e com lenta degradação em temperaturas acima de 50 °C. Na presença de luz solar e de pigmentos fotossintetizantes a

degradação pode ocorrer rapidamente, levando a destruição de 90% do total de cilindrospermopsina entre 2 e 3 dias (CHORUS E BARTRAM, 1999). O trabalho de Senogles *et al.* (1999) mostrou que é possível degradar a cilindrospermopsina pela cloração. Uma dose de 5,0 mg/L de cloro foi suficiente para remover 99% da cilindrospermopsina de uma solução contendo 80 µg/L da toxina, no primeiro minuto de contato. Entretanto, os autores alertaram para a geração de subprodutos no caso do uso do cloro no tratamento de águas com grande número de células intactas.

A importância dos estudos sobre as cianotoxinas é evidenciada quando da gravidade dos relatos científicos e históricos que descrevem interações nocivas dessas substâncias com seres humanos e com animais. Na seção seguinte, será feito um breve comentário de tais relatos encontrados na literatura.

3.1.4 Impactos sobre a saúde humana

As ações e efeitos das cianotoxinas e as interações das cianobactérias com o homem podem ser vistos de uma perspectiva histórica. Uma provável primeira observação de florações de microalgas e de cianobactérias toxigênicas é um relato de mais de mil anos, da dinastia Han, na China, quando numa campanha militar, no sul do país, vários soldados morreram por envenenamento após cruzarem e beberem água de um rio de cor extremamente verde. No século XII, no sudoeste da Escócia, monges de um monastério próximo ao lago “souseat Loch” tinham restrições ao uso dessa água pela sua forte cor verde, com sabor desagradável e que já era associada com casos de intoxicação. O primeiro registro científico foi feito somente no século XIX (CEBALLOS, 2006).

Desde então, registros de diversos países, alguns bastante antigos, mostram que mesmo exposições a baixas concentrações de cianotoxinas podem produzir efeitos crônicos à saúde. Entretanto, o reconhecimento global da importância das cianotoxinas, incluindo cientistas, gestores ambientais e de saúde, órgãos governamentais, empresas de saneamento e público em geral, é relativamente novo e associado com a repercussão de casos de mortes em humanos e animais, registrados nos últimos dez anos (CEBALLOS, 2006).

O trabalho de Chorus e Bartram (1999) relaciona algumas ocorrências famosas de intoxicações humanas ao longo do século XX, de 1931 a 1996, bem como intoxicações

ocorridas em animais entre as décadas de 1970 e 1990. Não é o objetivo do presente trabalho uma revisão extensiva desses casos. Portanto, o enfoque será dado aos casos ocorridos em território nacional.

No Brasil, problemas causados pelas cianotoxinas têm ocorrido em diversas regiões. O trabalho de Teixeira *et al.*. (1993) descreve associação epidemiológica evidente entre florações de cianobactérias no reservatório de Itaparica (Bahia) e a intoxicação de 2000 pessoas que consumiram essa água, tendo havido 88 mortes no período de março a abril de 1988.

O caso de Caruaru (PE) é o mais recente episódio que envolve morte de seres humanos, onde de uma população de 131 pacientes de hemodiálise que apresentavam um quadro de distúrbios visuais, náuseas e vômitos, 100 desenvolveram quadro compatível com a hepatotoxicose. Sessenta desses pacientes faleceram em até dez meses após o início dos sintomas. Foram encontradas as cianotoxinas microcistina e cilindrospermopsina nos filtros de purificação da água usados na clínica e microcistina no sangue e fígado dos pacientes intoxicados (AZEVEDO *et al.*, 2002).

Outro caso ocorreu em Alfenas (MG), onde, segundo Jardim (1999), o elevado número de células/mL de *C. raciborskii* encontrado na água bruta e a detecção de células da mesma espécie na água tratada fizeram com que a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) tomasse a decisão de suspender o fornecimento da água da estação de tratamento para a clínica de hemodiálise da Santa Casa local, substituindo-o por um outro de boa qualidade.

Houve uma ocorrência em Confins (MG), onde, em setembro de 1998, ocorreu uma mortandade de tilápias na Lagoa de Baixo. Algumas amostras da água da lagoa foram enviadas ao Laboratório Metropolitano da COPASA, para a possível identificação da *causa mortis* dos peixes e, por meio dos exames hidrobiológicos, verificou-se uma floração de *Cylindrospermopsis raciborskii*, sendo confirmado a presença de goniautoxinas (JARDIM,1999).

De acordo com Ceballos (2006), os poucos registros existentes de intoxicações humanas por cianotoxinas de forma geral têm como causa a falta de associação entre consumo de água e os

sintomas apresentados pelas pessoas intoxicadas. Soma-se a isso a falta de percepção do risco das florações, a desconsideração da resistência à degradação de certas cianotoxinas, e a confiança plena em padrões de potabilidade estabelecidos.

Com relação aos padrões de potabilidade estabelecidos, a OMS recomenda um limite máximo aceitável de 1,0 µg/L de microcistina em águas destinadas ao consumo humano. Da mesma maneira, a portaria 518/2004 do Ministério da Saúde determina como obrigatória análise de microcistinas e define o valor de 1,0 µg/L como padrão de potabilidade para essa cianotoxina. Mesmo assim, é aceitável a concentração de até 10 µg/L de microcistinas em até três amostras, consecutivas ou não, nas análises dos últimos 12 meses. Adicionalmente, a Portaria recomenda que a análise de cianotoxinas inclua a determinação de saxitoxinas e cilindrospermopsina, observando, respectivamente, os valores equivalentes de 3,0 e 15,0 µg/L de equivalentes STX/L.

Embora a existência de estudos científicos que buscam o entendimento dos efeitos e da degradação das cianotoxinas seja importante para que se mensurem os possíveis efeitos de tais substâncias sobre a saúde, deve-se ressaltar também o uso de medidas que podem auxiliar no controle da ocorrência dessas substâncias, tais como a prevenção das florações e as técnicas de tratamento de águas de abastecimento que promovem a remoção das células intactas. Nas seções seguintes, essas medidas serão abordadas.

3.1.5 Controle de Florações

A opção lógica para evitar problemas causados pelas cianobactérias no tratamento de águas de abastecimento é a prevenção das florações nos mananciais. Entretanto, a prevenção não é tarefa simples. Para que haja sucesso no controle ou impedimento de florações de cianobactérias no manancial, é importante a obtenção de uma grande quantidade de dados relativos às condições químicas, físicas e biológicas do manancial e da bacia hidrográfica. Tal prática constitui parte do sistema de monitoramento da bacia.

O monitoramento de um manancial é uma atividade que deve ser bem planejada, observando-se desde objetivos, escolha de variáveis, frequências de amostragens até previsão de custos. Estabelecer um programa de acompanhamento do manancial, especialmente daqueles que têm

usos múltiplos, incluindo o abastecimento público, é fundamental para obter informações que ampliem o conhecimento sobre esse ambiente aquático.

Após o estabelecimento de um programa bem estruturado e coerente de monitoramento, e da coleta de dados, é possível caminhar para o estabelecimento de medidas de controle de florações propriamente ditas.

É importante ressaltar nesse ponto o conceito de múltiplas barreiras. O termo múltiplas barreiras vem reunir o conjunto de medidas para a garantia da qualidade da água para abastecimento público. Entre as ações consideradas importantes para a garantia da qualidade da água preconizadas pela Portaria MS 518/2004, encontram-se a gestão do ambiente, o conhecimento da dinâmica das comunidades do ecossistema aquático e suas características físicas e químicas, assim como o emprego de técnicas adequadas de tratamento, manutenção e operação apropriada do sistema de armazenamento e distribuição da água tratada (BASTOS *et al.*, 2004).

Da mesma forma, o controle da eutrofização do meio aquático é imprescindível, para que se possa garantir uma água em quantidade e com qualidade. Sendo assim, o adequado uso e ocupação do solo da bacia de drenagem, a preservação da vegetação do entorno do reservatório e a retirada dos lançamentos de esgotos brutos, domésticos e industriais, encontram-se como ações importantes na redução dos impactos ao ambiente. (CYBIS *et al.*, 2006).

Assim, entende-se que deve haver um conjunto de medidas para o controle e preservação do manancial de forma abrangente, o que possibilita a realização de intervenções quando ocorrem situações de crise no manancial.

Com relação às medidas de controle propriamente ditas, cabe uma descrição sucinta das medidas mais empregadas nos mananciais, segundo Cybis *et al.* (2006).

- Métodos físicos de controle: os métodos físicos podem ser usados com várias finalidades específicas dentro do controle de florações em um manancial. Tendo em vista o controle do aporte de nutrientes, podem ser realizadas a separação em membranas, a adsorção e a filtração, na captação, nos mananciais ou nos afluentes da bacia. Exemplos de medidas

mais estruturais são a interceptação dos esgotos na bacia e a construção de bacias para a retenção de sedimentos. Medidas físicas que interferem diretamente no manancial e que não necessariamente significam a redução do aporte de nutrientes são representadas pelas técnicas de aeração mecânica, quais sejam: a aeração do hipolímnio (que promove a oxidação dos nutrientes existentes), a aeração por camada e a circulação forçada. Outras medidas físicas de atuação direta no manancial são a dragagem de sedimentos, que é uma medida cara e trabalhosa, e, quando da ocorrência de florações, a utilização de barreiras de contenção tais como as utilizadas em derramamentos de óleo e as cortinas de ar, por meio de injeção mecânica, diretamente no local de captação, separando a estrutura de captação da espuma superficial. Os autores ressaltam que tal medida deve ser avaliada caso a caso. Uma última medida física que pode ser realizada é a mudança do ponto de captação de água bruta para um local onde não haja floração de cianobactérias, caso isso seja possível.

- Métodos químicos de controle: o método químico de controle que é usado como retenção do aporte de nutrientes é a precipitação do fósforo e do nitrogênio por meio de sais metálicos (ferro e alumínio) ou cal. Outra medida química empregada é a utilização de algicidas, como o sulfato de cobre. No Brasil, a Portaria MS 518/2004 veda o uso de algicidas para o controle de cianobactérias quando a densidade destas no manancial exceder 20000 cel/mL ou 2 mm³/L de biovolume, devido ao fato de que os algicidas provocam a lise celular e conseqüentemente a liberação de toxinas das cianobactérias na água do manancial.
- Métodos biológicos de controle: o controle biológico compreende medidas de apoio a organismos que consomem as cianobactérias ou organismos que competem pelo mesmo *habitat*, o que consiste nas seguintes medidas: introdução de peixes e consumidores filtradores bentônicos capazes de consumir a bactéria diretamente da coluna d'água, a remoção ou declínio (por meio da introdução de peixes predadores) da população de peixes planctívoros e bentívoros, a introdução de refúgios para o zôoplancton, a introdução de plantas aquáticas submersas que competem por nutrientes com o fitoplâncton, e por último a introdução de bactérias que formam biofilmes em rochas e vírus que atacam as cianobactérias. Cabe ressaltar que ainda há limitações com relação à aplicação dessas medidas, visto que algumas delas foram testadas apenas em escala de laboratório, o que não permite definir com precisão os efeitos completos das intervenções biológicas em cada ecossistema.

Com relação ao uso de algicidas, há ainda um trabalho na literatura que merece atenção. Garcia-Villada *et al.* (2004) realizaram experimentos com o tradicional algicida sulfato de cobre usando células de *M. aeruginosa* e constataram a formação de cianobactérias mutantes, que não só são capazes de resistir às doses letais do algicida bem como são capazes de proliferar-se livremente sob essas condições. Os autores afirmaram que o uso recorrente desse algicida pode levar ao crescimento de espécies mutantes numa taxa de $1,76 \times 10^{-6}$ indivíduos por cada divisão celular ocorrida, e compararam os efeitos da aplicação do sulfato de cobre ao uso de antibióticos por seres humanos de forma descontrolada.

As medidas de monitoramento, controle e tratamento das cianobactérias nos mananciais visam à redução das populações antes do aporte dessas a uma estação de tratamento de água. Em muitos casos, no entanto, a redução não é suficiente para eliminar os problemas operacionais decorrentes da permanência desses organismos na água bruta. Assim, é importante utilizar técnicas de tratamento adequadas para a remoção de cianobactérias da água a ser tratada, sobretudo técnicas que permitam a remoção de células intactas de cianobactérias, ou seja, que impeçam a lise celular, para reduzir a liberação de cianotoxinas na água. Em seguida, será feita uma revisão das técnicas existentes para tratamento de águas de abastecimento contaminadas com cianobactérias de forma geral, mas com enfoque nas técnicas que possibilitam a remoção de células intactas.

3.2 Técnicas de tratamento da águas de abastecimento e remoção de cianobactérias

Na impossibilidade de se impedir o aporte de cianobactérias à estação de tratamento de água, passa a ser tarefa dos processos de tratamento remover a biomassa de cianobactérias e a possível fração de cianotoxinas dissolvidas sem promover a lise celular e a liberação de novos metabólicos tóxicos.

Com relação a esse fato, diversas pesquisas têm sido realizadas na busca pelo melhor método de tratamento para águas que contenham cianobactérias, ao mesmo tempo em que se examinam os efeitos dos processos e operações unitárias de tratamento de água sobre as células das cianobactérias e as toxinas geradas.

De acordo com Oliveira (2005) a remoção dessas substâncias orgânicas pode ocorrer por meio de processos de separação ou conversão. A separação consiste na retirada dos compostos indesejáveis da água, que no final do tratamento tornam-se resíduos que devem ser dispostos adequadamente. A conversão baseia-se no uso de produtos químicos (oxidantes em sua maioria), para transformar substâncias solúveis e insolúveis em substâncias de baixa ou nenhuma toxicidade, muito embora muitas vezes tais processos causem a destruição dessas substâncias.

O tratamento convencional de águas de abastecimento é o mais difundido no mundo e o que corresponde à maior utilização no Brasil. Em algumas estações de tratamento, a sedimentação é substituída pela flotação por ar dissolvido (FAD) ou usa-se a filtração direta ao invés da sedimentação-flotação. O princípio norteador, entretanto, é o mesmo, a separação das cianobactérias da água bruta. A seguir, apresenta-se uma revisão dos métodos de tratamento que já foram estudados na remoção de cianobactérias e alguns resultados obtidos. A ênfase da revisão será dada nos processos de sedimentação e flotação por ar dissolvido, objetos do presente trabalho.

3.2.1 Coagulação e Flocculação

A coagulação e a flocculação são dois processos usados de forma bastante difundida no tratamento de águas de abastecimento. A idéia é intuitiva: “agrupar” a massa sólida dentro massa líquida de alguma maneira antes da utilização de um processo de separação propriamente dito.

Esses processos permitem a diminuição ou eliminação das forças de repulsão que mantêm as partículas separadas e dispersas entre si, o que por sua vez leva o agrupamento dessas partículas em agregados maiores, os flocos. Essas partículas geralmente possuem dimensões muito diferentes das partículas originais, e tal diferença deve ser adequada o suficiente para garantir a eficiência dos processos de remoção.

A coagulação química da água pode ser requerida para facilitar a remoção de partículas suspensas ou dissolvidas que podem estar associadas à cor aparente, turbidez, sabor, odor e diversos tipos de contaminantes orgânicos e inorgânicos presentes na água.

A coagulação química é feita por meio de produtos denominados coagulantes, que desestabilizam as partículas. Os coagulantes mais usados nas estações de tratamento de água são o sulfato de alumínio, o cloreto férrico, o sulfato ferroso clorado, o sulfato férrico e o cloreto de polialumínio (PAC) (PÁDUA, 2006). A adição de um auxiliar de floculação, geralmente um polímero, pode melhorar as características do floco formado e facilitar sua remoção posterior.

Os mecanismos de coagulação conhecidos são a varredura, a adsorção-formação de pontes, a adsorção-neutralização de cargas e a compressão da camada difusa. A ocorrência de um mecanismo ou de outro está relacionada às condições de coagulação, no que tange à dosagem de coagulante e conseqüente pH de coagulação.

A varredura acontece quando são utilizadas doses relativamente grandes de um coagulante metálico, de ferro ou de alumínio. Quando a dose é muito elevada, o limite de solubilidade dos hidróxidos metálicos é ultrapassado, e esses hidróxidos começam a formar um precipitado, que envolve as partículas em suspensão, formando flocos.

A adsorção-neutralização de cargas ocorre quando íons positivos que surgem da hidrólise do coagulante são adsorvidos à superfície das partículas até que a carga eletrostática (em geral negativa) das partículas seja neutralizada, o que causa o fim da repulsão entre as partículas e a formação de flocos. Se a partícula adsorver uma carga maior do que a necessária para neutralizar a sua superfície a coagulação falha: é o fenômeno da reestabilização da carga da partícula.

A adsorção-formação de pontes é o mecanismo que predomina quando são usados coagulantes poliméricos, que em geral possuem cadeias longas. Nesse caso, os polímeros podem adsorver mais de uma partícula em suspensão devido ao seu tamanho, servindo como ponte entre elas. É por este motivo que muitas vezes utilizam-se polímeros como auxiliares de coagulação, na esperança de que flocos maiores sejam formados, o que facilita a remoção por outros processos.

A compressão da camada difusa ocorre com o estabelecimento de uma força iônica grande no meio, geralmente a partir da introdução de eletrólitos indiferentes, de forma que a camada

difusa, para restabelecer o seu equilíbrio, reduza a sua espessura, eliminando a estabilização eletrostática. Por fim, as camadas difusas se juntam, favorecendo a coagulação.

De acordo com Amirtharajah e O'Melia (1990), os fatores que afetam a coagulação são: dose e tipo de coagulante; pH em que ocorre o processo; concentração de carbono orgânico total e carbono orgânico dissolvido presentes na água; tamanho das partículas; existência de cargas positivas ou negativas na solução e parâmetros de mistura e temperatura.

Os diagramas de coagulação são as ferramentas utilizadas para se prever as condições químicas nas quais a coagulação pode ocorrer em determinado experimento ou procedimento. Geralmente, os diagramas são feitos em função do tipo de coagulante químico utilizado. Na FIG. 3.5 é mostrado um diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio por Amirtharajah e Mills (1982), para águas de origem natural ou sintetizadas em laboratório, de acordo com o diagrama de solubilidade do alumínio e nas condições de pH da mistura e dose do coagulante.

No diagrama apresentado na FIG. 3.5 podem-se observar as regiões de pH e dose de coagulante nas quais predominam cada um dos diferentes mecanismos de coagulação. Não obstante, os limites apresentados em cada região do diagrama não são fixos; variam em função das condições da água bruta.

Os ensaios de bancada são a ferramenta utilizada para a determinação das melhores condições de coagulação da água de cada manancial a ser tratado. De maneira geral, são feitos ensaios de jarreste para avaliar a melhor configuração dos parâmetros a serem utilizados na escala real (tipo e doses de coagulante, valores de pH da mistura, etc).

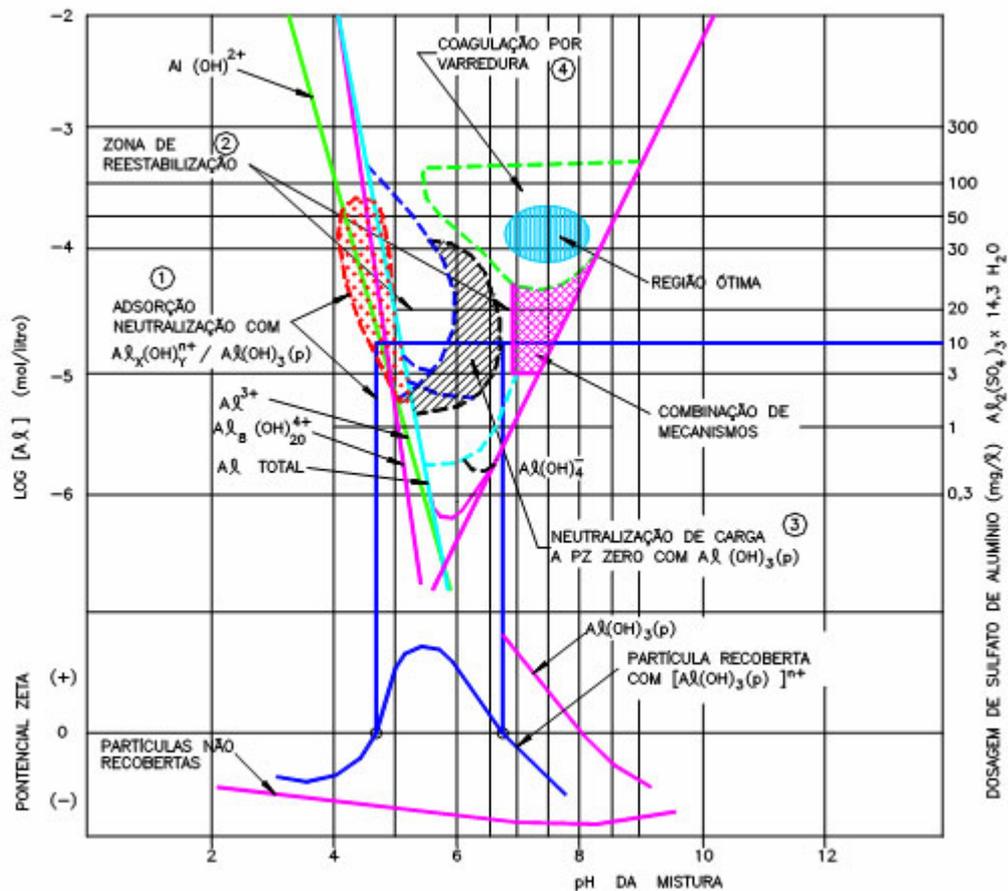


Figura 3.5 – Diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio proposto por Amirtharajah e Mills (1982). Fonte: Santos, 2001 – modificado.

Os ensaios de bancada também são indispensáveis na escolha do coagulante mais adequado. De acordo com Di Bernardo (2003), no tocante ao emprego de sais de alumínio e de ferro visando à coagulação, especificamente com relação aos estudos comparativos entre o cloreto férrico e o sulfato de alumínio, tem-se verificado que o primeiro, em geral, possibilita a produção de água decantada de melhor qualidade com doses menores. Diversas hipóteses explicam esse fato. O autor sugere várias, tais como as diferenças quanto à superfície do floco, a afinidade entre os hidróxidos dos metais dos coagulantes e as impurezas removidas e a densidade dos flocos resultantes, embora seja ressaltado que tal fato não deve ser considerado regra geral.

Segundo Crozes *et al.* (1995), o cloreto férrico apresenta cerca de duas vezes mais carga positiva por peso seco de coagulante que o sulfato de alumínio. Assim, espera-se que a remoção de cor ou de turbidez presente na água seja alcançada com metade da dose do segundo coagulante. O maior consumo de alcalinidade e, conseqüentemente, a maior redução

do pH para dose similar à do sulfato de alumínio também favorecem a remoção de substâncias húmicas com o cloreto férrico.

Ainda segundo Di Bernardo (2003), é conveniente ressaltar que o cloreto férrico geralmente apresenta resultados mais satisfatórios que o sulfato de alumínio quando a água bruta apresenta alcalinidade e pH mais elevados. O autor resalta o trabalho de Wagner & Hudson Jr. (1982), os quais relatam a melhoria no processo de tratamento de uma ETA cujo método de tratamento era a filtração direta, ao substituir o sulfato de alumínio por cloreto férrico em decorrência da elevação do pH provocada pelo aumento da concentração de algas na água bruta.

No trabalho de Pádua e Di Bernardo (2000) foi proposto um método de comparação entre o tamanho dos flocos gerados pela coagulação de uma água de um poço artesiano adicionada com ácidos húmicos. Os resultados apontaram que os flocos gerados com o cloreto férrico apresentaram maior tamanho do que os flocos gerados pela coagulação com o sulfato de alumínio. Embora o trabalho dos autores visasse à análise da coagulação para o uso com o processo de filtração direta, resalta-se que o tamanho dos flocos é uma característica importante no desempenho dos processos de flotação por ar dissolvido e principalmente na sedimentação, como será visto adiante.

Outros tipos de coagulantes também são estudados na remoção de células de cianobactérias. Briley e Knappe (2002) estudaram o uso do sulfato férrico na remoção de algas por meio de ensaios de jarreste (sedimentação) em uma água contendo células dos gêneros *Anabaena* e *Synedra*. Os resultados apontaram que o sulfato férrico, mesmo com auxiliar de coagulação, só conseguia remover os dois gêneros de células com eficiência acima de 90% a partir de doses de 37 mg/L. No caso da coagulação sem o auxiliar de floculação no pH de 7,5 e concentração de $5,0 \times 10^4$ cel/mL, foi necessário atingir doses da ordem de 130 mg/L para remover os dois gêneros de cianobactérias com eficiência acima de 80%.

O papel do coagulante como algicida constitui uma das análises adicionais que podem ser feitas durante o processo de seleção do coagulante visando à remoção de cianobactérias intactas da água bruta. Chow *et al.* (1998) analisaram o efeito de doses de 15 mg/L e 30 mg/L de cloreto férrico em células de *M. aeruginosa* e *A. circinalis* na concentração de 10^5 cel/mL,

no desenvolvimento das células. Os resultados indicaram que não houve indício de lise celular, mas sim de estímulo ao crescimento das culturas.

A floculação é uma operação complementar ao processo de coagulação. Na floculação, as partículas formadas pela adição do coagulante se aglomeram, formando flocos de dimensões mais significativas. Em escala de bancada, a floculação ocorre no próprio equipamento de jarreste. Na escala real, a floculação ocorre nas câmaras de floculação, ou floculadores. Os floculadores podem ser hidráulicos ou mecânicos. Como os floculadores mecânicos usam energia, o custo de operação pode ser um fator relevante na escolha entre os dois tipos.

Os dois fatores principais que afetam a floculação são o tempo de detenção e o gradiente de velocidade. Para se determinar os valores desses dois parâmetros, são realizados ensaios de bancada ou em escala piloto. De modo prático, altera-se a velocidade de rotação e o tempo de floculação, e depois da coleta de resultados, os valores que resultarem em maiores eficiências de remoção dos parâmetros desejados são escolhidos. Como os mananciais de captação são diferentes uns dos outros, é necessário fazer ensaios para a água de cada manancial em específico.

Com relação ao desempenho específico dos processos de coagulação e floculação para a remoção de cianobactérias, pode-se citar que os mecanismos que determinam a desestabilização das partículas variam de acordo com as características das células a serem removidas. Bernhardt e Clasen (1991) relataram que quando as células de algas apresentam formato aproximadamente esférico e superfície lisa, há predominância na coagulação do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, porém se as células são compridas e filamentosas, a coagulação ocorre com predomínio da varredura.

Há outros trabalhos na literatura que sugerem que as células de cianobactérias prejudicam de forma substancial o processo de coagulação. Cheng e Chi (2003) estudaram o desempenho da coagulação usando o sulfato de alumínio hidratado em águas eutrofizadas de três reservatórios chineses. Os resultados indicaram que a eutrofização aumenta a dificuldade no tratamento da água visando ao abastecimento humano. Os percentuais de remoção de clorofila-a, segundo os autores, não foram satisfatórios, acompanhando os percentuais de remoção de matéria orgânica dissolvida em termos de carbono orgânico dissolvido (COD). Além disso, houve

problemas na remoção dos metabólitos excretados pelas cianobactérias (o que inclui as cianotoxinas), indicando que a água bruta eutrofizada torna a potabilização mais difícil.

Outro trabalho (TAKAARA *et al.* 2007) teve como foco o estudo de uma possível inibição da coagulação provocada pelas células de *Microcystis aeruginosa*, bem como a matéria orgânica intracelular e matéria orgânica extracelular. A água de estudo, além do cultivo de cianobactérias, possuía caulinita. O coagulante utilizado foi o PAC (cloreto de polialumínio). Para medir a possível inibição, os pesquisadores usaram a diferença nas absorvâncias ópticas dos sobrenadantes após a sedimentação da caulinita coagulada na presença ou ausência da matéria orgânica. Os resultados indicaram que a matéria orgânica intracelular das cianobactérias causou uma redução na eficiência da coagulação muito maior do que a provocada pela extracelular, mesmo sabendo-se que a concentração de matéria orgânica intracelular na água de estudo era bem menor. Na situação extrema, o volume de 3 mL de matéria orgânica celular, correspondente a 20,6 mg/L de COD, causou uma redução na absorvância 80% maior do que o volume de 300 mL de matéria orgânica extracelular, correspondentes a 214,9 mg/L de COD.

Como exemplos de literatura de alguns trabalhos que estudaram agentes de coagulação-floculação para controle de cianobactérias em reservatórios de abastecimento, o trabalho de Pan *et al.* (2006) apresentou uma análise de 26 tipos diferentes de argilas com relação à capacidade destas de remover cianobactérias nos mananciais por meio da floculação. A análise foi feita por meio de ensaios de floculação num misturador de laboratório, com células de *M. aeruginosa* numa concentração, após centrifugação, de 10^9 cel/mL. A argila de melhor desempenho com a menor dose foi a sepiolita, cuja eficiência de remoção foi de 97% para uma dose de 0,2 g/L, após um tempo de contato de 8 horas. Os autores estudaram qual era o mecanismo que envolvia a floculação das células com a sepiolita e chegaram à conclusão, após análise microscópica, que se tratava do mecanismo de adsorção-formação de pontes. O trabalho subsequente de Zou *et al.* (2006) partiu da premissa de estudar a melhoria das condições de floculação da sepiolita por meio da mudança de carga superficial da argila usando uma solução de íon Fe^{3+} , o que poderia trazer uma alteração no princípio de coagulação do agente e possibilitar melhor desempenho. Os autores também utilizaram a quitosana (auxiliar de coagulação sintético biodegradável) para promover a melhoria do princípio de adsorção-formação de pontes. Os resultados mostraram que a dose de 10 mg/L de

sepiolita modificada com 1 mg/L de quitosana causou efeito equivalente a uma dose de 200 mg/L de sepiolita cuja carga havia sido modificada pela solução de íon Fe^{3+} , evidenciando que reforçar o mecanismo de adsorção-formação de pontes na coagulação com a sepiolita era mais importante do que promover o processo de neutralização de cargas. Houve eficiência de remoção de 80% para 20 minutos de contato com uma dose de 21 mg/L de sepiolita modificada com quitosana, atingindo-se mais de 95% de remoção com duas horas e meia de tempo de contato. Como comparação, no trabalho de Pan *et al.* (2006), 0,2 g/L de sepiolita sem quitosana apresentava eficiência de apenas 60% aos 20 minutos de tempo de contato, atingindo 97% após 8 horas, o que mostra que a quitosana aumentou drasticamente a eficiência de remoção das células de *M. aeruginosa* pela coagulação com sepiolita.

Ainda com relação ao uso de auxiliares de coagulação, Gao *et al.* (2007) usaram o cloreto de polisilicato de alumínio (PASiC), um coagulante polimérico inorgânico feito a partir da composição do PAC com polisilicato, como auxiliar de coagulação em águas de um reservatório chinês. Foram feitos ensaios de bancada em jarreste. A amostra continha 10^3 cel/mL. Os resultados mostraram remoção da ordem de 90% das células, o que significou uma melhoria de 10% de remoção de células sobre o desempenho do PAC. O gênero de cianobactérias do estudo não foi especificado.

Para que seja possível obter a eficiência dos processos de coagulação e floculação no tratamento de águas com cianobactérias, faz-se mister o entendimento da influência dos diversos fatores presentes na literatura mencionada, como o estado do manancial do qual virá a água bruta, o tipo de coagulante mais adequado para cada situação e o possível uso de auxiliares de coagulação, a determinação das condições nas quais acontecerá a coagulação, como o pH e a alcalinidade da água bruta, a dose de coagulante, o gênero de cianobactéria a ser removido e as possíveis interações da cianobactéria com o manancial.

A melhoria contínua dos processos de coagulação e floculação é possível por meio da realização rotineira de ensaios em escala de bancada ou escala piloto que apontarão os melhores parâmetros de operação para a escala real. A formação adequada de flocos aumenta o rendimento de processos de remoção física como a sedimentação e a FAD na remoção de células intactas de cianobactérias.

3.2.2 Sedimentação

A sedimentação é uma operação física em que as partículas suspensas com densidade superior à do meio líquido apresentam movimento descendente devido à ação da gravidade. O principal objetivo da sedimentação é produzir um efluente clarificado.

Os estudos para o uso da sedimentação no tratamento de águas de abastecimento datam do início do século XX, e esse processo é indicado para o tratamento de águas que apresentam turbidez elevada e que contenham poucas partículas com baixa velocidade de sedimentação.

Basicamente, existem quatro tipos distintos de sedimentação:

- A sedimentação discreta, na qual as partículas sedimentam sem haver aglutinação;
- A sedimentação floculenta, que predomina no tratamento de águas de abastecimento, na qual as partículas aglomeram-se à medida que sedimentam;
- A sedimentação zonal, na qual, devido à elevada concentração de sólidos, forma-se um manto que sedimenta como uma massa única de partículas;
- A sedimentação por compressão, que ocorre quando as concentrações de sólidos são ainda mais elevadas. O fenômeno pode ocorrer apenas por compressão da estrutura da partícula, removendo a água da matriz do floco.

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, como mostra a FIG 3.6. A partir de então, a velocidade descendente será constante e denominada de velocidade de sedimentação (DI BERNARDO, 1993). Pesquisadores como Stokes e Newton, para facilitar a compreensão da sedimentação, propuseram equações que correlacionavam essas forças atuantes na partícula. Essa teoria não é a mais adequada para o estudo do tratamento de água para abastecimento, pois ela se baseia no movimento de partículas discretas.

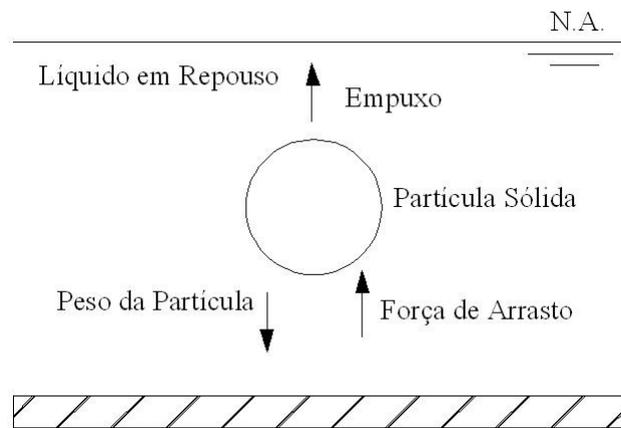


Figura 3.6 – Forças atuantes em uma partícula durante a sedimentação.

Do ponto de vista do tipo, as partículas podem ser definidas como discretas ou floculentas. Partículas discretas são aquelas cujas características físicas, tais como forma, densidade ou tamanho não se alteram durante a sedimentação. Além disso, durante toda a sedimentação, considera-se que o movimento de uma partícula discreta não interfere no movimento de outra partícula.

Em 1904, Hazen propôs uma modelagem matemática para projeto de decantadores partindo da premissa que o decantador é um tanque ideal (não sofre interferências externas ao fenômeno); o escoamento é contínuo e não turbulento; as partículas são discretas; e não há ressuspensão de partículas sedimentadas. A teoria de Hazen mostrou, não obstante suas limitações, que a eficiência da remoção das partículas discretas no tanque é função da área superficial do decantador e independe da profundidade e do tempo de detenção do tanque.

No tratamento de águas de abastecimento, as partículas são floculentas, ou seja, elas aglomeram-se formando flocos que tendem a crescer de tamanho à medida que sedimentam, apresentando velocidade de sedimentação crescente. Nos decantadores reais, a floculação ocorre à medida que as partículas dirigem-se ao fundo. Quanto mais chances de contato elas tiverem, maior a formação de flocos. Ou seja, a sedimentação floculenta tem a sua eficiência melhorada com o aumento da profundidade do tanque e do tempo médio de detenção. No entanto, a taxa de escoamento superficial e a área superficial do decantador são os parâmetros mais importantes a serem considerados (DI BERNARDO, 1993; VON SPERLING, 1996). Dada a dificuldade de se prever a sedimentação das partículas floculentas, recorre-se aos ensaios de floculação e sedimentação em aparelhos de jarteste, ou preferencialmente, em

colunas de sedimentação, para determinar os parâmetros necessários à construção e operação de decantadores em escala real.

3.2.2.1- Fatores que afetam a sedimentação

Um dos fatores mais importantes para uma sedimentação eficiente são as condições de coagulação e floculação. De nada adianta decantadores bem dimensionados se não há coagulação e floculação prévias.

A escolha dos coagulantes e a eficiência de aplicação afetam as características do floco formado. Com a realização de ensaios de jarteste, pode-se chegar aos tipos e doses ótimas de coagulantes para o processo de sedimentação.

O controle adequado da dose e mistura do coagulante deve ser providenciado. Se uma mudança na dose ou no pH de coagulação melhorar a eficiência de sedimentação, a dose de produtos químicos utilizada pode estar incorreta ou há problemas na mistura rápida ou floculação. Se houver diferença entre dois tanques de sedimentação que supostamente recebem a mesma água bruta, é sinal de que pode haver diferenças nas condições de coagulação ou de floculação ou diferenças de vazão entre os dois tanques (GREGORY e ZABEL, 1990)

Segundo GREGORY e ZABEL (1990), a floculação é dependente do gradiente de floculação e do tempo. O intervalo de tempo entre a dosagem dos produtos químicos na água e a entrada no tanque de floculação, para permitir a floculação preliminar nos tubos de conexão e canais, afeta a eficiência na sedimentação dos flocos. O intervalo de tempo entre a dosagem do coagulante, a dosagem de um polieletrólito, e aquele entre a dosagem do polieletrólito e a entrada no tanque, também afeta a sedimentação dos flocos. As razões que envolvem a necessidade de tais intervalos de tempo relacionam-se à eficiência da mistura, taxa da hidrólise e precipitação, e à taxa de formação de flocos primários e secundários. A determinação de tais intervalos de tempo pode ser feita por meio da realização de ensaios em escala de bancada ou piloto, na busca pelos melhores parâmetros de operação e com o dimensionamento adequado dos pontos e mecanismos de dosagem e dispersão dos produtos químicos, para promover uma mistura eficiente.

Além disso, segundo KAWAMURA (2000), existem diversos fatores que podem afetar o processo de sedimentação.

Variações nas características da água bruta comprometem a qualidade do efluente do decantador. Mudanças repentinas de temperatura da água podem levar a consideráveis variações na densidade da água, mesmo que sejam mudanças na ordem de 0,5 °C. De acordo com o valor da densidade, a água afluenta pode situar-se na superfície da massa líquida do decantador e promover um curto-circuito hidráulico, ou situar-se no fundo do decantador, promovendo a ressuspensão do lodo.

O aumento da concentração de partículas na água bruta de forma repentina pode causar a redução brusca do tempo de descarga do lodo. Variações sazonais e diárias da temperatura da água e do ar, índices de precipitação e intensidade e duração dos ventos devem ser levados em conta no projeto dos decantadores.

A escolha do número de decantadores e sua disposição, bem como o seu formato geométrico nas ETAs é fortemente influenciada pelo terreno disponível para a implantação da estação de tratamento. Pela forma, declividade, condições geométricas e características do solo da área são definidos o número de tanques, suas subdivisões, e se serão de forma retangular ou circular. A configuração mais comum é a de baterias de decantadores retangulares com paredes laterais comuns, ligados às unidades de floculação e filtração por canais e que apresentam escoamento horizontal.

O tamanho dos tanques pode ser limitado por problemas construtivos, e conseqüentemente tal fato determinará o número mínimo de decantadores. Alguns fatores que afetam o desempenho da sedimentação, tais como a taxa de aplicação, velocidade e várias relações entre as dimensões podem ser mantidas com qualquer tamanho de decantador, mas o desempenho da sedimentação pode ser comprometido com o uso de decantadores muito grandes. Decantadores com elevada área superficial são mais vulneráveis aos efeitos ambientais, tais como o efeito do vento na circulação hidráulica.

Um outro tipo de decantador foi desenvolvido para aumentar a taxa virtual de escoamento superficial dos decantadores, denominado decantador de alta taxa. Esse equipamento é constituído por dutos de seção quadrada, circular ou por placas planas. Com esse tipo de

decantador pode-se tratar uma maior vazão de água bruta ou diminuir a área requerida em planta para construção do decantador.

O conhecimento da velocidade de sedimentação da partícula é fundamental para se projetar o decantador. A velocidade de sedimentação pode variar consideravelmente com o tipo de coagulante empregado, as condições de flocculação e a natureza do material em suspensão presente na água bruta. A definição de tal parâmetro depende da realização de ensaios de laboratório, uma vez que nenhum manancial é igual a outro, e cada água apresenta suas características próprias.

As impurezas retidas nos decantadores podem ser removidas de forma manual ou mecânica, contínua ou periódica. Quando a remoção é periódica, é comum o lodo ficar armazenado por grandes períodos de tempo, superiores a 60 dias o que, em certos casos, pode ocasionar degradação da qualidade da água tratada.

3.2.3 Flotação por ar dissolvido

A flotação é um processo de separação de partículas sólidas ou líquidas de uma outra fase líquida por meio da utilização de bolhas de ar. As bolhas de ar aderem à superfície das partículas, aumentando o empuxo destas e promovendo sua ascensão. O agrupamento das partículas na superfície forma uma camada de lodo que é removida depois de certo intervalo de tempo, e o efluente tratado é coletado de forma separada.

De acordo com levantamento de Gregory e Zabel (1990), há mais de 2.000 anos os gregos já conheciam e aplicavam uma forma de flotação para separar minérios de outros materiais. Com a evolução dos usos do processo ao longo dos séculos, logo no início do século XX, foram desenvolvidas e patenteadas as modalidades do processo de flotação mais conhecidas do meio técnico.

A flotação possui diversas aplicações conhecidas, desde o espessamento de lodos anaeróbios provenientes de estações de tratamento de esgotos, passando pela separação do minério bruto moído do rejeito, na indústria de mineração, até o tratamento de água para consumo humano.

Existem três tipos conhecidos de processos de flotação: A flotação eletrolítica, a flotação por ar disperso e a flotação por ar dissolvido, denominada de forma sintética como FAD.

A flotação eletrolítica consiste na geração de microbolhas de oxigênio e hidrogênio no interior da suspensão a ser tratada por meio da aplicação de corrente elétrica entre pares de eletrodos no fundo do reator, resumidamente constituindo um processo de eletrólise. O par de eletrodos de sacrifício é normalmente composto de barras de titânio revestidas com uma camada de dióxido de chumbo. Essa conjugação resulta num sistema com vários anos de vida útil. Além desse tipo de material, vários tipos de barras de aço inoxidável têm sido utilizados como eletrodos, embora não apresentem a mesma longevidade (REALI, 1991).

O uso da flotação eletrolítica tem se restringido ao tratamento de águas residuárias e ao espessamento de lodos, para vazões entre 10 e 20 m³/h, acima das quais essa modalidade fica mais cara que a flotação por ar dissolvido. Para o tratamento de águas de abastecimento há o problema de contaminação por metais pesados acarretada pela degradação dos eletrodos, o que dificulta a escolha desse processo de flotação para a finalidade mencionada (GREGORY e ZABEL, 1990).

A flotação por ar disperso engloba os processos nos quais o ar é injetado diretamente no tanque de flotação, sendo em seguida disperso no meio pela utilização de placas porosas no fundo do tanque ou pela agitação intensa do tanque (DI BERNARDO, 1993). Na maioria dos casos, há a adição de produtos químicos que auxiliam o processo. Como resultado, as bolhas formadas apresentam diâmetros típicos na faixa de 0,3 a 2,0 mm, embora haja exceções (REALI, 1991).

Em síntese, as técnicas de flotação por ar disperso são indesejáveis como processos de tratamento de águas de abastecimento devido ao grande diâmetro das bolhas geradas, à turbulência, que pode gerar quebra dos flocos, e aos produtos químicos utilizados para espessamento do lodo e separação dos sólidos, que podem contaminar a água (GREGORY e ZABEL, 1990).

Para o tratamento de água visando ao consumo humano, o tipo de processo de flotação utilizado é a flotação por ar dissolvido.

A flotação por ar dissolvido consiste na liberação de bolhas de gás no líquido pela diferença de pressão obtida pelo abaixamento da pressão do líquido. De acordo com REALI (1991),

existem duas denominações para o processo de acordo com a forma que a diminuição da pressão no líquido é realizada: flotação a vácuo e por pressurização.

Na flotação a vácuo, o líquido é misturado com o ar em condições de pressão atmosférica, pela injeção de ar no líquido ou agitação mecânica e posteriormente encaminhado a uma câmara de vácuo, onde a queda de pressão sob condições de vácuo causa a formação de bolhas de ar no líquido.

Na flotação por pressurização o ar é dissolvido no líquido em uma câmara fechada e pressurizada (com pressão maior que a atmosférica). Logo em seguida a mistura é enviada a outra câmara, em condições de pressão atmosférica. A redução brusca da pressão ocasionada quando a mistura sai da câmara pressurizada e entra na aberta promove a liberação das bolhas de ar no líquido. Como essa redução de pressão é grande, há a geração de um maior número de bolhas de ar no líquido, tornando o processo de flotação por pressurização mais vantajoso do que o processo a vácuo. Considerando ainda a flotação por ar dissolvido por pressurização, há três arranjos possíveis entre os dispositivos, mostrados também em esquema gráfico na FIG 3.7:

- FAD com pressurização total do afluente: toda a vazão afluente é pressurizada. Utilizada quando o líquido a ser tratado possa ser submetido à intensa agitação que ocorre na bomba de pressurização, ou seja, os sólidos em suspensão no líquido precisam ser capazes de resistir aos esforços cisalhantes gerados pela bomba.
- FAD com pressurização parcial do afluente: apenas parte do líquido afluente é pressurizada.
- FAD com recirculação pressurizada: pressuriza-se parte do efluente já clarificado, recirculando-o e misturando-o com o afluente. Utilizada quando há partículas frágeis, como flocos, por exemplo, que podem quebrar-se ao passarem pela bomba.

Pelos motivos dispostos, a modalidade de flotação mais utilizada para o tratamento de águas de abastecimento é a FAD com recirculação pressurizada, que doravante nesse texto passa a ser detalhada e referenciada apenas como FAD. Uma das justificativas técnicas para tal escolha é que os processos de coagulação e floculação da água bruta nas ETAs geram flocos frágeis demais para suportar a agitação que ocorre nas outras modalidades. Na FIG. 3.8 é

mostrado o esquema típico de uma instalação de flotação por ar dissolvido com recirculação pressurizada aplicada ao tratamento de águas de abastecimento

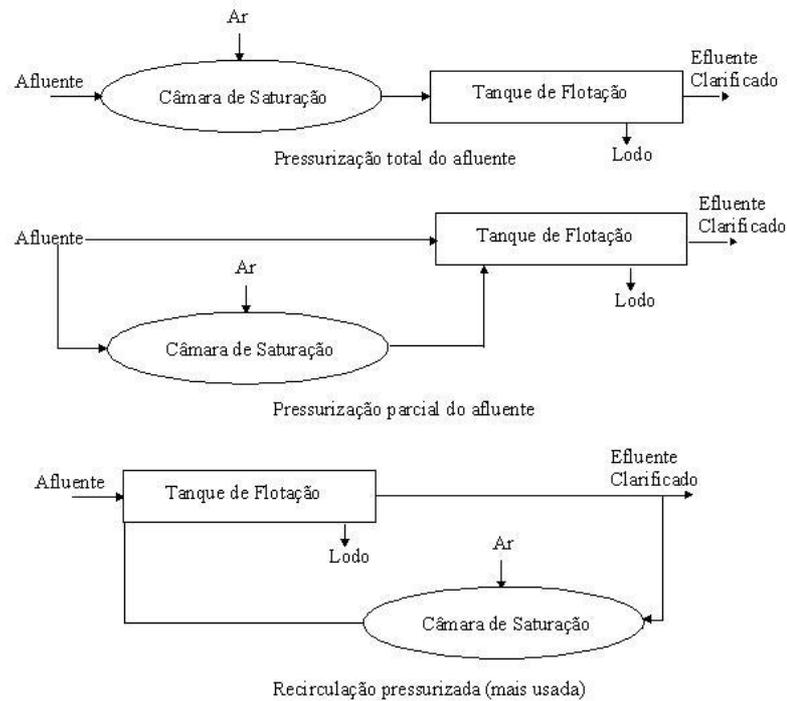


Figura 3.7 – Arranjos da FAD por pressurização. Fonte: Reali (1991)

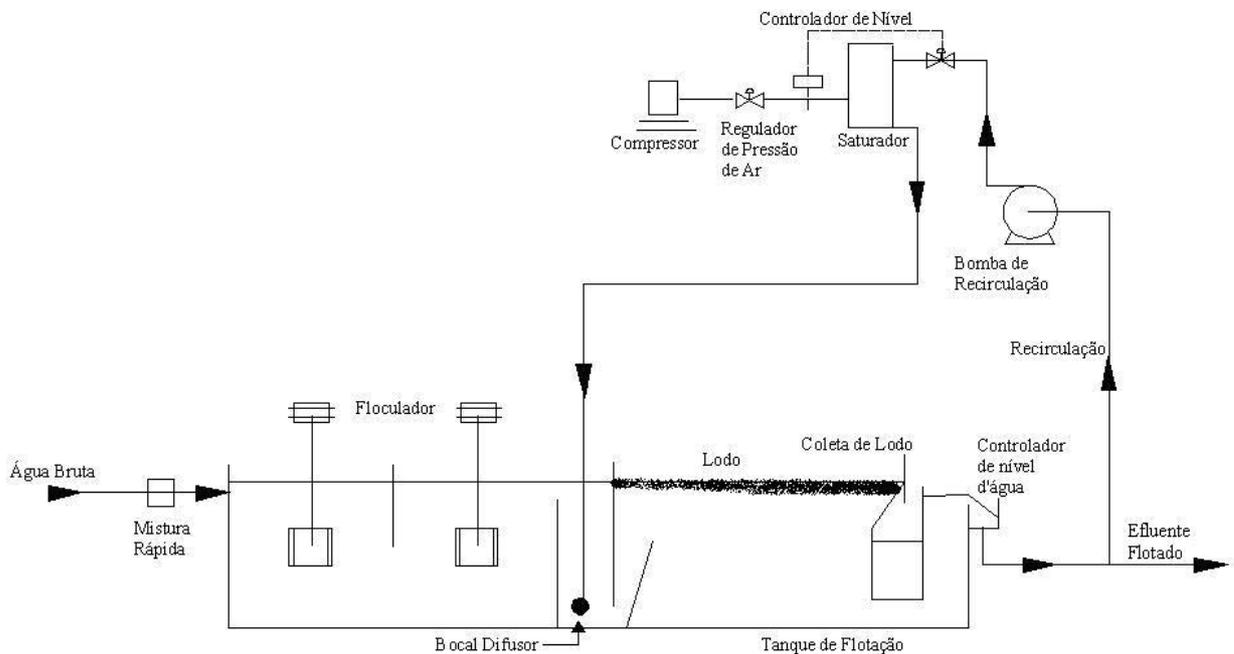


Figura 3.8 – Diagrama esquemático de instalação de FAD para tratamento de águas de abastecimento. Fonte: Zabel *apud* Reali (1991)

3.2.3.1- Parâmetros operacionais da flotação por ar dissolvido

Para que um sistema de FAD funcione de forma adequada, alguns parâmetros operacionais devem ser estudados e definidos para cada situação, antes da implantação em escala real.

A coagulação é um desses fatores. De acordo com Gregory e Zabel (1990), o pH de coagulação e a dose do coagulante devem ser otimizados para que o tratamento funcione. As doses ótimas devem ser determinadas pela execução de ensaios com a água bruta.

A floculação também é importante para o funcionamento adequado da flotação. Ensaio de laboratório devem ser realizados na busca dos melhores valores do gradiente de velocidade, gradiente de floculação G e do tempo de floculação. Valores usualmente empregados do gradiente de floculação para a FAD tem seu valor situado na faixa entre 30 e 120 s^{-1} e o tempo de floculação recomendado é em torno de 10 a 20 minutos. A título de exemplo, o trabalho de Vlaski *et al.* (1996) sugere que para a remoção de algas, o tempo de floculação é mais relevante para o processo de FAD, sendo que para valores baixos (10 s^{-1}) e altos (70 s^{-1}) de G a eficiência de remoção de células de cianobactérias foi equivalente.

A taxa de recirculação é a porcentagem de água tratada que deve retornar à câmara de saturação. Esse parâmetro é função da quantidade de ar que deve ser fornecida à água bruta para que haja a geração suficiente de bolhas com diâmetro adequado. Gregory e Zabel (1990) declaram que a quantidade de ar fornecida ao sistema é mais importante para o tratamento do que a taxa de recirculação e da pressão no saturador, a menos que a quantidade de sólidos dissolvidos na água supere 1000 mg/L. A taxa de ar-sólidos requerida para tratamento de águas superficiais por FAD gira em torno de 380 mL por grama de sólidos para uma concentração de sólidos em água bruta de 20mg/L. Para tanto, a sugestão geral é de 350 a 420 kPa de pressão e uma taxa de recirculação entre 7 e 8% para que haja de 8 a 10 g de ar por m^3 de água tratada. Reali (1991) sugere uma pressão de 490 a 590 kPa e uma taxa de recirculação entre 5 e 10 % para que o processo seja eficiente.

A forma de remoção do lodo é outro parâmetro importante para a operação do sistema. Várias técnicas podem ser utilizadas. A técnica de inundação consiste na elevação do nível de água do tanque de flotação por meio do fechamento parcial ou completo da válvula de saída de água tratada, causando extravasamento do lodo flotado. Segundo Gregory e Zabel (1990), essa técnica é mais econômica em termos de custo energético, mas gera um gasto elevado de

água tratada (em média 2 % da vazão de saída) e resulta num lodo com baixa proporção de sólidos (menos que 0,2 %). Há também sistemas mecânicos que arrastam o lodo para canaletas de condução, gerando um lodo mais denso e com menor uso de água tratada.

3.2.4 Flotação por ar dissolvido e sedimentação na remoção de cianobactérias

A escolha do processo a ser utilizado é a principal etapa para garantir a maior eficiência na remoção de cianobactérias no tratamento de águas de abastecimento. A coagulação da água que contém algas produz flocos cuja velocidade de sedimentação é baixa. A FAD, nesse caso, apresenta vantagens sobre a sedimentação, pois consegue separar melhor as células ao levá-las para a superfície. O processo de sedimentação é utilizado como parte do tratamento convencional, acompanhado das etapas de coagulação, floculação, filtração e desinfecção. Assim como na FAD, a sedimentação remove a célula de cianobactéria sem ocasionar a sua lise, reduzindo a possibilidade de liberação das toxinas intracelulares e da formação dos subprodutos indesejados da desinfecção.

Com relação a aspectos operacionais comparativos entre os dois processos, ressalta-se que a principal vantagem da FAD são as altas taxas de aplicação empregadas (entre 240 e 360 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$), se comparadas com a sedimentação, cujas taxas possuem valor 10 vezes menor. Isso também implica que as velocidades de flotação adotadas são bem maiores que as velocidades de sedimentação. Em contrapartida, a FAD necessita de energia elétrica para a pressurização da água de recirculação.

Quando da utilização da FAD, as diversas espécies de cianobactérias podem se comportar de formas diferentes a depender de suas propriedades físicas. Isso leva a diferentes eficiências de remoção. Benhardt e Clasen (1991) relataram que para concentrações altas de cianobactérias, entre 10^5 a 10^6 cel/mL, típicas de águas eutrofizadas, a FAD pode não apresentar a eficiência esperada na remoção de células. Drikas e Hrudey (1994) apresentaram dados de remoção percentuais relativos a uma ETA de 40 a 80% para a espécie *Microcystis*, 90 a 100% para a *Anabaena* e 30% para a *Oscillatoria*.

Vlaski *et al.* (1996) realizaram ensaios de bancada na busca da melhoria das condições de coagulação para a remoção de células de cianobactérias por meio da FAD e da sedimentação. No trabalho, o coagulante utilizado foi o cloreto férrico, a água vinha de um reservatório de

água tratada, e era inoculada com células de *M. aeruginosa* na concentração de 10^4 cel/mL. Os autores apuraram que na FAD, o rendimento do processo aumentou consideravelmente com uma dose baixa (0,5 mg/L) de polímero catiônico utilizado no auxílio à floculação. No caso da sedimentação, os melhores resultados foram obtidos com doses superiores (1,0 mg/L) do polímero. Além disso, os dois processos resultaram em maiores eficiências de remoção em condições de pH de coagulação na faixa de 6,0. As dosagens ótimas de coagulante foram 3,0 mg Fe³⁺/L para a FAD e 10 mg Fe³⁺/L para a sedimentação. O processo de sedimentação apresentou piores resultados do que a FAD, e a filtração do efluente da sedimentação proporcionou melhoria substancial no tratamento.

Chow *et al.* (1999) investigaram o uso do tratamento convencional na remoção de cianobactérias da água para abastecimento humano, visando à remoção de células intactas. Foram feitos ensaios de jarreste e em escala piloto, em uma unidade de sedimentação. A cianobactéria utilizada foi a *M. aeruginosa*. Os autores usaram uma concentração de 10^7 cel/mL para os ensaios de bancada e 10^5 cel/mL para os ensaios em escala piloto. Os ensaios em jarreste foram realizados com os coagulantes sulfato de alumínio e sulfato de cobre (*sic*), e os ensaios em escala piloto foram feitos apenas com o sulfato de alumínio, numa carreira de filtração de 6h. O foco principal do trabalho foi a investigação do efeito dos coagulantes e do processo de tratamento na liberação de microcistina por meio da lise celular, logo, os autores não apuraram os resultados de eficiência de remoção das células intactas, apenas a concentração de microcistina no efluente final. Para os ensaios em escala piloto, a maioria das células foi removida intacta e não houve aumento de microcistina no efluente tratado.

A sedimentação para a remoção de células de *M. aeruginosa* foi avaliada por Drikas *et al.* (2001), por meio de ensaios de bancada e em escala piloto. A água de estudo foi sintetizada a partir de água tratada e células na concentração de aproximadamente 10^6 cel/mL. O coagulante utilizado foi o sulfato de alumínio. Nos ensaios de bancada, foi apurada uma remoção de 83% das células, de forma intacta, pois não houve aumento de microcistina solúvel no efluente da sedimentação. Na escala piloto, os resultados de dois experimentos de seis horas de duração mostraram que houve remoção de aproximadamente 50% das células pela sedimentação.

Hoeger *et al.* (2004) realizaram um monitoramento de 46 semanas em duas ETAs em escala real, que usam o tratamento convencional. Os parâmetros monitorados foram a concentração de cianobactérias e cianotoxinas na água tratada. Uma das ETAs possuía o manancial contaminado por cepas de *Cylindrospermopsis raciborskii*. No monitoramento dessa ETA, os autores não relataram a concentração inicial de células, apenas da toxina cilindrospermopsina, cuja concentração inicial era de 1,17 µg/L, após sedimentação de 0,63 µg/L e após filtração e cloração abaixo de 0,2 µg/L.

A outra ETA foi contaminada por células de *M. aeruginosa* e *Anabaena circinalis*. A concentração máxima de células de *M. aeruginosa* na água bruta da ordem de 10^6 cel/mL e média de 10^5 cel/mL. Após tratamento convencional, média de 10^3 cel/mL e máxima de 10^4 cel/mL. A concentração máxima de células de *A. circinalis* na água bruta da ordem de 10^5 cel/mL e média de 10^4 cel/mL. Após tratamento convencional, média de 10 cel/mL e máxima de 10^2 cel/mL. Um comentário pode ser feito nesse ponto: a espécie *A. circinalis* não possui bainha de mucilagem, o que facilita sua remoção pela coagulação. Com relação às cianotoxinas, a microcistina não chegou a superar concentrações iniciais de 8,0 µg/L, e as PSPs geradas pela *Anabaena circinalis* chegou a superar os 20 µg/L na água bruta. A eficiência do tratamento para ambas era da ordem de 40% após sedimentação e 60% após filtração-cloração, o que mostra que o tratamento convencional, não era suficiente para remover a totalidade das células de cianobactérias e as cianotoxinas. Além disso, os autores detectaram microcistina em concentrações por volta de 0,2 µg/L em amostras residenciais, e alertaram para o perigo da exposição contínua da população às cianotoxinas.

O trabalho realizado por Oliveira (2005) avalia a remoção da cianobactéria *C. raciborskii* na concentração de 10^6 células/mL por meio de sedimentação e flotação por ar dissolvido por meio de ensaios de bancada, realizados com jarreste e flotatete, em laboratório.

Os parâmetros operacionais da FAD foram: coagulação com gradiente de mistura rápida de 800 s^{-1} por 30 s, gradiente de floculação de 50 s^{-1} por 15 min, velocidade de flotação de 5 e 10 cm/min (taxas de aplicação de 72 e 144 $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$), pressão de saturação de 5 atm, tempo de saturação de 10 min e recirculação de 10%. Os parâmetros operacionais da sedimentação foram: coagulação com gradiente de mistura rápida de 800 s^{-1} por 30 s, gradiente de

floculação de 20 s^{-1} por 25 min e velocidade de sedimentação de 0,5 e 1,0 cm/min (taxas de aplicação de 7,2 e $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).

Cabe listar aqui a relação dos melhores resultados obtidos. A autora apresentou, para a FAD, dados de remoção de 88% da turbidez para pH de 5,5 e doses de sulfato de alumínio na faixa de 3-30 mg/L. Para a sedimentação, os resultados indicaram instabilidade do processo na remoção das células intactas, uma vez que não houve um comportamento regular dos resultados com a variação do pH de coagulação. A remoção média da turbidez foi de 80% para pH de 5,5 e doses de sulfato entre 11 e 18 mg/L. Ainda foi relatado que o processo de FAD empregava menores doses de coagulante.

O trabalho de Teixeira e Rosa (2006) apresentou uma comparação entre o desempenho dos processos de FAD e sedimentação na remoção de células intactas de *Microcystis aeruginosa*, no tocante aos parâmetros de operação, por meio da realização de ensaios em escala de bancada. Os autores encontraram resultados que favoreceram o processo de FAD sobre a sedimentação, quando foram comparadas as eficiências de remoção entre ambos os processos. Foram usados dois coagulantes: o sulfato de alumínio e o polímero inorgânico, poliidroxiclorosulfato de alumínio (WAC). O polímero apresentou melhores resultados que o sulfato de alumínio, para os dois processos, atingindo maiores eficiências de remoção, menor decréscimo de pH, menor dose ótima e menor geração de resíduos no lodo.

Os parâmetros experimentais para a sedimentação foram: gradiente de mistura rápida de 743 s^{-1} por 2 min, gradiente de floculação de 24 s^{-1} por 15 min e tempo de sedimentação de 20 min, que corresponde à taxa de aplicação de $5,0 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ ou velocidade de sedimentação de 0,35 cm/min. Para a flotação, foram feitos ensaios de FAD sem e com a fase de coagulação/floculação. Para os ensaios em que não houve coagulação, foram adotadas taxas de recirculação de água pressurizada de 50%, 8% e 0% (injeção direta de ar) e pressão na câmara de saturação de 5,0 bar. Cabe ressaltar que a água usada para a recirculação era a mesma água bruta produzida para os ensaios, inoculada com cianobactérias. Para os ensaios em que houve coagulação, foram feitas duas baterias, uma com os mesmos parâmetros citados da sedimentação e outra bateria variando-se o gradiente de mistura rápida para 380 s^{-1} com tempo de mistura rápida de 2 min e o gradiente de floculação para 70 s^{-1} com tempo de floculação de 8 min. Embora os autores não tenham relatado a velocidade de flotação adotada,

adotaram um tempo de retenção do lodo para a FAD de 8 min, ou seja, coletaram o efluente após 8 minutos da liberação do ar dissolvido.

Foram feitos ensaios com diferentes concentrações de células de *M. aeruginosa*. Cabe listar aqui os resultados relativos aos ensaios de sedimentação e de FAD com coagulação cuja concentração de células na água bruta era de 10^6 células/mL. Os autores listaram os resultados do sulfato de alumínio e do WAC em função da concentração de Al_2O_3 . Os resultados obtidos da FAD com coagulação prévia indicaram remoção de células de 90%, com o sulfato de alumínio na faixa de 5 mg/L e de WAC em 3,5 mg/L. Os resultados da sedimentação indicaram 95% de remoção das células para o sulfato de alumínio na faixa de 15 mg/L e de WAC em 12 mg/L.

Os autores também listaram resultados relacionados à variação dos parâmetros operacionais da FAD. Não houve melhoria no desempenho da FAD com a variação das taxas de recirculação. Com relação ao gradiente de floculação, os ensaios com 70 s^{-1} resultaram numa remoção de mais de 90% das células para o WAC com dose de 2,0 mg/L (Al_2O_3), em comparação a uma remoção de 80% das células, com a mesma dose de WAC, para o gradiente de floculação de 38 s^{-1} .

Outro trabalho de Teixeira e Rosa (2006) apresentou uma avaliação da remoção de células de *M. aeruginosa* em concentração de 10^6 células/mL e da toxina microcistina associada pela integração dos processos de FAD e nanofiltração. Para a FAD, os parâmetros operacionais foram: gradiente de mistura rápida de 380 s^{-1} por 2 min, gradiente de floculação de 70 s^{-1} por 8 min, pressão na câmara de saturação de 5 bar, taxa de recirculação de 8%, tempo de retenção do lodo de 8 min e dose de 8 mg/L de WAC, que resultaram numa taxa de remoção de turbidez de 80%, 90% da microcistina intracelular e 4,7% da microcistina extracelular. Após a nanofiltração, houve remoção de 98% da turbidez, 99,4% de microcistina extracelular e 99,7% de microcistina intracelular. Os autores notaram que, embora a remoção de turbidez pela FAD seja elevada, a remoção é principalmente de partículas em suspensão, fato evidenciado pela baixa remoção de material dissolvido, representado pela microcistina extracelular após a flotação.

3.2.5 Outros processos de tratamento de águas de abastecimento na remoção de cianobactérias

Com o avanço de novas tecnologias no tratamento de águas de abastecimento, diversas pesquisas têm sido feitas no intuito de se avaliar a perspectiva de que processos que envolvam novas tecnologias e processos antigos com novas adaptações sejam adequados para a remoção de cianobactérias e seus metabólitos das águas destinadas ao abastecimento humano.

Um exemplo de uma tecnologia diferenciada na busca pela remoção de cianobactérias da água bruta está no trabalho de Zhang *et al.* (2006) que pesquisaram a remoção das células de *Microcystis aeruginosa* por emissão de ultrassom. Os resultados levaram à conclusão de que é possível remover as células por ultrassom, sendo que o mecanismo de remoção atuante é a quebra dos vacúolos gasosos intracelulares, utilizados pelas células para regular a posição vertical nos corpos d'água. A quebra dos vacúolos gasosos promove a sedimentação das células.

Os autores definiram como parâmetro ideal de utilização para o tratamento de águas de abastecimento a emissão de ultrassom numa potência de emissão inferior a 48 W, acima da qual foi detectada lise celular e liberação de microcistinas na água de estudo. A variação da frequência de emissão não mostrou resultados significativos com relação à liberação de microcistinas, mas em frequências mais altas (1320 kHz) a taxa de remoção de células aumenta, alcançando 90% de remoção de células em 20 min de irradiação. A concentração de células no cultivo era de 10^5 cel/mL.

Adiante, segue uma revisão sucinta dos processos de filtração, oxidação química e adsorção em carvão ativado, processos de utilização mais comuns no controle e remoção de células de cianobactérias e suas cianotoxinas no tratamento de águas destinadas ao consumo humano.

3.2.5.1- Filtração

A filtração é utilizada no tratamento de água como um estágio final para remover os flocos de impurezas que não foram retidos nas fases anteriores (sedimentação ou flotação). O dimensionamento adequado dos filtros e a operação correta são fatores importantes para que haja um bom rendimento do processo.

A filtração no tratamento de águas de abastecimento, de forma geral, pode ser feita logo após as etapas de mistura rápida e coagulação-floculação (filtração direta), por meio do uso de filtros lentos, de grande área superficial (filtração lenta) ou após coagulação, floculação e sedimentação (ou flotação), com o uso de filtros rápidos, constituindo o tratamento convencional propriamente dito. Há também outros processos de filtração que não utilizam filtros de areia ou material granular, como a separação por membranas e a filtração em margens de rios.

Segundo Chorus e Bartram (1999), as longas carreiras de filtração no tratamento de águas com cianobactérias pode causar a morte das células retidas e a subsequente lise celular e liberação de toxinas.

Com relação à filtração direta, de acordo com FUNASA (2003), a curta duração das carreiras de filtração associadas à sobrecarga de sólidos, incluindo sobrecarga de algas, pode tornar a filtração direta impraticável. Entretanto, se houver boas condições de coagulação-floculação, a filtração direta pode ser eficiente para a remoção de células viáveis.

No trabalho de Di Bernardo (2003), foram realizados ensaios em escala piloto com a filtração direta ascendente e uma água com elevada concentração de algas, entre elas a cianobactéria filamentosa *C. raciborskii*. O autor conseguiu remoções de clorofila-a entre 68 e 96%, e aumento da carreira de filtração em torno de 6 horas, chegando, em alguns casos a carreiras de filtração da ordem de 24 horas, utilizando um filtro ascendente com uma descarga de fundo intermediária. No caso da filtração direta descendente, não houve carreira de filtração com duração acima de 19 horas.

Com relação à filtração lenta, no trabalho de Sá *et al.* (2002) foram realizados ensaios de filtração lenta em escala piloto com água contendo células de *M. aeruginosa* cujas concentrações variavam entre 10^4 a 10^6 células/mL. Nos resultados, foram detectados o trespasse de um número considerável de células (até 40% das concentrações iniciais), e não houve garantias de níveis seguros quanto à remoção de microcistina intra e extra-celular, devido aos altos valores de microcistinas detectados no efluente.

O trabalho de Tangerino *et al.* (2006) mostrou resultados de ensaios de filtração lenta em escala piloto, desta vez com a cianobactéria *C. raciborskii* na concentração de 10^6 cel/mL.

Nesse caso, os índices de remoção das células foram acima de 1 log de remoção: não foi detectada ocorrência significativa de trespassse das células, devido à morfologia filamentosa das células dessa espécie. Os autores ainda afirmaram que o filtro lento colmatou rapidamente, apresentando evolução rápida da perda de carga, o que mostrou, segundo os autores, a necessidade de uma pré-filtração com material granular.

A filtração em margens é uma técnica que tem sido estudada atualmente como alternativa na remoção de células de cianobactérias. Ela consiste na circulação forçada, seja por bombeamento ou por método hidráulico, da água bruta no solo que compõe a margem do manancial. Miller *et al.* (2001) realizaram ensaios de bancada para determinar a adsorção de hepatotoxinas (nodularina e microcistina) de cianobactérias em diferentes solos australianos. A idéia era descobrir se era possível utilizar a filtração de margem para remover tais compostos. Os resultados dos ensaios de adsorção apontaram que a distância que a água bruta deve percorrer através da margem do rio para o processo de filtração aumenta de acordo com o aumento do pH e redução da salinidade da água bruta para que haja degradação das cianotoxinas.

Como exemplo de filtração em margem, Sens *et al.* (2006) descreveram em seu trabalho um experimento com águas da Lagoa do Peri, no estado de Santa Catarina, onde havia altas concentrações da cianobactéria *C. raciborskii*. O efluente tratado da filtração por margens não apresentou células, após realização da contagem, o que indica 100% de remoção. Tal método também foi capaz de remover 100% das cianotoxinas.

A filtração por membranas (ou separação por membranas) é outra técnica cuja aplicação na remoção de cianobactérias e cianotoxinas ainda é incipiente. Consiste na utilização de membranas sintéticas microporosas que retêm os sólidos microscópicos, permitindo a passagem da água. Dois exemplos de trabalhos são apresentados.

O relato de Bottino *et al.* (2001), sobre a utilização de microfiltração com membrana de cerâmica no tratamento de águas de abastecimento, consistiu na realização experimentos em escala piloto com água bruta advinda de um lago na Itália, que apresentava células de cianobactérias e algas no total de oito gêneros diferentes ao mesmo tempo, na concentração de 10^3 cel/mL. Os resultados apontaram remoção de 100% para sete cepas, incluindo a cepa do

gênero *Oscillatoria*, com a ressalva para a diatomácea do gênero *Cyclotella*, cuja remoção foi de 99,2%.

No trabalho de Mierzwa (2006), foram realizados experimentos em escala piloto com um equipamento de ultrafiltração de membrana enrolada em espiral, cuja água de estudo vinha de um reservatório de abastecimento localizado na região metropolitana da cidade de São Paulo. Durante os ensaios-piloto, a concentração de células de cianobactérias na água bruta oscilava entre 10^2 e 10^3 cel/mL. A água tratada não apresentou sinais de células, mas, em algumas ocasiões, apresentou traços de microcistina em concentrações próximas ao limite de detecção do método, que é de 0,1 µg/L.

3.2.5.2- Oxidação Química

A oxidação química consiste na utilização de agentes químicos para eliminar, principalmente, as cianotoxinas no tratamento de água. A oxidação pode ser usada antes do tratamento da água propriamente dito (pré-oxidação), ou no final do tratamento, durante a desinfecção. Quando ocorre a pré-oxidação, além da degradação de cianotoxinas existentes na água bruta, ocorre a lise celular e liberação de novas cianotoxinas e geração de outros subprodutos nocivos. Tal situação também pode ocorrer quando da desinfecção, se o tratamento não for eficiente para remover as células de cianobactérias presentes na água bruta.

Um dos processos de oxidação mais comuns envolve o uso de cloro na água bruta, por meio do cloro gasoso ou outros compostos. De acordo com Di Bernardo *et al.* (2006), a pré-cloração é muitas vezes usada para minimizar problemas operacionais associados ao crescimento de microrganismos nas unidades de uma ETA. Em geral pequenas doses de cloro podem reduzir odor e sabor, além de prevenir o crescimento de bactérias e algas nos decantadores e filtros. Porém, o cloro livre tem sido inadvertidamente usado em muitas ETAs para promover a pré-oxidação de substâncias húmicas, o que tem causado a formação de subprodutos halogenados, como trihalometanos e ácidos acéticos tóxicos ao ser humano. Além disso, os autores ainda ressaltam que a matéria orgânica natural - MON, as algas/microalgas e as cianobactérias e seus metabólitos, inclusive suas toxinas, são os principais precursores desses compostos halogenados nocivos ao ser humano.

Nicholson *et al.* (1994) fizeram estudos para determinar a eficiência da cloração na remoção de cianotoxinas e relataram que houve rápida destruição de hepatotoxinas, com a utilização de um tempo de contato em 30 minutos e dose residual de cloro em 0,5 mg/L, desde que o pH fosse menor que 8,0. Os autores ainda ressaltaram que agentes como o hipoclorito de sódio e de cálcio não foram bem sucedidos na remoção das cianotoxinas por provocarem o aumento do pH na água. Além disso, a cloração não foi capaz de eliminar as cianotoxinas microcistina e nodularina-a.

O ozônio é considerado um poderoso agente oxidante. De acordo com Hrudehy *et al.* (1999), a eficiência do ozônio aumenta consideravelmente se ele for aplicado em altas doses (2 mg/L) e em diferentes estágios do tratamento, de preferência antes da mistura rápida e no final do tratamento, na desinfecção. Os autores ainda alertam que tal medida é necessária, pois o ozônio é consumido primeiramente pelos compostos orgânicos presentes na água bruta (como as células de cianobactérias e a matéria orgânica natural), para atuar em segunda instância nas cianotoxinas. Tais resultados foram determinados partindo-se de uma concentração inicial de 8,5 mg/L de COD. As concentrações iniciais de cianotoxinas não foram expressas (HART *et al.* 1997 apud HRUDEY *et al.* 1999). Os autores apontam o ozônio como oxidante eficiente para a degradação da microcistina, das saxitoxinas e PSPs e da cilindrospermopsina.

O trabalho de Melo Filho (2006) foi composto de experimentos em escala piloto para avaliar a utilização da pré ou pós-ozonização no processo de filtração direta descendente na remoção de cianobactérias. Em relação à remoção de cianobactérias, o melhor desempenho foi obtido com a ozonização empregada como pré-tratamento. As concentrações iniciais de células de cianobactérias variaram entre 10^5 - 10^6 cel/mL, e de cianotoxinas em torno de 3,2 µg/L eq. STX/L. A taxa média de remoção de cianobactérias na pré-ozonização seguida de filtração direta descendente foi de 99,6%, o que correspondia a um residual de cerca de $4,4 \times 10^3$ células/mL de *C. raciborskii* no efluente tratado. Os resultados apontaram também que a pré-ozonização em composição com a filtração direta descendente foi mais eficiente na remoção de saxitoxinas. A concentração média de saxitoxinas na água tratada foi de 0,02 µg/L equivalente de STX/L, que é inferior ao valor recomendado no padrão de potabilidade brasileiro. Cabe comentar com relação a esse trabalho que, além do residual encontrado ter sido elevado, o custo do uso da ozonização no tratamento de águas de abastecimento em escala real ainda é muito alto para os padrões brasileiros.

Tendo em vista a pré-oxidação, Ma e Liu (2000) realizaram ensaios de jarreste para determinar os efeitos da pré-oxidação com ferrato de potássio (VI) em uma água contendo células de algas verdes na concentração de 10^8 cel/mL. Embora a pré-oxidação tenha melhorado as condições de coagulação ao ponto de eliminação de 90% das células, as doses de sulfato de alumínio utilizadas ainda eram muito altas, em torno de 60-80 mg/L. A coagulação com o sulfato de alumínio sem pré-oxidação possibilitava remoção de 50% das células com uma dose de 80 mg/L. Os autores também não analisaram a formação de subprodutos nocivos nem a liberação de toxinas após a pré-oxidação.

O permanganato de potássio também pode ser empregado na pré-oxidação de células de cianobactérias, atingindo bons resultados (acima de 80%) na remoção de células da água bruta (CHEN e YEH, 2005), e remoção de microcistinas, conforme Hrudey *et al.* (1999). Entretanto o uso desse oxidante causa lise das células e liberação das cianotoxinas, assim como os outros. (LAM *et al.*, 1995, CHEN e YEH, 2005).

De acordo com Hrudey *et al.* (1999) a pré oxidação pode ser considerada mais como um passo na melhoria de remoção de células do que um método para a remoção de cianotoxinas, e requer o monitoramento constante das cianotoxinas presentes na água tratada ou o uso de outras barreiras no sistema de tratamento, como o uso de carvão ativado.

3.2.5.3- Adsorção em Carvão Ativado

O carvão ativado é usualmente utilizado no tratamento de águas de abastecimento para remover compostos orgânicos naturais ou sintéticos, causadores de odor ou sabor. As duas variedades do carvão ativado são o carvão ativado em pó (CAP) e o carvão ativado granular (CAG). No tratamento de cianobactérias em águas destinadas ao consumo humano, o carvão ativado é mais adequado na adsorção de cianotoxinas.

De acordo com Brandão e Silva (2006), após a análise de vários trabalhos, a experiência internacional com o uso da adsorção em carvão ativado indicam que tanto o CAP quanto o CAG são eficientes na remoção de toxinas de cianobactérias. A utilização do carvão ativado no tratamento de água tem apresentado elevados níveis de remoção e até mesmo a remoção total de cianotoxinas, quando empregado isoladamente ou de forma complementar ao tratamento convencional. Os autores ainda afirmam que a experiência internacional está

concentrada no uso do carvão ativado na remoção de microcistinas e que há poucos estudos do uso do carvão ativado com outros tipos de cianotoxinas.

Nicholson e Newcombe (2004) acreditam que o CAP pode ser eficiente na remoção de todas as cianotoxinas, desde que seja empregado um carvão de boa qualidade e em dose adequada, excetuando-se talvez a microcistina LR. De acordo com Hrudey *et al.* (1999), há consenso geral que para atingir eficiências elevadas de remoção de cianotoxinas usando CAP é necessário usar grandes doses do material e que o tempo de contato é um fator muito importante. A dose de CAP também dependerá da quantidade de outros produtos orgânicos presentes na água bruta. Quanto maior a concentração de compostos orgânicos presentes, maior será a dose de CAP para que ele adsorva todos os compostos envolvidos.

Donati *et al.* (1994) realizaram um experimento com oito tipos diferentes de CAP para a remoção de microcistina-LR e os resultados apontaram que os carvões ativados à base de madeira apresentaram os melhores resultados de remoção, seguidos pelos carvões minerais, e por último os feitos à base de ossos e turfa. De acordo com Pádua (2006), a utilização do CAP apresenta as vantagens do menor investimento inicial e a maior flexibilidade com relação à alteração da dose aplicada, em função de variações de qualidade da água bruta. O CAP apresenta como desvantagens a geração de maior volume de lodo, a impossibilidade de sua reutilização e a baixa capacidade do produto na remoção de compostos orgânicos voláteis.

No trabalho de Viana (2006), foi feita uma avaliação em escala de bancada do desempenho da adsorção e oxidação, na remoção de saxitoxinas de células de *Cylindrospermopsis raciborskii*. Foram selecionados cinco tipos de carvão ativado em pó (CAP), de marcas comercializadas do Brasil, sendo três efetivamente empregados nos ensaios de adsorção. Os testes de adsorção e oxidação foram realizados em equipamento de jarreste com, respectivamente, carvões de madeira, osso e mineral, e hipoclorito de cálcio.

Os tempos de detenção aplicados foram de duas horas para adsorção e 30 e 60 min para oxidação. As dosagens de CAP empregadas foram 5, 15, 20 e 50mg/L correspondendo a uma massa de 2,5; 7,5; 10 e 25 mg respectivamente. Os resultados apontaram que a eficiência de remoção, para a adsorção, está intrinsecamente relacionada ao tipo de carvão e à dosagem empregada, obtendo a máxima eficiência de remoção de 68% para os carvões de osso (dosagem de 20 mg/L) e madeira (dosagem de 50 mg/L). A concentração de saxitoxinas

obtida após o emprego das técnicas de remoção foi superior ao limite recomendado pela Portaria MS nº 518/2004 (3,0 μ g/L).

Verificou-se, após caracterização dos carvões, que os dados fornecidos pelos fabricantes se apresentaram distintos em relação aos analisados, e que tais parâmetros não atenderam às premissas da ABNT (EB-2133). Em relação à oxidação, para os dois tempos de contato e as dosagens avaliadas (correspondentes a 0,9; 1,2 e 1,5 mg/L de cloro ativo), a eficiência de remoção, da ordem de 80%, manteve-se praticamente constante, atendendo ao estabelecido pela Portaria 518.

O CAG é utilizado, no tratamento de águas de abastecimento, em colunas, por meio das quais escoam a água filtrada. Assim como o CAP, recomenda-se a realização de ensaios de laboratório para a determinação da taxa de filtração e do tempo de contato mais adequados. Apesar do custo mais alto de implantação que o CAP, o CAG pode ser reaproveitado, após passar por um processo de regeneração em equipamentos especiais (PÁDUA, 2006). O CAG apresenta bons índices de remoção de cianotoxinas, desde que sua capacidade de adsorção não esteja comprometida por outros contaminantes orgânicos. O CAG também funciona como meio de degradação biológica das cianotoxinas, uma vez que a atividade biológica que acontece no meio granular permite que cianotoxinas sensíveis a esse tipo de processo sejam afetadas (HRUDEY *et al.*, 1999).

No trabalho de Orr *et al.* (2004) foram feitos experimentos em escala de laboratório, para avaliar a remoção de saxitoxinas por ozônio, CAG e peróxido de hidrogênio. Extratos de saxitoxinas obtidos de cepas de *A. circinalis* foram adicionados à água de um reservatório para se obter uma concentração de 30 μ g/L (STX equivalente). Uma coluna foi preenchida com CAG para promover um tempo de contato de leito vazio de 15 minutos. O CAG removeu completamente as saxitoxinas mais potentes. Entretanto, o CAG apresentou eficiência entre 56% e 74% para as C-toxinas, sendo mais efetivo (74%) na ausência de ozônio. Os próprios autores sugerem que o processo de tratamento precisa ser otimizado para a completa remoção do residual das C-toxinas, ou permitir a degradação natural das C-toxinas e dcGTXs. Isso pode ser alcançado com o aumento do tempo de contato no leito do carvão ou pela seleção de um carvão diferente.

Brandão e Silva (2006) realizaram um apanhado da experiência brasileira com a utilização de CAP e CAG na remoção de cianotoxinas e listaram algumas informações relevantes no tocante aos resultados encontrados.

O tipo de matéria-prima e as propriedades físicas do carvão precisam ser conhecidos para se fazer a especificação correta do produto a ser utilizado no tratamento da água. Além disso, recomenda-se sempre a realização de ensaios de bancada para cada água, com diferentes tipos de carvões, para obter aquele mais adequado; observou-se que quando o objetivo é remover cianotoxinas, se essas se apresentarem em concentração elevada na água a dose de carvão ativado em pó necessária para reduzir a concentração a valores inferiores ao VMP (valor máximo permissível) definido na Portaria MS 518/2004 pode ser muito superior a de doses usualmente empregadas nas ETAs para remoção de gosto e odor.

Considerando que pode haver diferenças nas características do carvão ativado em função do lote do produto, torna-se importante exigir do fornecedor um controle de qualidade adequado, incluindo-se aí a capacitação das concessionárias do serviço de abastecimento de água para a aquisição, utilização e destinação final adequadas do produto. O emprego de carvão ativado deve ser visto como uma medida corretiva, sendo que o mais adequado é a adoção de medidas preventivas, tal como a proteção dos mananciais, visando minimizar a ocorrência de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas.

A revisão da literatura mostra que ainda há muito a ser estudado no tocante à remoção de células de cianobactérias em águas destinadas ao abastecimento humano. O desenvolvimento de novas pesquisas é fundamental para garantir a melhoria dos processos existentes e o desenvolvimento de novas técnicas destinadas tanto ao tratamento para o consumo humano quanto à prevenção e o controle das florações nos mananciais.

Na próxima seção, serão relacionados os materiais e os métodos utilizados para a investigação experimental realizada no presente trabalho.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Nessa seção, serão descritos, de forma objetiva, a metodologia utilizada para a realização dos ensaios de bancada, bem como os materiais utilizados.

Na primeira subseção, será feita uma abordagem do planejamento utilizado na realização dos experimentos e das definições dos parâmetros gerais para o cumprimento dos objetivos propostos. A segunda seção trata da listagem do aparato experimental utilizado para a obtenção dos resultados, de maneira sucinta, mas completa.

A terceira seção descreve a metodologia empregada no cultivo das cianobactérias, a quarta seção apresenta uma descrição detalhada da água de estudo, preparada com água destilada com cultivo de cianobactérias em laboratório, e na última seção consta o relato da investigação experimental, composta dos ensaios de sedimentação e FAD.

4.1 Planejamento dos Experimentos

Para atingir os objetivos propostos, foram realizados ensaios em escala de bancada, em regime de batelada. Esses estudos são adequados para fornecerem resultados preliminares que podem ser pesquisados posteriormente em sistemas de escoamento contínuo, tais como instalações piloto e ETAs em escala real.

A investigação experimental foi feita nas seguintes etapas: a primeira consistiu em quatro bateladas de ensaios de sedimentação, com a utilização de um aparelho de teste de jarros (jarteste), e quatro bateladas de ensaios de flotação por ar dissolvido, utilizando um aparelho de flotatestes, para remoção de filamentos de *C. raciborskii* e células cocóides de *M. protocystis*.

A segunda etapa foi a réplica dos melhores ensaios de jarteste e flotatestes para contagem de células na água decantada e flotada, e a terceira etapa foi a realização de uma batelada de ensaios de flotatestes adicional para a verificação da possível influência da idade do cultivo nos resultados. Os experimentos de sedimentação e flotação foram realizados no laboratório de análises físico-químicas do DESA/EEUFMG.

Em cada uma das duas etapas, foram utilizados dois coagulantes, o sulfato de alumínio, por ser o mais utilizado nas ETAs nacionais, e o cloreto férrico, para uma comparação experimental do desempenho dos dois coagulantes. As amostras das duas etapas foram coletadas para duas taxas de aplicação superficial, que para a sedimentação foram de $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (velocidades de sedimentação de 0,5 e 1,0 cm/min) e para a FAD de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (velocidades de flotação de 5 e 10 cm/min).

Os materiais, equipamentos e métodos utilizados serão descritos nos itens que se seguem. Na FIG. 4.1 está disposto o fluxograma de atividades necessárias à realização dos experimentos e na FIG 4.2, um fluxograma específico e mais detalhado da realização dos experimentos.

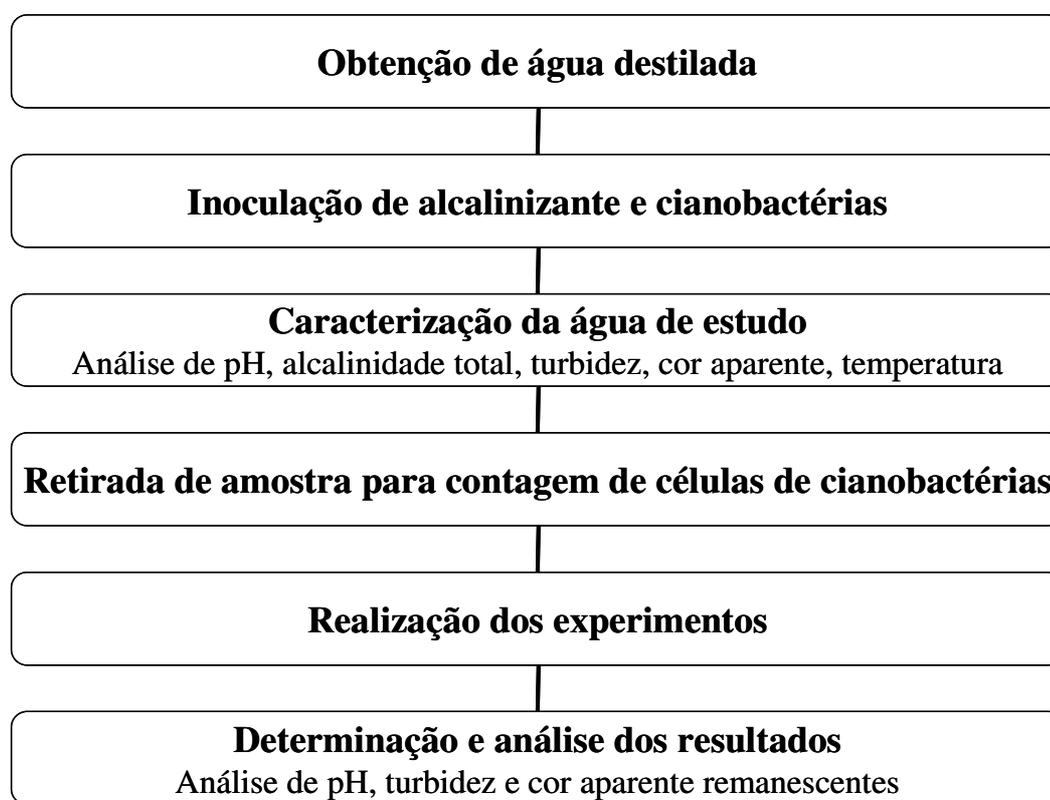


Figura 4.1 – Fluxograma de atividades necessárias à execução das investigações experimentais.

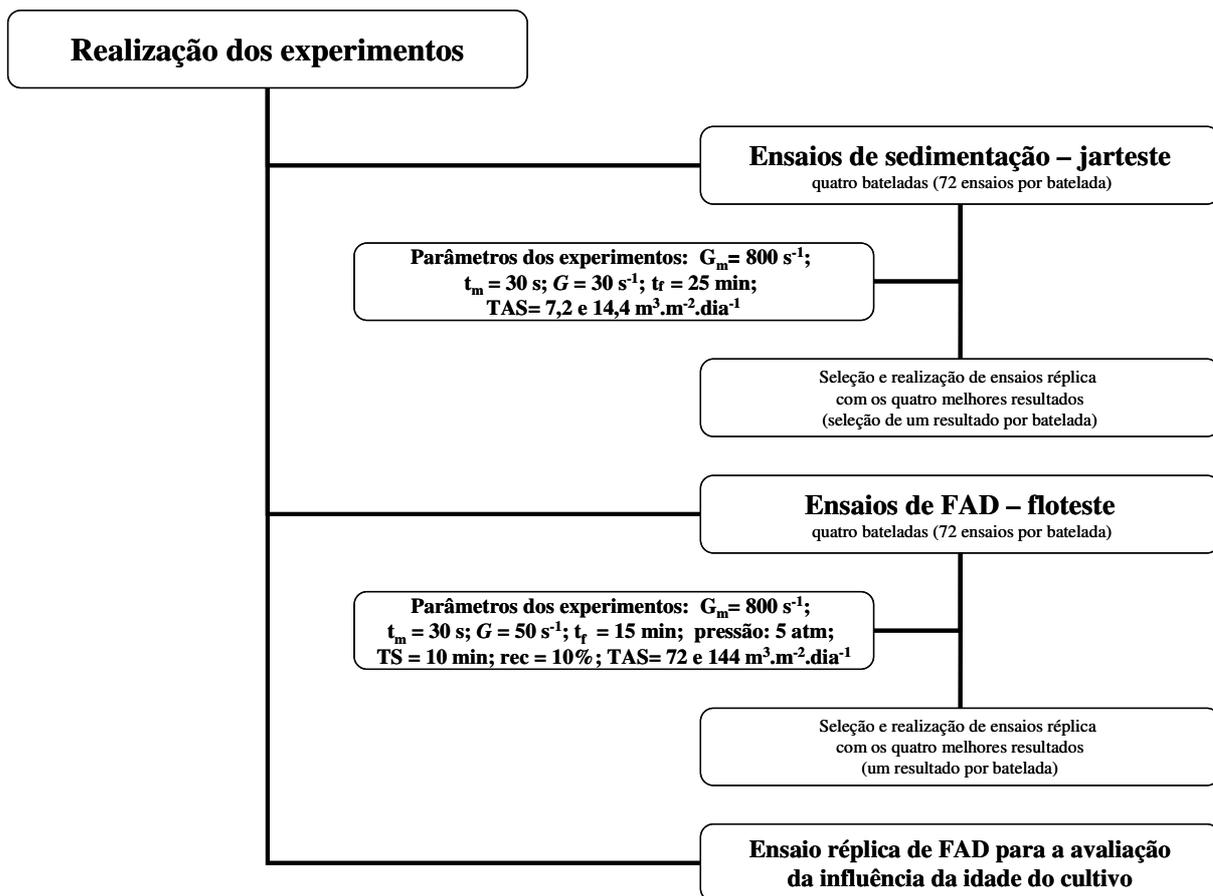


Figura 4.2 – Fluxograma detalhado de realização dos experimentos.

4.2 Descrição do Aparato Experimental

Todo o equipamento utilizado na realização dos ensaios e determinação dos resultados, que consiste no aparato experimental, foi instalado no laboratório de análises físico-químicas do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da UFMG, onde a investigação experimental foi realizada.

Os coagulantes utilizados foram o sulfato de alumínio $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 (14-18) \text{H}_2\text{O}]$ P. A. e o cloreto férrico $(\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O})$ P. A., ambos em pó, da marca VETEC. A solução preparada possuía concentração de 2% em massa por volume. Os reagentes utilizados para o controle do pH de coagulação nos ensaios foram: solução ácida de HCl 1,1 N diluída em água destilada na proporção de 1/10 ou 1/5 de acordo com a batelada de ensaios e solução de NaOH em concentração de 10% diluída em água destilada na proporção de 1/10.

Os ensaios de sedimentação foram realizados com equipamento de jarteste, para a simulação de processos de coagulação-floculação-sedimentação. O aparelho, da marca Nova Ética, modelo 218 LDB, de 100W de potência e rotação máxima de 600 rpm, possui seis cubetas de seção transversal com 115 x 115 mm cada, dimensionadas para ensaios com volume útil de 2,0 L de água bruta, coletor simultâneo de amostras e regulador de rotação para gradientes de velocidade médios de 10 a 1500 s⁻¹. Uma foto do aparelho utilizado nos ensaios está na FIG. 4.3.



Figura 4.3 – Aparelho de jarteste utilizado para os ensaios de sedimentação.

O equipamento utilizado nos ensaios de bancada é o flotateste, mostrado na FIG. 4.4. O flotateste é um jarteste modificado para simular o processo de flotação por ar dissolvido, adaptado para receber a água saturada com ar vinda de uma câmara de saturação, por meio de três válvulas solenóide, situadas na parte traseira inferior das cubetas, acionadas pelo usuário. Na base de cada uma das cubetas, há uma válvula redutora de pressão que promove a liberação das microbolhas da água pressurizada, possibilitando a flotação do lodo.

O aparelho, feito sob encomenda, possui três cubetas de 150 x 150 mm com 2,0 L de volume útil. Os misturadores são do tipo haste central, e a rotação máxima é de 350 rpm. A câmara de saturação possui volume de 15,0 L.

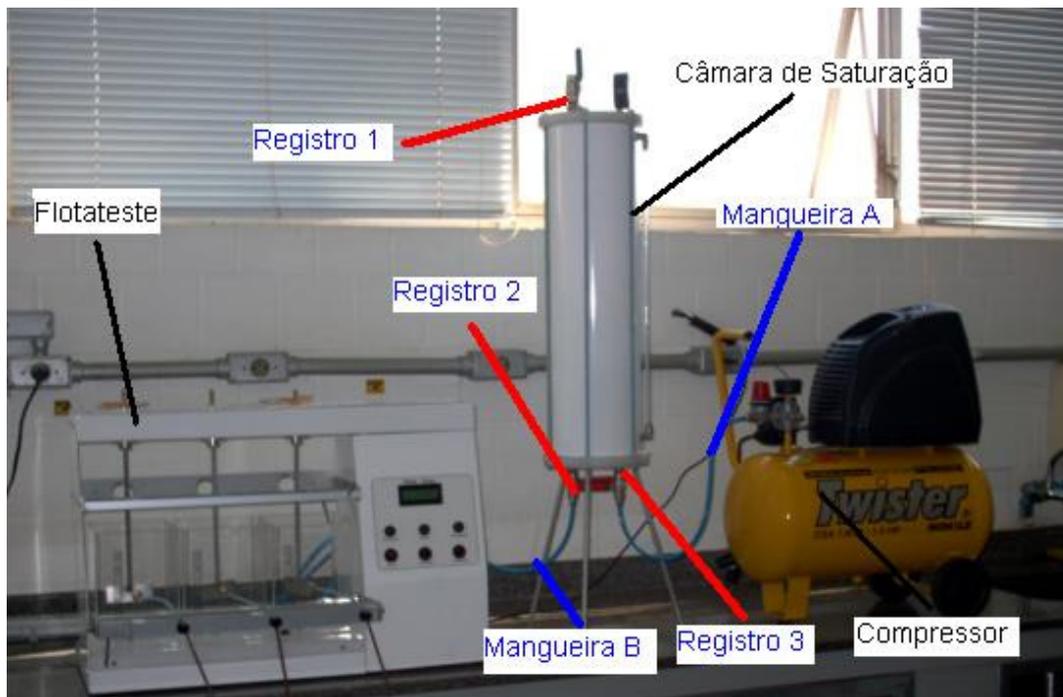


Figura 4.4 – Equipamento de flotateste e acessórios.

Os equipamentos auxiliares utilizados na realização dos ensaios de bancada, bem como os instrumentos utilizados para a determinação dos resultados estão listados na TAB. 4.1, e representados por fotografias mostradas nas FIG. 4.5, 4.6 e 4.7.

TABELA 4.1 –

Equipamentos utilizados nos ensaios de bancada.

Equipamento	Marca/Modelo
Turbidímetro	HACH 2100 NA
Espectrofotômetro	HACH DR 2800
potenciômetro digital	GEHAKA PG 1800
Compressor de ar	SCHULZ Twister CSA 7.8/25
Reservatório de polietileno	FORTLEV 310 L



Figura 4.5 – Reservatório e Compressor de ar utilizados nos ensaios experimentais



(a)

(b)

Figura 4.6 – Espectrofotômetro (a) e Turbidímetro (b) utilizados nos ensaios experimentais.



Figura 4.7 – potenciômetro digital utilizado nos ensaios experimentais.

4.3 Cultivo das Cianobactérias

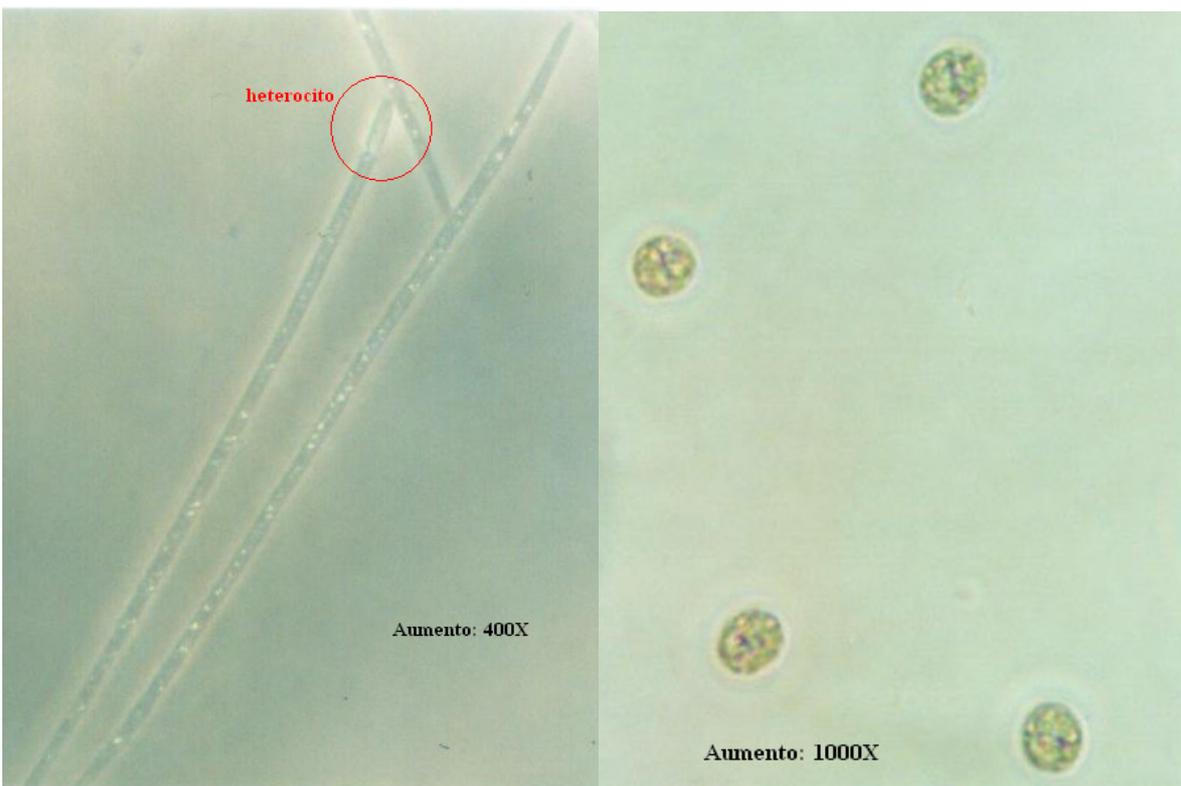
O cultivo das células de *M. protocystis* foi realizado em uma câmara de germinação do tipo B.O.D. marca MARCONI modelo MA403, no laboratório de microbiologia do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). O cultivo das células de *C. raciborskii* foi realizado em sala especial do Laboratório Central da Companhia de Saneamento de Minas Gerais - COPASA, no setor de hidrobiologia. A cepa de *M. protocystis* foi fornecida pelo laboratório de hidrobiologia da COPASA, a partir de isolamento de cepa da represa de Furnas-MG e a cepa de *C. raciborskii* foi fornecida pelo Instituto de Ciências Biológicas (ICB) da UFMG, a partir de um isolamento feito em uma lagoa no município de Lagoa Santa-MG. Em ambos os casos foram utilizados recipientes estéreis de vidro de capacidades entre 3,0 e 6,0 L. A FIG. 4.8 mostra fotografias da câmara de germinação e da sala especial de cultivo das cepas.

As células de cianobactérias foram cultivadas com fotoperíodo de 12 horas, ou seja, 12 horas de exposição à luz e 12 horas no escuro, sob temperatura constante de 22°C e intensidade luminosa controlada, simulando o ambiente ideal para o crescimento e desenvolvimento das cepas. As cepas foram mantidas sob aeração constante por meio do uso de sopradores de ar utilizados em aquário da marca BIG AIR modelo 420.

O crescimento das células foi monitorado por meio de contagens de indivíduos em microscópio pelo método de Sedgewick-Rafter, de acordo com o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 19^a edição, seção 10 página 14 (APHA, 2005), até atingirem uma concentração de 10^7 células/mL, e volume de cerca de 3,0 L, parâmetros adotados para a realização dos ensaios. O cultivo das duas espécies de cianobactérias foi mantido no meio de cultura ASM-1 líquido (CETESB, 1993) com nitrogênio total para *M. protocystis* e com 10% de nitrogênio para *C. raciborskii*. Os repiques foram realizados em intervalos de 10 dias. As contagens foram realizadas conforme o crescimento do cultivo, nos momentos de repique (a cada 10 dias) e horas antes de cada ensaio. A FIG 4.9 mostra microfotografias tiradas dos cultivos das duas cianobactérias.



(a) (b)
Figura 4.8 – Cultivo das cianobactérias. (a) Câmara de germinação. (b) recipientes em bancada na sala especial. Soprador de ar ao fundo.



(a) (b)
Figura 4.9 – Microfotografias das cepas cultivadas. (a) Filamentos de *Cyndrospermopsis raciborskii*. (b) Células isoladas de *Microcystis protocystis*.

4.4 Preparação da água de estudo

Para a realização dos ensaios de bancada, optou-se pela produção de água de estudo a partir de água destilada e cultivo de cianobactérias realizado em laboratório.

A água produzida a partir da água destilada possui a vantagem de permitir, de forma mais clara, avaliar as eficiências dos processos de tratamento, ao diminuir as variações encontradas nos mananciais naturais.

A água de estudo foi preparada para cada uma das bateladas de ensaios de jarreste ou flotatestes que seriam realizadas. Cada batelada de ensaios era composta de 12 experimentos de 6 cubetas, cada uma com 2,0 L de volume, perfazendo 144 L de água. Para que houvesse uma folga de volume necessário para o controle de perdas e retirada de amostras para análises, eram produzidos 150 L de água de estudo.

Uma outra preocupação foi em relação à degradação da qualidade da água de estudo em função do tempo total de realização da batelada de ensaios. Para evitar que tal problema ocorresse, a água era utilizada em, no máximo, 30 horas após a realização da mistura.

Sendo assim, a água de estudo era produzida em um tanque com água destilada que era misturada de forma homogênea com um volume entre 1,5 e 3,0 L (o valor exato era determinado após a contagem prévia das células no cultivo) de cultura de *Microcystis protocystis* ou *Cylindrospermopsis raciborskii* na concentração de 10^7 cel/mL. A concentração resultante de células na água de estudo era de aproximadamente 10^5 cel/mL, que é representativa de uma floração. Essa concentração foi escolhida também com base no fato desse valor ser empregado comumente em trabalhos que visam avaliar a remoção de cianobactérias.

Na realização de ensaios preliminares, cujos resultados foram descartados, notou-se que a água de estudo era bastante suscetível a variações bruscas de pH, devido à sua alcalinidade total ser próxima de zero. Esse fato dificultava o controle sistemático do pH nos experimentos, prejudicando a coleta dos resultados pretendidos.

Para solucionar tal questão, foi utilizado um alcalinizante na água de estudo. A intenção era criar um tampão na solução capaz de resistir às mudanças bruscas de pH e permitir um

controle de sua variação pela adição de pequenas quantidades de soluções ácidas e básicas nos ensaios.

O alcalinizante utilizado foi o bicarbonato de sódio, devido à sua facilidade de obtenção e baixo custo. Para determinar a massa de alcalinizante a ser utilizada, foi feito um teste com uma cubeta de acrílico utilizada no aparelho de jarteste. Foram adicionados 2,0 L de água de estudo preparada nas mesmas condições dos ensaios, com a mistura de bicarbonato de sódio na quantidade suficiente para alcançar a alcalinidade de 30 mg CaCO₃/L.

Adicionou-se uma dose de sulfato de alumínio equivalente a 40 mg/L e, em seguida, foi inoculada solução de HCl 0,1 N de 1,0 em 1,0 mL para que fosse observada a variação do pH em cada inoculação. O resultado desse teste apontou que o valor de 30 mg CaCO₃/L foi suficiente para garantir um tampão na solução. Definiu-se, então, o uso da massa de 7,64 g de bicarbonato para cada 150 L de água de estudo já com o cultivo inoculado.

Após a preparação da água de estudo, eram retiradas amostras para a determinação da turbidez, pH, alcalinidade total, temperatura e cor aparente. A turbidez, o pH e a cor aparente eram medidos com o auxílio dos equipamentos mostrados nas FIG 4.6 e FIG 4.7. A temperatura da água de estudo era medida com um termômetro de laboratório. Para a medida da alcalinidade total, era retirada uma amostra de 100 mL. Em seguida, eram inoculadas 3 gotas da solução de indicador misto para alcalinidade. A mistura era titulada com H₂SO₄ até a mudança de cor. O valor da alcalinidade total era determinado pela equação 4.1.

$$\text{alcalinidade total} = \frac{\text{vol}H_2SO_4 \times 50000 \times 0,0198}{100} \quad (4.1)$$

na qual:

vol H₂SO₄ = volume de ácido sulfúrico gasto na titulação, em mL;

alcalinidade total = alcalinidade total em mg de CaCO₃/L.

4.5 Investigação experimental

A TAB 4.2 resume o número de bateladas de ensaios realizadas nas investigações experimentais. Foram oito bateladas, quatro de sedimentação e quatro de FAD, organizadas pelo tipo de coagulante e espécie de cianobactéria utilizada. Cada uma das bateladas era

composta de 12 jarrestes de seis cubetas ou 24 flotatestes de 3 cubetas cada, totalizando 72 ensaios no total.

TABELA 4.2 –
Ensaio de bancada realizados.

Ensaio	Coagulante	Cepa
Flotação por ar dissolvido - Floteste (FAD)	Sulfato de Alumínio (SA)	<i>M. protocystis</i> (MP)
	Sulfato de Alumínio (SA)	<i>C. raciborskii</i> (CR)
	Cloreto Férrico (CF)	<i>M. protocystis</i> (MP)
	Cloreto Férrico (CF)	<i>C. raciborskii</i> (CR)
Sedimentação - Jarreste (SED)	Sulfato de Alumínio (SA)	<i>M. protocystis</i> (MP)
	Sulfato de Alumínio (SA)	<i>C. raciborskii</i> (CR)
	Cloreto Férrico (CF)	<i>M. protocystis</i> (MP)
	Cloreto Férrico (CF)	<i>C. raciborskii</i> (CR)

4.5.1 Ensaio de sedimentação

Os parâmetros operacionais adotados para os ensaios de sedimentação em escala de bancada foram os recomendados pelo grupo do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) e estão relacionados na TAB 4.3.

Foram realizadas quatro bateladas de ensaios de sedimentação: duas com o coagulante cloreto férrico, variando-se o cultivo (*C. raciborskii* ou *M. protocystis*) e duas com o sulfato de alumínio, variando-se as mesmas espécies de cultivo.

TABELA 4.3 –

Parâmetros operacionais para ensaios de sedimentação em escala de bancada. FONTE: PROSAB, EDITAL 5, TEMA 1 (2006).

Parâmetro	Valor
Gradiente de velocidade de mistura rápida (G_m)	800 s ⁻¹
Tempo de mistura rápida (t_m)	30 s
Gradiente de velocidade de floculação (G)	30 s ⁻¹
Tempo de floculação (t_f)	25 min
Taxas de aplicação superficiais (TAS)	7,2 e 14,4 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹

Foram construídos oito diagramas de coagulação em função da turbidez para os ensaios de sedimentação, quatro para cada coagulante, com duas coletas por ensaio representando as duas taxas de aplicação superficiais de 7,2 e 14,4 m³.m⁻².dia⁻¹, correspondentes a velocidades de sedimentação de 0,5 e 1,0 cm/min, respectivamente. Para tanto, foi feita uma variação da dose dos dois coagulantes, partindo-se de uma dose de 5,0 mg/L, variando em intervalos de 5,0 em 5,0 mg/L até 40 mg/L. O pH de coagulação foi definido na faixa entre 5,5 e 8,0, variando-se em intervalos de aproximadamente 0,5.

A contagem de células de cianobactérias, como mostrado no fluxograma da FIG 4.1, foi realizada na água de estudo a cada batelada de ensaios. Os quatro melhores resultados, determinados em função da turbidez remanescente mais baixa, foram selecionados e os ensaios que geraram esses resultados foram repetidos, totalizando quatro cubetas. As oito amostras resultantes do efluente decantado (duas por cubeta, uma para cada velocidade de sedimentação) foram submetidas a contagens de células com o intuito de se determinar com maior exatidão o número de células removidas.

4.5.2 Ensaios de flotação por ar dissolvido

A principal diferença de realização dos ensaios de FAD para os ensaios de sedimentação diz respeito à seqüência operacional. A água pressurizada e saturada com ar dissolvido foi produzida preenchendo-se metade da câmara de saturação com água e pressurizando-a com ar comprimido. Nos ensaios de bancada do presente trabalho, a primeira possibilidade estudada foi o uso de água potável das próprias torneiras do laboratório para alimentar a câmara de saturação. Essa alternativa acabou sendo descartada, devido ao cloro residual presente na água potável, que poderia oxidar as células de cianobactérias. A decisão tomada foi usar água destilada, para evitar discrepâncias nos resultados. O ar comprimido foi produzido com o auxílio de um compressor de ar cuja especificação consta na TAB. 4.1.

A seqüência de operação do flotatesto foi a seguinte: O compressor de ar era ligado para pressurização do ar em seu cilindro. O registro do compressor era fechado, e o equipamento desligava-se sozinho ao atingir a pressão máxima do aparelho (aproximadamente 10,2 atm). Enquanto isso, cerca de da metade da câmara de saturação era preenchida com água destilada. O nível de água na câmara era controlado com uma mangueira de nível transparente instalada externamente à câmara de saturação. Logo depois, o registro do compressor era aberto e em

seguida o registro da câmara (Registro 3 na FIG 4.4). Observava-se o manômetro da câmara de saturação. Quando a pressão chegava ao valor de 5,0 atm, aguardava-se o tempo de saturação mínimo de 10 min, uma vez que as cubetas eram preenchidas com água após o tempo de saturação.

Antes de começar o ensaio, as cubetas eram preenchidas com 1,0 L de água das torneiras do laboratório e as solenóides eram acionadas, para que o ar na mangueira B, bem como as bolhas de maiores dimensões fossem eliminadas. Esse último procedimento tornou-se rotina após a realização dos ensaios preliminares, nos quais se percebeu que a flotação do lodo não ocorria tão bem por conta das dimensões observadas das bolhas que eram geradas.

Após os procedimentos preliminares, as cubetas eram preenchidas com água de estudo e o ensaio era iniciado. Os procedimentos, a partir desse ponto, assemelhavam-se aos dos ensaios de sedimentação, com a diferença dos parâmetros operacionais, definidos pelo grupo do PROSAB (2005) listados na TAB 4.4. Ao final da floculação, os misturadores eram desligados e acionava-se as solenóides até que o volume de água nas cubetas atingisse a marca correspondente à taxa de recirculação de 10%. As solenóides eram desligadas e aguardava-se o tempo para coleta das amostras correspondente às duas taxas de aplicação superficiais, $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (velocidades de flotação de 5 e 10 cm/min), que era de 48 segundos para a primeira taxa de aplicação e 1 min 36 s para a segunda.

TABELA 4.4 –

Parâmetros operacionais para ensaios de FAD em escala de bancada. FONTE: PROSAB, EDITAL 5, TEMA 1 (2006).

Parâmetro	Valor
Gradiente de velocidade de mistura rápida (G_m)	800 s^{-1}
Tempo de mistura rápida (t_m)	30 s
Gradiente de velocidade de floculação (G)	50 s^{-1}
Tempo de floculação (t_F)	15 min
Taxas de aplicação superficiais (TAS)	72 e $144 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{dia}$
Pressão na câmara de saturação	5 atm
Tempo de saturação (TS)	10 min
Taxa de recirculação (rec)	10 %

Após a realização de cerca de quatro ensaios, a investigação era paralisada antes de se esgotar a câmara de saturação, para recarga. Quando a câmara de saturação apresentava pouca água, as bolhas geradas eram de diâmetro visivelmente incompatível com as necessidades da flotação, gerando turbulência e quebrando os flocos do lodo flotado. O procedimento de preparação dos ensaios era então repetido.

A metodologia de análise para determinação dos resultados e construção dos diagramas de coagulação foi a mesma dos ensaios de sedimentação, ou seja, variava-se o pH buscando-se resultados na faixa de 5,5 a 8,0, com incrementos de 0,5 em 0,5 e a dose de coagulante na faixa de 5,0 mg/L a 40mg/L, com incrementos de 5,0 mg/L.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesse capítulo, serão apresentados e discutidos os resultados da investigação experimental. Na primeira seção, são comentados os resultados de caracterização da água de estudo de acordo com as diferenças encontradas, devido à metodologia de produção. Na segunda e terceira seções, são apresentados os diagramas de coagulação obtidos a partir dos resultados das oito bateladas de ensaios. Os 32 diagramas de coagulação foram divididos por processo (FAD e sedimentação) e por coagulante (cloreto férrico e sulfato de alumínio) para facilitar a análise e a compreensão dos resultados.

A terceira seção diz respeito a um ensaio adicional, réplica do ensaio de FAD com cloreto férrico ou sulfato de alumínio e células de *M. protocystis*, realizado para que fossem comparados os resultados de um ensaio feito com um cultivo de cianobactérias de 6 meses de idade e outro com 4 meses. Nessa seção são apresentados os diagramas de coagulação do ensaio adicional e uma avaliação estatística das diferenças entre os resultados dos dois ensaios.

Na quarta seção, é apresentada uma avaliação estatística dos resultados dos pares de ensaios nas quais a comparação foi possível. Além disso, são apresentados também os resultados dos ensaios-réplica nos quais foi realizada a contagem de células no efluente tratado, para averiguar, de forma ilustrativa, a eficiência de remoção de células intactas promovida pelos dois processos.

5.1 Caracterização da água de estudo

Devido às limitações na metodologia de produção da água de estudo, conforme mencionado na seção 4.4, houve variações nos parâmetros de caracterização determinados antes dos ensaios de bancada.

As variações encontradas acabaram por dificultar a análise qualitativa de alguns pares de ensaios. De maneira geral, foi possível manter alguns parâmetros na faixa necessária à realização dos ensaios, tais como a alcalinidade total, que ficou sempre acima de 30 mg CaCO₃/L, e a concentração de células, que ficou sempre na ordem de 10⁵ cel/mL. Não

obstante, a turbidez e a cor aparente variam de forma considerável de ensaio para ensaio. Os parâmetros de caracterização da água de estudo estão relacionados na TAB. 5.1.

TABELA 5.1 –
Parâmetros de caracterização da água de estudo.

Ensaio/Coagulante /Cepa	pH	Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (UC)	Conc. de células (cel/mL)	Temp. (°C)
SED/SA/MP	8,3	34,65	6,1	48	1,84 x 10 ⁵	22
SED/CF/MP	8,5	36,63	11,0	75	2,46 x 10 ⁵	21
SED/SA/CR	8,1	39,60	11,4	102	2,4 x 10 ⁵	20
SED/CF/CR	7,8	33,66	5,5	52	1,5 x 10 ⁵	21
FAD/SA/MP	7,5	34,65	10,5	92	2,9 x 10 ⁵	25
FAD/CF/MP	8,4	33,70	12,8	84	2,41 x 10 ⁵	21
FAD/SA/CR	8,0	34,65	10,3	79	2,0 x 10 ⁵	22
FAD/CF/CR	8,1	32,67	8,7	85	1,8 x 10 ⁵	23

Obs: FAD: flotação por ar dissolvido; SED: sedimentação; CF: cloreto férrico; SA: sulfato de alumínio; CR: *Cylindrospermopsis raciborskii*; MP: *Microcystis protoeystis*.

5.2 Diagramas de coagulação para a sedimentação

Os resultados coletados nas quatro bateladas de ensaios de sedimentação realizados foram transformados nos diagramas de coagulação dispostos nas FIG. 5.1 a 5.16. Os diagramas são apresentados em forma de gráficos com escala de cores, cuja legenda pode ser vista à direita de cada uma das figuras. Os diagramas de coagulação foram feitos em função da turbidez e cor aparente remanescente. Foram adotados valores-limite para os dois parâmetros de forma a tornar a análise dos resultados uniforme. No caso da cor aparente, os resultados acima de 100 UC foram agrupados na mesma categoria, e no caso da turbidez o mesmo foi feito para os resultados acima de 20 uT.

Foram utilizadas cores diferentes na escala colorimétrica para facilitar a análise dos resultados. Os resultados de cor aparente remanescente abaixo de 15 UC foram realçados na cor amarela e os resultados de turbidez remanescente que atingiram valores menores ou iguais a 1,0 uT foram realçados na cor laranja, para que ficasse mais fácil a identificação das faixas ótimas de pH da água de estudo e de doses de coagulante.

Devido à metodologia de produção da água de estudo e a imprevisibilidade natural advinda do cultivo de cianobactérias, a água produzida em cada uma das quatro bateladas de ensaios possui parâmetros físico-químicos (turbidez, pH, alcalinidade, cor aparente) diferenciados. Para facilitar a análise dos resultados dos diagramas de coagulação feitos a partir da turbidez e cor aparente remanescentes, foi inserido o valor da turbidez e da cor aparente da água de estudo em cada um dos diagramas, abaixo do eixo das abscissas, para possibilitar a avaliação da eficiência do processo de sedimentação.

As doses equivalentes de ferro e alumínio foram calculadas conforme o percentual presente na massa atômica dos compostos, a partir da fórmula do coagulante fornecida pelo fabricante dos coagulantes e citada na seção 4.2. Cabe ressaltar que o residual de ferro e alumínio acima de 2,7 mg/L é superior ao padrão de potabilidade brasileiro (portaria MS 518/2004). Entretanto, o padrão é referência para a água tratada, e em escala real, a água decantada ou flotada usualmente passa pelo processo de filtração. Os diagramas foram divididos em duas seções: ensaios de sedimentação com cloreto férrico e com sulfato de alumínio, conforme apresentado a seguir.

5.2.1 Diagramas de coagulação com Cloreto Férrico

Os diagramas de coagulação para a sedimentação utilizando como coagulante o cloreto férrico estão apresentados nas FIG. 5.1 a 5.8.

Para o cloreto férrico, os diagramas mostram que, de forma geral, o desempenho do processo de sedimentação foi melhor na redução da turbidez e da cor aparente remanescente nos ensaios contendo células de *M. protocystis* do que nos ensaios contendo células de *C. raciborskii*.

Na observação dos ensaios, notou-se que os flocos formados com o cloreto férrico aparentavam maiores dimensões que os flocos formados com o sulfato de alumínio. Entretanto, percebeu-se durante os ensaios que o cloreto era mais sensível às variações de pH. Para valores de pH mais baixos (abaixo de 6,0) e doses mais elevadas de coagulante (acima de 35 mg/L), muitas vezes não ocorria a formação de flocos.

Pela observação das faixas de cor aparente remanescente dos diagramas, notou-se que o cloreto férrico não se mostrou estável para a remoção da cor aparente da água de estudo utilizada nos ensaios, gerando resultados pouco reproduzíveis. Ainda no caso da cor aparente, doses acima de 30 mg/L, para o pH da água de estudo entre 5,5 e 6,5, mostraram-se inviáveis do ponto de vista operacional, uma vez que a cor aparente da água decantada foi superior a da água de estudo. Tal fato ocorreu com maior intensidade durante os ensaios com os filamentos de *C. raciborskii*.

Bernhardt e Clasen (1991) relataram que quando as células de algas apresentam formato aproximadamente esférico e superfície lisa, há predominância na coagulação do mecanismo de adsorção-neutralização de cargas, o que possibilita realizar a coagulação com doses menores de coagulante, porém se as células são compridas e filamentosas, há predomínio da varredura, com doses maiores de coagulante. Os resultados apurados indicam uma aproximação dessa tendência. Nos diagramas envolvendo os filamentos de *C. raciborskii* (FIG 5.1 a 5.4) foram obtidos valores menores de turbidez remanescente e cor aparente remanescente para as doses de coagulante acima de 25 mg/L. A dose ótima de coagulante, que pela observação dos diagramas de coagulação resultou no maior número de pontos com baixos valores de turbidez e cor aparente remanescentes, foi a de 25 mg/L.

Já com os ensaios envolvendo células de *M. protocystis*, a observação dos diagramas de coagulação indica valores baixos (abaixo de 15 UC) de cor aparente e turbidez (abaixo de 1,0 uT) remanescentes para doses de coagulante acima de 5,0 mg/L. O mesmo aconteceu com valores de pH acima de 7,0 nos ensaios envolvendo essa cianobactéria cocóide (FIG 5.5 a 5.8). A dose de 10 mg/L de coagulante, para pH na faixa de 6,0 a 7,5, aparenta ter resultado num maior número de resultados baixos (abaixo de 15 UC e 1,0 uT) de cor aparente e turbidez remanescentes em quase todos os valores de pH de coagulação, o que fica mais claro quando da observação dos diagramas mostrados nas FIG 5.6 e 5.8.

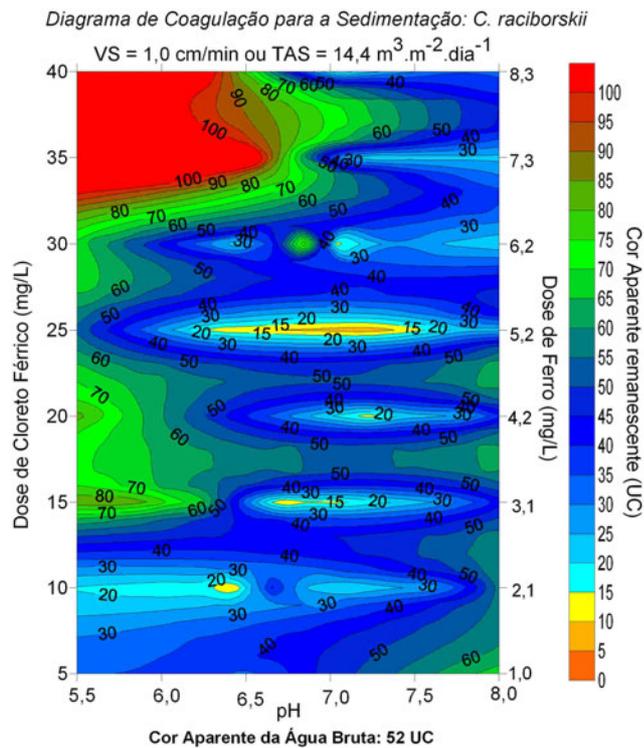


Figura 5.1 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com cloreto férrico em função da cor aparente remanescente para filamentos de *C. raciborskii* e TAS de 14,4 m³.m⁻².dia⁻¹.

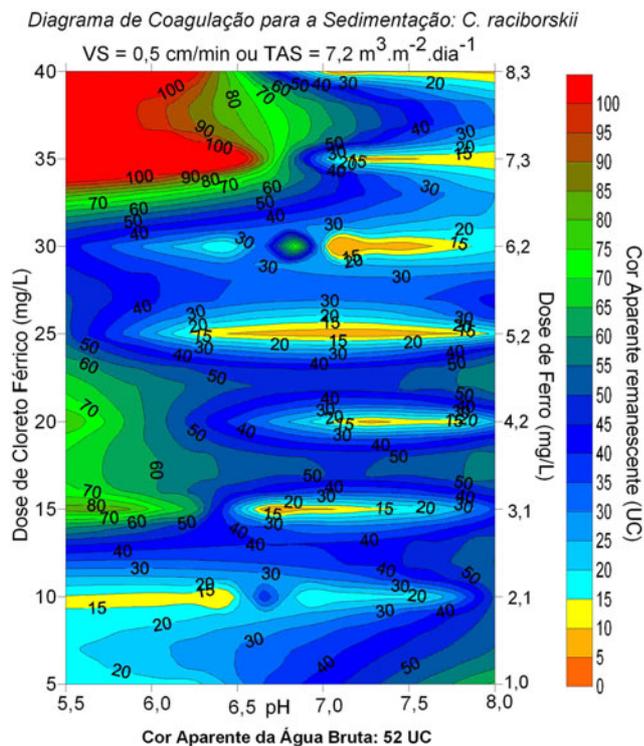


Figura 5.2 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com cloreto férrico em função da cor aparente remanescente para filamentos de *C. raciborskii* e TAS de 7,2 m³.m⁻².dia⁻¹.

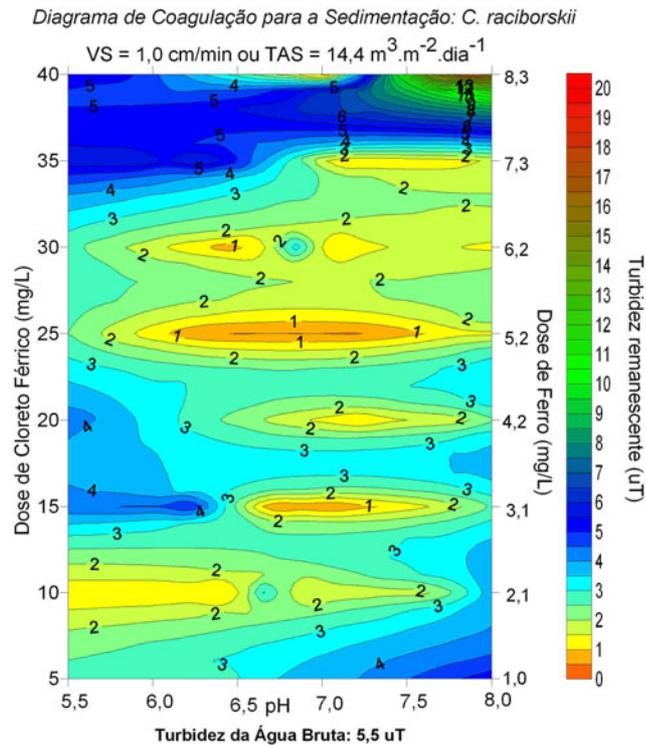


Figura 5.3 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com cloreto férrico em função da turbidez remanescente para filamentos de *C. raciborskii* e TAS de 14,4 m³.m⁻².dia⁻¹.

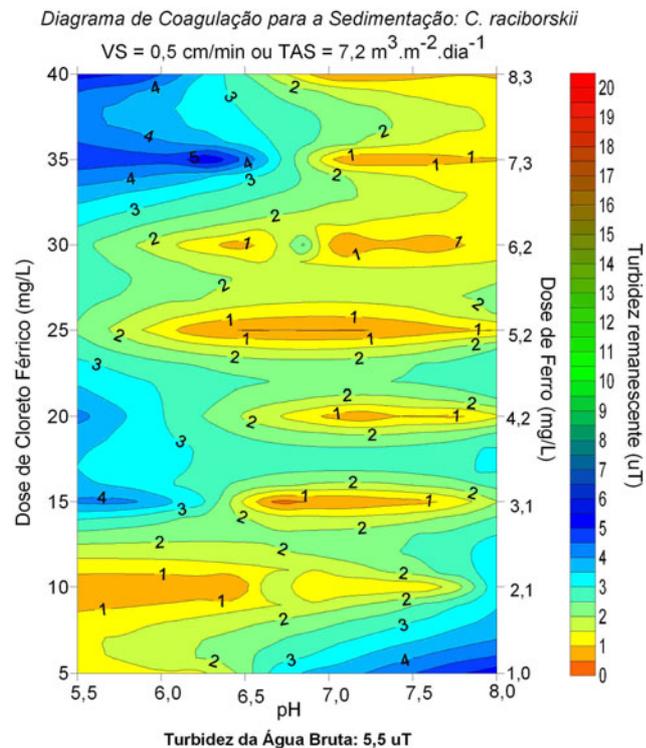


Figura 5.4 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com cloreto férrico em função da turbidez remanescente para filamentos de *C. raciborskii* e TAS de 7,2 m³.m⁻².dia⁻¹.

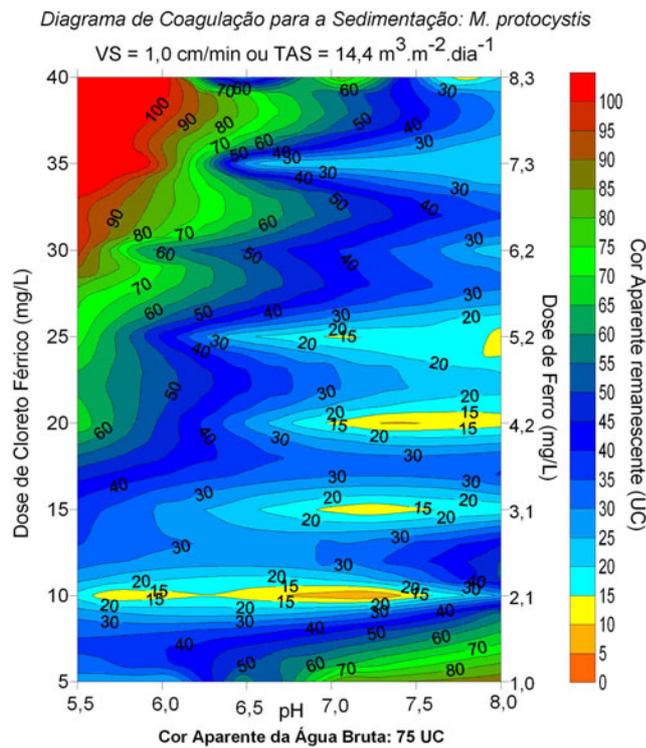


Figura 5.5 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com cloreto férrico em função da cor aparente remanescente para células de *M. protocystis* e TAS de 14,4 m³.m⁻².dia⁻¹.

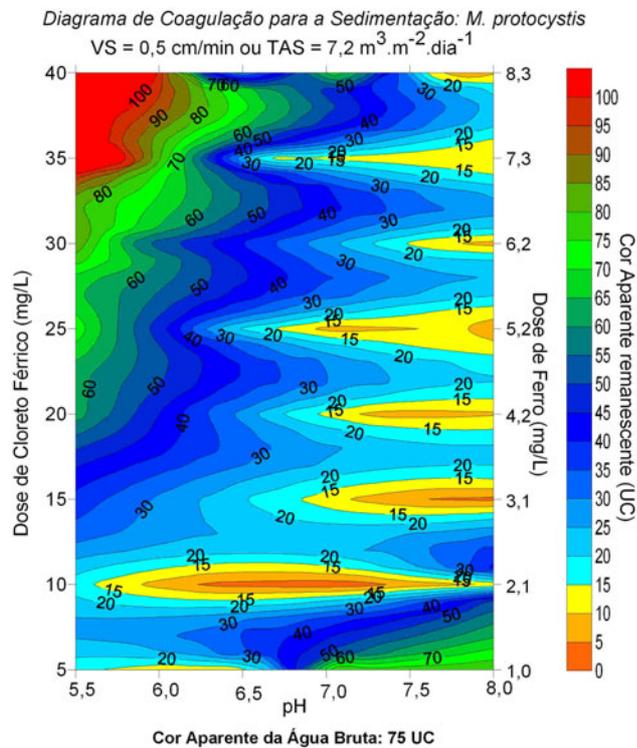


Figura 5.6 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com cloreto férrico em função da cor aparente remanescente para células de *M. protocystis* e TAS de 7,2 m³.m⁻².dia⁻¹.

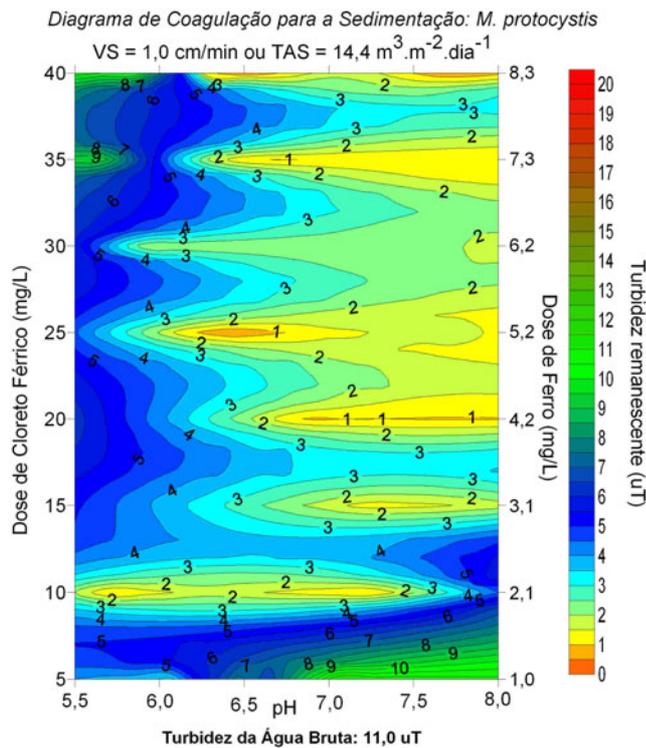


Figura 5.7 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com cloreto férrico em função da turbidez remanescente para células de *M. protocystis* e TAS de 14,4 m³.m⁻².dia⁻¹.

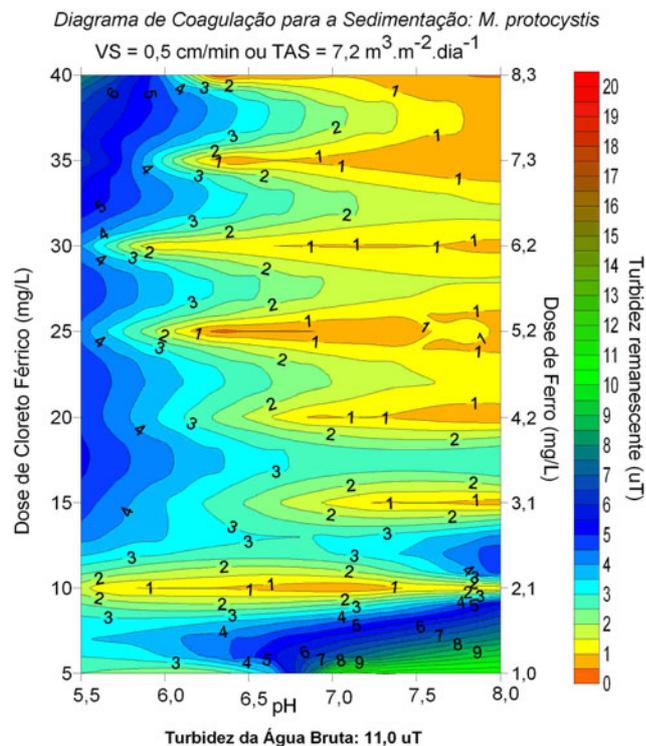


Figura 5.8 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com cloreto férrico em função da turbidez remanescente para células de *M. protocystis* e TAS de 7,2 m³.m⁻².dia⁻¹.

5.2.2 Diagramas de coagulação com Sulfato de Alumínio

Os diagramas de coagulação para a sedimentação utilizando como coagulante o sulfato de alumínio estão apresentados nas FIG. 5.9 a 5.16. Os diagramas compostos a partir dos resultados do presente trabalho mostram que, de forma geral, o desempenho do processo de sedimentação utilizando esse coagulante foi inferior ao desempenho do cloreto férrico. Entretanto, a análise qualitativa dos resultados indica que houve maior reprodutibilidade, devido à constatação de poucas variações bruscas nos valores de turbidez e cor aparente remanescentes.

O sulfato de alumínio funcionou melhor na redução da turbidez e da cor aparente remanescente nos ensaios contendo células de *M. protocystis* do que nos ensaios contendo filamentos de *C. raciborskii*. A diferença é bem significativa pela observação dos diagramas. Na observação feita durante a realização dos ensaios, notou-se que eram formados flocos em praticamente todas as faixas de pH e para quase todas as doses de coagulante empregadas no estudo. As exceções ocorriam nos valores extremos, como pH de 5,5 e 8,0 combinados com doses de coagulante de 40 mg/L ou 5,0 mg/L.

A cor aparente da água de estudo nos ensaios com filamentos foi de 102 UC, a maior dentre as bateladas realizadas. Embora tenha havido redução da cor aparente para todas as faixas de pH, não foi possível obter valores abaixo de 15 UC. Não houve pontos nos quais a cor aparente remanescente foi maior que a cor aparente da água de estudo, tal como aconteceu nos ensaios com o cloreto férrico.

Já com relação à turbidez remanescente, os melhores resultados foram obtidos em doses entre 25 mg/L e 40 mg/L para a TAS de $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Nesse caso houve resultados de turbidez remanescente abaixo de 1,0 uT.

Nos diagramas envolvendo as células cocóides de *M. protocystis* (figuras 5.13 a 5.16), para a faixa de pH entre 6,5 e 7,5, quase todas as doses de coagulante resultaram em baixos valores de turbidez e cor aparente remanescentes (abaixo de 1,0 uT e abaixo de 15 UC). A dose ótima de coagulante, pela observação dos diagramas de coagulação, foi a de 35 mg/L para a turbidez remanescente, embora a dose de 30 mg/L tenha apresentado resultados melhores para a cor aparente remanescente.

Dois exemplos de trabalhos da literatura que avaliam a eficiência do processo de sedimentação na remoção de cianobactérias utilizando o sulfato de alumínio como coagulante podem ser comentados. Uma parte do trabalho realizado por Oliveira (2005), avalia a remoção da cianobactéria *C. raciborskii* na concentração de 10^6 cel/mL por meio de sedimentação em ensaios de bancada, realizados com jarreste. Os resultados indicaram instabilidade do processo na remoção das células intactas, uma vez que não houve grandes variações dos resultados com pequenas variações do pH de coagulação, o que indica a baixa reprodutibilidade dos resultados. A eficiência de remoção média da turbidez foi de 80% para pH de 5,5 e doses de sulfato de alumínio entre 11 e 18 mg/L. No presente trabalho, também não houve comportamento regular com a variação do pH de coagulação, mas as doses de sulfato sugeridas pelo autor não produziram resultados relevantes para a água estudada.

Uma parte do trabalho de Teixeira e Rosa (2006) envolveu a sedimentação na remoção de células intactas da espécie cocóide *Microcystis aeruginosa*, na concentração de 10^5 cel/mL por meio da realização de ensaios em escala de bancada. Para o sulfato de alumínio (resultados expressos em mg/L de Al_2O_3), os resultados da sedimentação indicaram 80% de eficiência na remoção da turbidez para a dose de 14 mg/L.

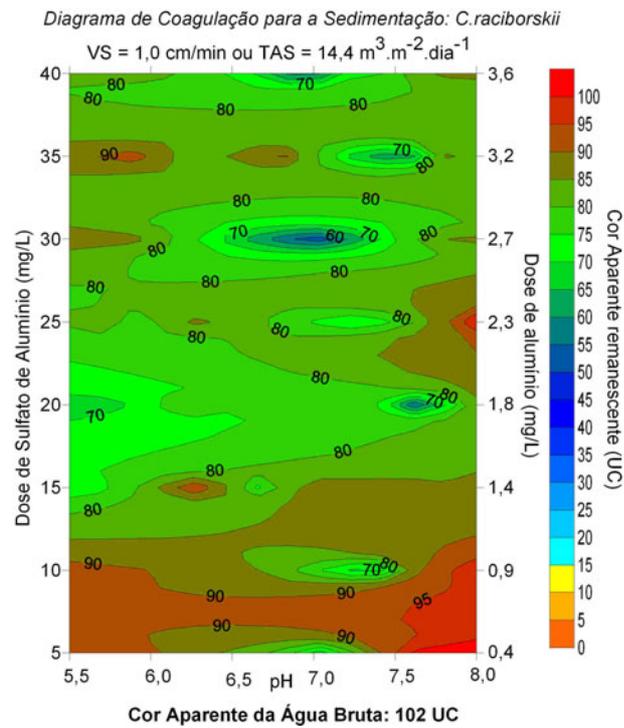


Figura 5.9 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com sulfato de alumínio em função da cor aparente remanescente para filamentos de *C. raciborskii* e TAS de 14,4 m³.m⁻².dia⁻¹.

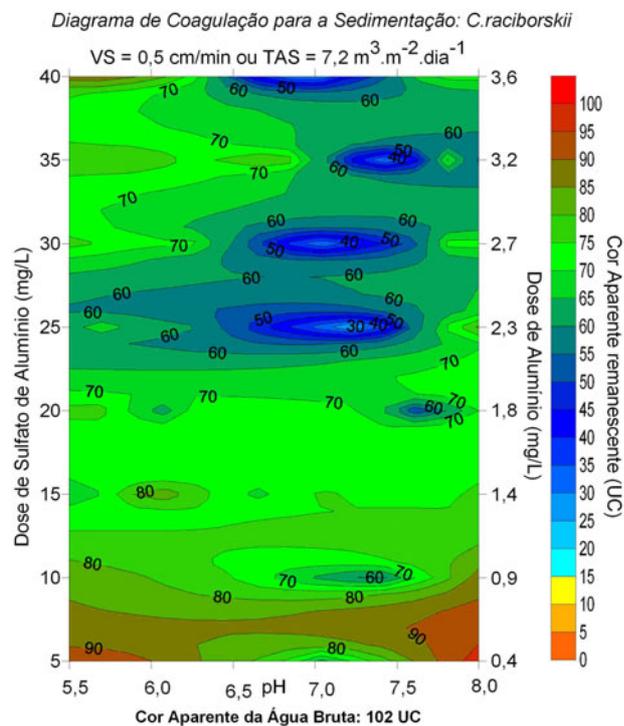


Figura 5.10 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com sulfato de alumínio em função da cor aparente remanescente para filamentos de *C. raciborskii* e TAS de 7,2 m³.m⁻².dia⁻¹.

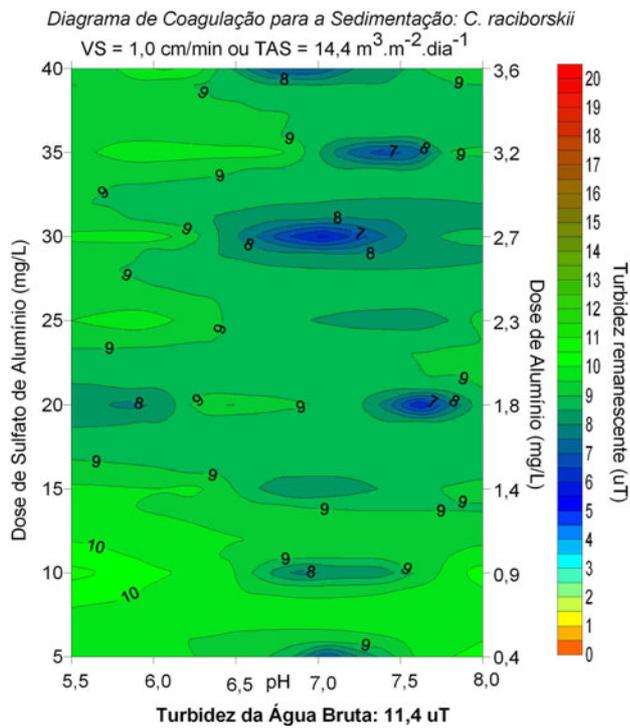


Figura 5.11 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para filamentos de *C. raciborskii* e TAS de 14,4 m³.m⁻².dia⁻¹.

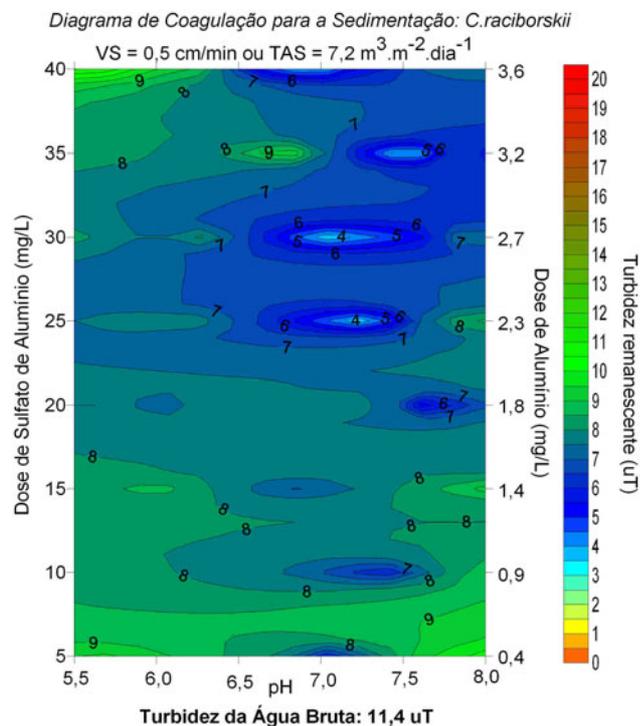


Figura 5.12 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para filamentos de *C. raciborskii* e TAS de 7,2 m³.m⁻².dia⁻¹.

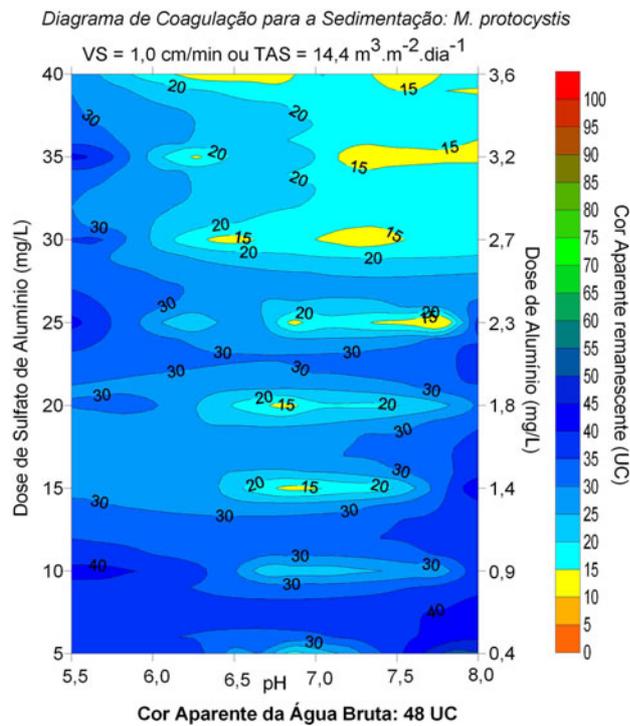


Figura 5.13 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com sulfato de alumínio em função da cor aparente remanescente para células de *M. protocystis* e TAS de 14,4 m³.m⁻².dia⁻¹.

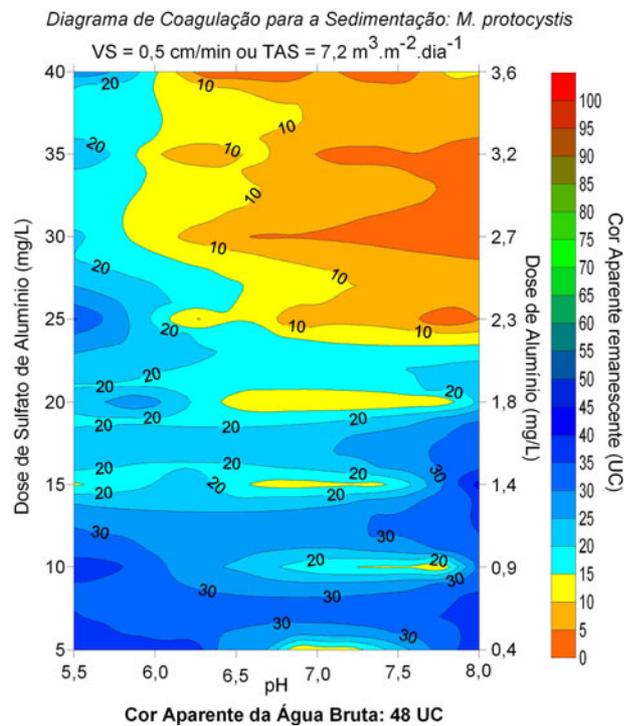


Figura 5.14 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com sulfato de alumínio em função da cor aparente remanescente para células de *M. protocystis* e TAS de 7,2 m³.m⁻².dia⁻¹.

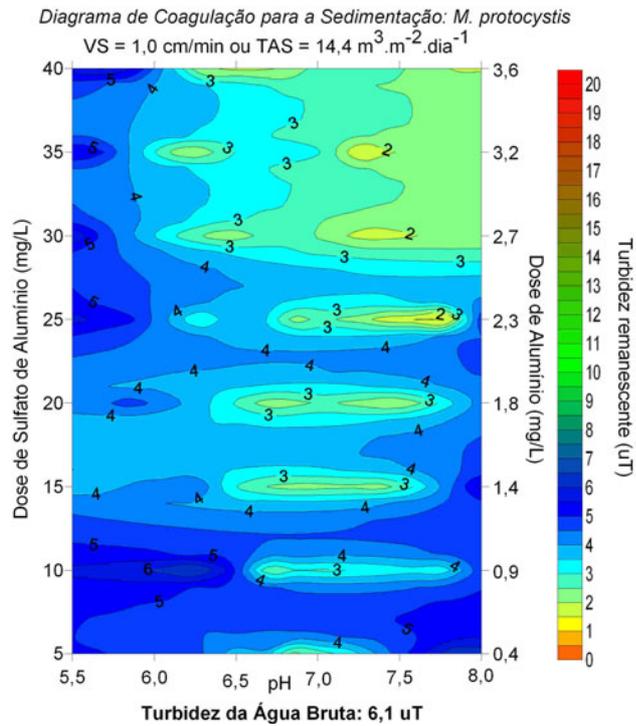


Figura 5.15 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para células de *M. protocystis* e TAS de 14,4 m³.m⁻².dia⁻¹.

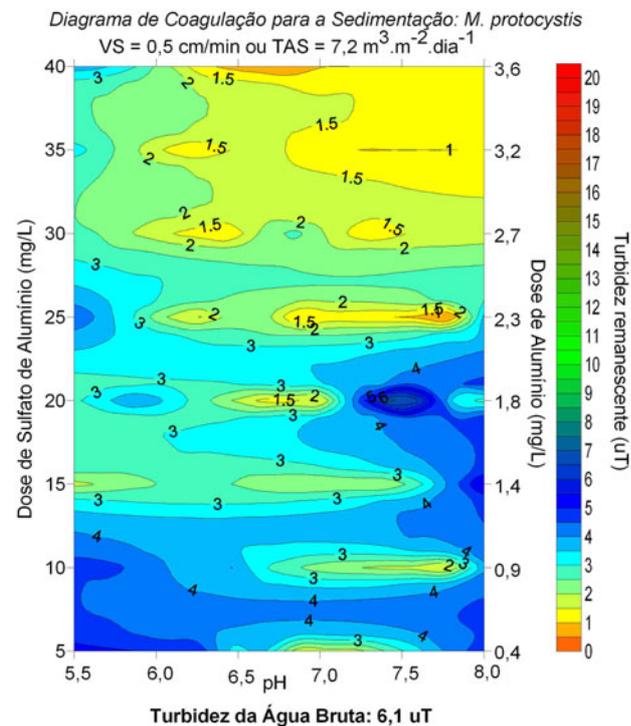


Figura 5.16 – Diagrama de coagulação para a sedimentação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para células de *M. protocystis* e TAS de 7,2 m³.m⁻².dia⁻¹.

5.3 Diagramas de coagulação para a flotação por ar dissolvido

5.3.1 Diagramas de coagulação com Cloreto Férrico

Os diagramas de coagulação para a sedimentação utilizando como coagulante o cloreto férrico estão apresentados nas FIG. 5.17 a 5.24.

Para o cloreto férrico, acompanhando as tendências observadas nos ensaios de sedimentação com o mesmo coagulante, o desempenho do processo de flotação foi melhor na redução da turbidez e da cor aparente remanescente nos ensaios contendo células de *M. protocystis* do que nos ensaios contendo filamentos de *C. raciborskii*.

Os flocos formados nos ensaios com o cloreto férrico aparentavam maiores dimensões que os flocos formados com o sulfato de alumínio. Novamente como nos ensaios de sedimentação, para valores de pH mais baixos e doses mais elevadas de coagulante, muitas vezes não ocorria a formação de flocos.

Com relação aos diagramas construídos em função da cor aparente remanescente (FIG. 5.17, 5.18 5.21 e 5.22) pode-se observar que, principalmente nos ensaios feitos com células de *C. raciborskii*, em certas regiões dos diagramas onde o pH está próximo a 5,5 ou 8,0 e a dose de coagulante está acima de 35 mg/L, a cor aparente remanescente supera a cor aparente da água de estudo. Esse efeito também ocorreu nos ensaios de sedimentação com o mesmo coagulante e foi mais intenso com os filamentos.

Além disso, os resultados de alguns ensaios com as células cocóides apresentaram eficiências de remoção da cor aparente da ordem de 90% (cor aparente remanescente menor que 5 UC), enquanto nos ensaios com os filamentos a eficiência de remoção máxima não foi maior que 80% (cor aparente remanescente menor que 20 UC).

Nos quatro diagramas em função da cor aparente remanescente, houve maior número de valores baixos de cor aparente remanescente para pH de coagulação entre 5,5 e 7,0, sendo que a maior parte está na região de dose de coagulante entre 10 e 15 mg/L. Em doses mais altas de coagulante também foram constatados baixos valores de cor aparente remanescente, mas há uma grande diferença nos resultados com a variação do pH de coagulação. De qualquer

maneira, houve regiões nos diagrama cuja cor aparente remanescente ficou abaixo de 15 UC, VMP da portaria MS 518/2004 para água filtrada.

Nos diagramas de coagulação construídos em função da turbidez remanescente (FIG. 5.19, 5.20, 5.23 e 5.24), observa-se que houve maior eficiência de tratamento nos ensaios com *M. protocystis* do que nos ensaios com *C. raciborskii*, mesmo porque a turbidez da água de estudo nos ensaios com a cianobactéria cocóide foi maior.

Uma região considerável dos diagramas mostrados nas FIG. 5.23 e 5.24 foi de resultados que apontam uma eficiência de remoção da turbidez superior a 90%, compreendida na faixa de pH entre 5,5 e 6,5 e dose de coagulante entre 10 e 25 mg/L. Nos diagramas das FIG. 5.19 e 5.20, houve poucas áreas com resultados que apontam uma remoção de turbidez superior a 80%, sendo que a grande maioria dessas áreas está na faixa de pH entre 6,0 e 7,0, para todas as doses de coagulante utilizadas.

A região ótima para os diagramas relativos às cianobactérias cocóides é a de dose de sulfato de alumínio de 20 mg/L e pH de coagulação entre 5,5 e 7,0. Para os diagramas relativos às cianobactérias filamentosas, é a de dose de sulfato de 25 mg/L e pH de coagulação entre 6,0 e 7,0.

Uma comparação pode ainda ser feita tendo em vista o ensaio de sedimentação, com o cloreto férrico, usando células de *M. protocystis*. Os diagramas de coagulação desse ensaio podem ser comparados com o ensaio de FAD, com o cloreto férrico e a mesma cianobactéria, uma vez que a turbidez da água de estudo nos dois ensaios é similar (SED: 11,0 uT e FAD: 12,8 uT,) e a contagem de cianobactérias na água de estudo também (SED: $2,41 \times 10^5$ e FAD $2,46 \times 10^5$).

Nesse caso, enquanto nos diagramas dos ensaios de sedimentação (FIG 5.5 a 5.8) os melhores resultados foram para valores de pH de coagulação mais altos (7,0 a 8,0), os resultados da FAD (FIG. 5.21 a 5.24), como já mencionado, situam-se na faixa mais baixa (5,5 a 7,0), tanto para a cor aparente quanto para a turbidez remanescentes.

Um ponto comum é que nos ensaios de ambos os processos, para a dose de coagulante de 10 mg/L, ocorreram altas eficiências de remoção. A FAD se saiu melhor, quando são

comparados o número de resultados de cor aparente e turbidez remanescentes abaixo de 15 UC e 1,0 uT respectivamente nas doses de coagulante entre 5 e 20 mg/L.

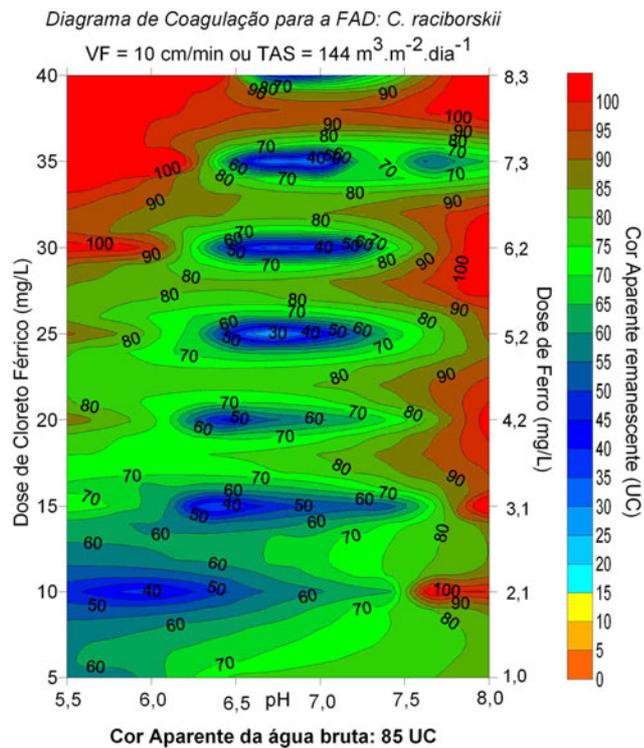


Figura 5.17 – Diagrama de coagulação para a FAD com cloreto férrico em função da cor aparente remanescente para filamentos de *C.raciborskii* e TAS de $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

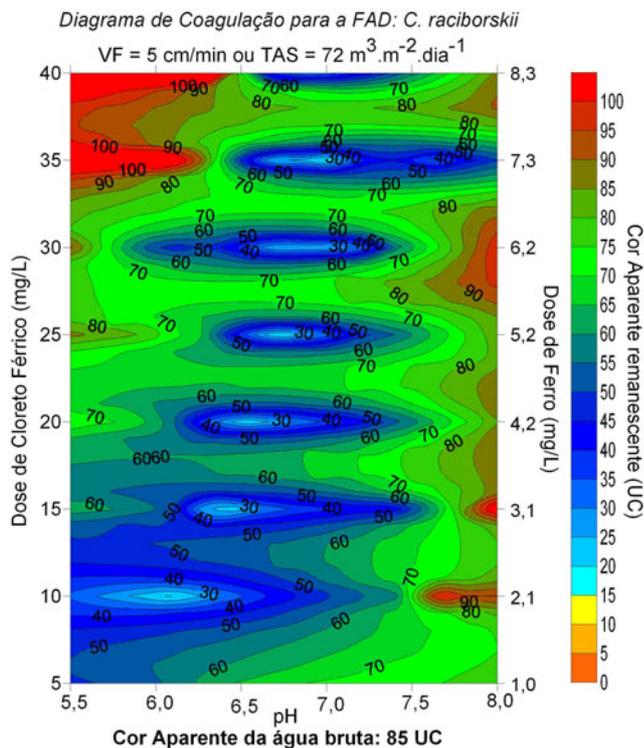


Figura 5.18 – Diagrama de coagulação para a FAD com cloreto férrico em função da cor aparente remanescente para filamentos de *C.raciborskii* e TAS de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

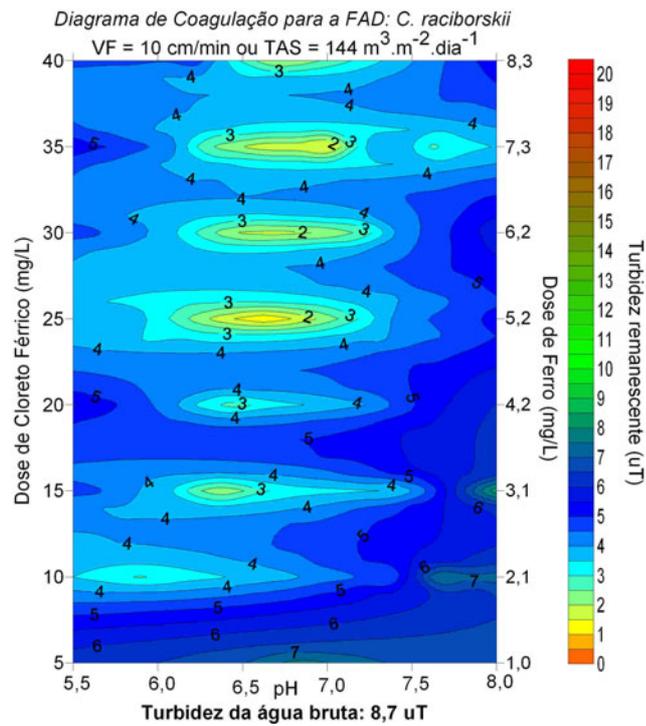


Figura 5.19 – Diagrama de coagulação para a FAD com cloreto férrico em função da turbidez remanescente para filamentos de *C. raciborskii* e TAS de $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

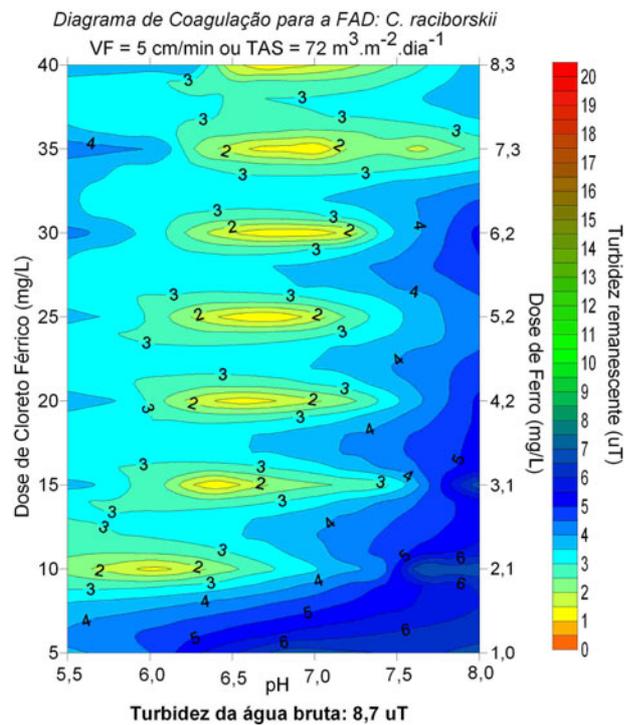


Figura 5.20 Diagrama de coagulação para a FAD com cloreto férrico em função da turbidez remanescente para filamentos de *C. raciborskii* e TAS de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

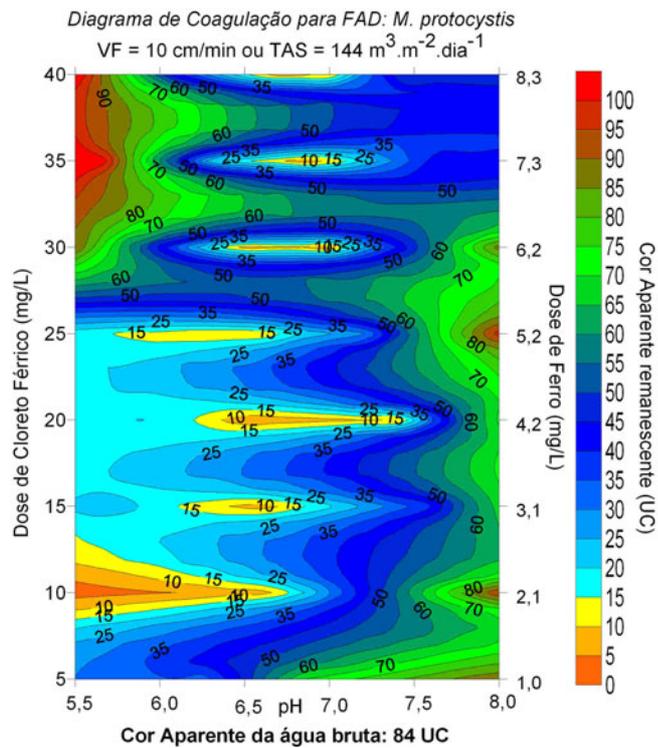


Figura 5.21 – Diagrama de coagulação para a FAD com cloreto férrico em função da cor aparente remanescente para células de *M. protozoensis* e TAS de $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

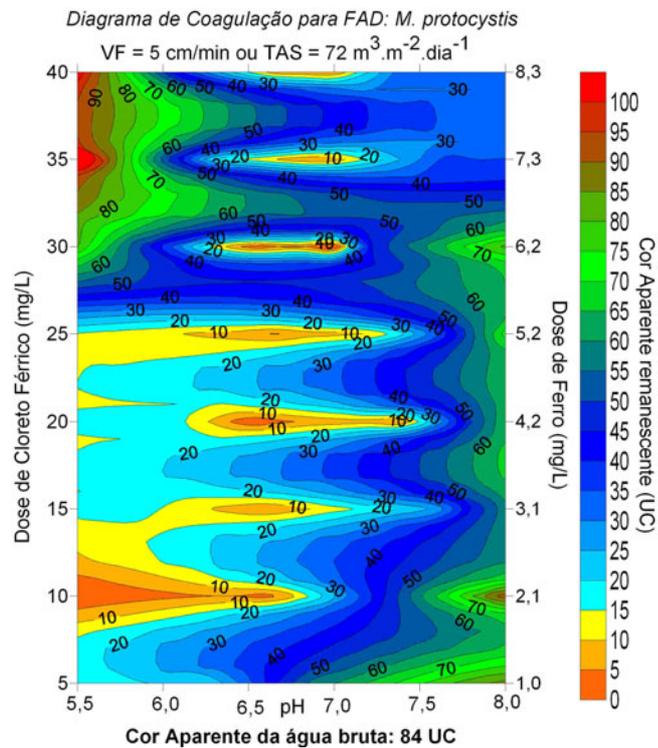


Figura 5.22 – Diagrama de coagulação para a FAD com cloreto férrico em função da cor aparente remanescente para células de *M. protozoensis* e TAS de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

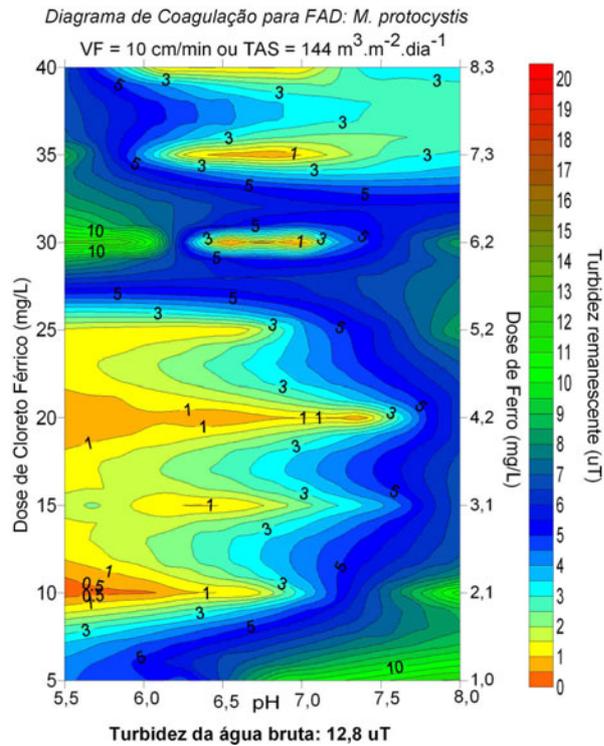


Figura 5.23 – Diagrama de coagulação para a FAD com cloreto férrico em função da turbidez remanescente para células de *M. protozois* e TAS de 144 m³.m⁻².dia⁻¹.

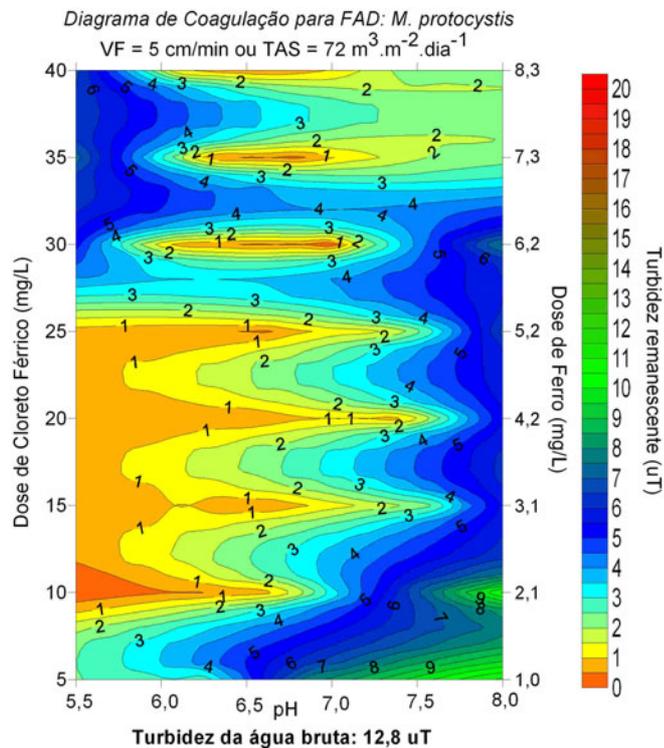


Figura 5.24 – Diagrama de coagulação para a FAD com cloreto férrico em função da turbidez remanescente para células de *M. protozois* e TAS de 72 m³.m⁻².dia⁻¹.

5.3.2 Diagramas de coagulação com Sulfato de Alumínio

Os diagramas de coagulação para a FAD cujo coagulante utilizado nos ensaios foi o sulfato de alumínio estão apresentados nas FIG. 5.25 a 5.32. Os diagramas compostos a partir dos resultados no presente trabalho mostram que, de forma geral, contrariando ao observado nos ensaios de sedimentação, o desempenho do processo de FAD utilizando o sulfato foi melhor do que o desempenho dos ensaios com o cloreto férrico, o que nesse caso significa dizer que houve maior número de resultados com baixos valores (abaixo de 1,0 uT e abaixo de 15 UC) tanto para a turbidez quanto para a cor aparente remanescentes.

Foram obtidos valores mais baixos da turbidez e da cor aparente remanescentes nos ensaios contendo células de *M. protocystis* do que nos ensaios contendo células de *C. raciborskii*. Na observação das durante os experimentos, a formação de flocos nos ensaios com o sulfato era mais constante; em alguns ensaios com o cloreto férrico não ocorria formação de flocos.

Considerando a cor aparente remanescente, nos ensaios com células de *M. protocystis* houve eficiências de remoção de mais de 90%, sobretudo para a TAS de 72 m³/m²dia (FIG. 5.30). Nos ensaios com células de *C. raciborskii* a cor aparente da água de estudo foi menor e houve eficiências de remoção próximas a 90% apenas para a dose de sulfato de 15 mg/L e pH entre 5,5 e 7,0 (FIG. 5.26).

Os resultados de turbidez remanescente acompanharam as tendências relatadas no parágrafo acima. A turbidez da água de estudo nos ensaios com as duas espécies de cianobactérias foi equivalente, o que permite uma análise qualitativa. Nos ensaios com células cocóides foram obtidos resultados melhores do que nos ensaios com filamentos (FIG. 5.27 e 5.28; FIG. 5.31 e 5.32). A faixa de dose ótima para as células cocóides foi de 35 mg/L de sulfato, para o pH entre 6,5 e 7,5 (FIG. 5.32). Os melhores resultados dos ensaios feitos com filamentos foram obtidos com a dose de 15 mg/L, para o pH na faixa de 6,5 a 7,0 (FIG. 5.28), embora tenham sido obtidos bons resultados na faixa de 25 mg/L.

Comparando o ensaio de FAD com sulfato de alumínio e células de *C. raciborskii* ao ensaio de sedimentação nas mesmas condições (FIG 5.9 a 5.12) por meio dos diagramas de coagulação da turbidez remanescente, foi possível inferir que a FAD apresentou resultados mais baixos em muitas das regiões do diagrama, para doses de sulfato de alumínio entre 5 e

15 mg/L, principalmente na TAS de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. A cor aparente da água de estudo é muito diferente entre os dois ensaios, o que impossibilita a avaliação qualitativa nesse caso.

No trabalho de Oliveira (2005), os resultados dos ensaios de FAD indicaram eficiência de remoção de mais de 80% da turbidez, no pH de coagulação de 5,5, para uma dosagem de 3,0 mg/L de alumínio. A cianobactéria utilizada foi a *C. raciborskii* na concentração de 10^6 cel/mL, e a TAS nesse caso era de $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. No presente trabalho, considerando a concentração de 10^5 cel/mL, para a TAS mencionada, mantendo-se as outras condições mencionadas, não houve eficiência de remoção maior que 40%.

O trabalho de Teixeira e Rosa (2006) avaliou a eficiência de remoção de células intactas de *M. aeruginosa* na concentração de 10^5 cel/mL pela FAD e pela sedimentação em escala de bancada, com o sulfato de alumínio. Os autores relataram eficiências de remoção da turbidez por meio da FAD de 80%, para a dosagem (expressa em termos de óxido de alumínio – Al_2O_3) de 7 mg/L de Al_2O_3 . Para a sedimentação, foram necessários 10 mg/L de Al_2O_3 para atingir a mesma eficiência de remoção.

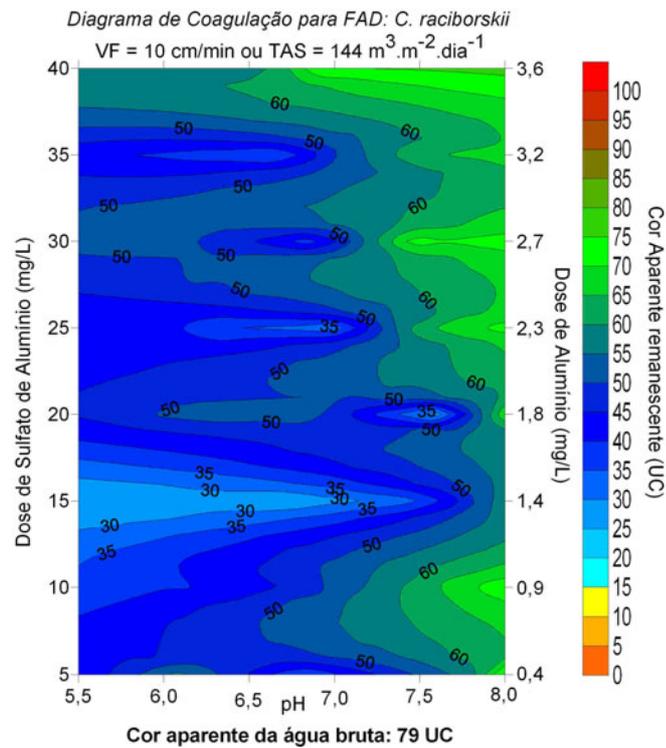


Figura 5.25 – Diagrama de coagulação para a FAD com sulfato de alumínio em função da cor aparente remanescente para filamentos de *C.raciborskii* e TAS de $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

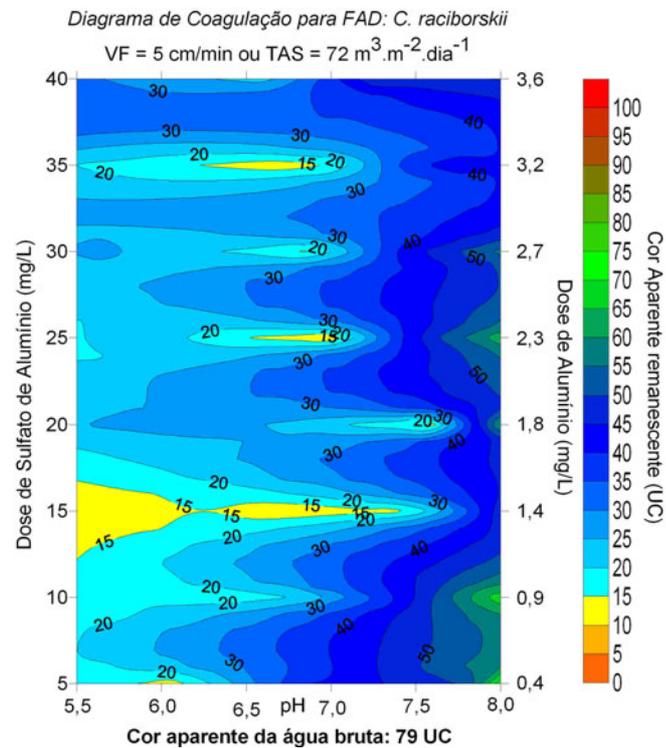


Figura 5.26 – Diagrama de coagulação para a FAD com sulfato de alumínio em função da cor aparente remanescente para filamentos de *C.raciborskii* e TAS de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

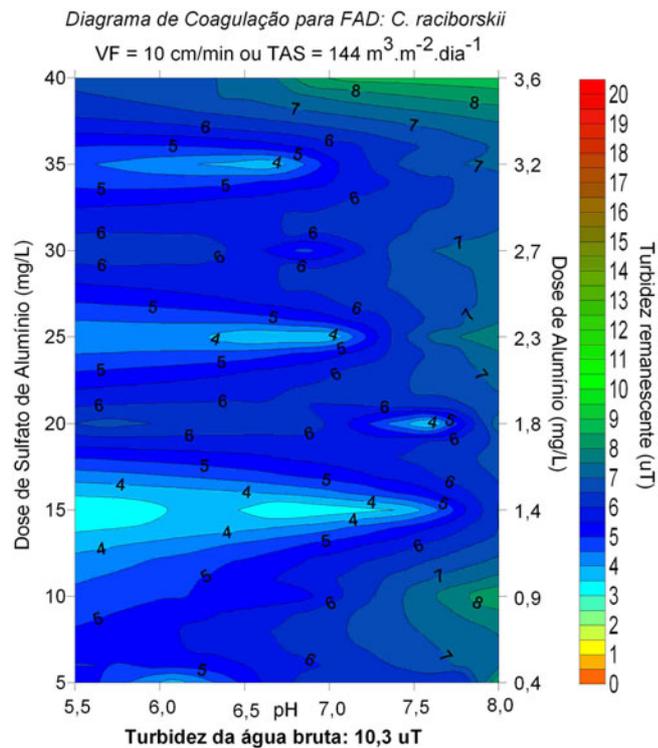


Figura 5.27 – Diagrama de coagulação para a FAD com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para filamentos de *C.raciborskii* e TAS de 144 m³.m⁻².dia⁻¹.

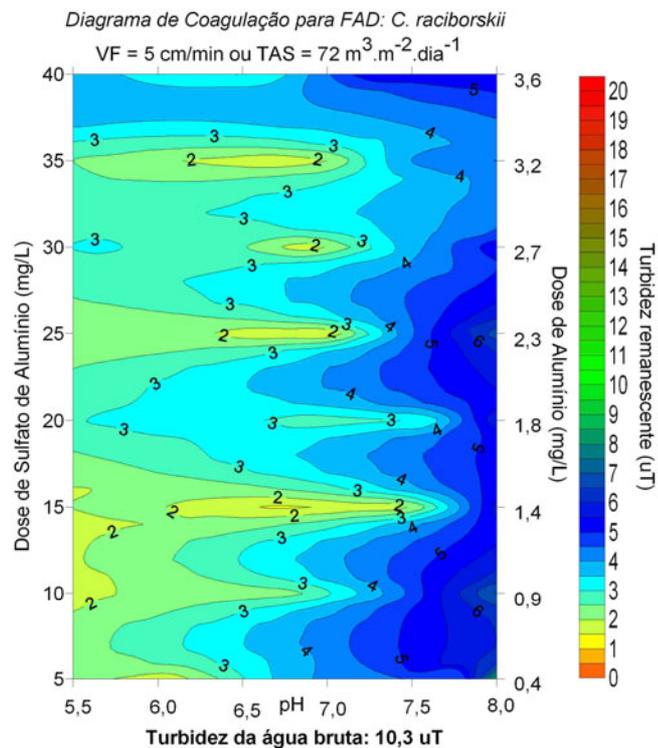


Figura 5.28 – Diagrama de coagulação para a FAD com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para filamentos de *C.raciborskii* e TAS de 72 m³.m⁻².dia⁻¹.

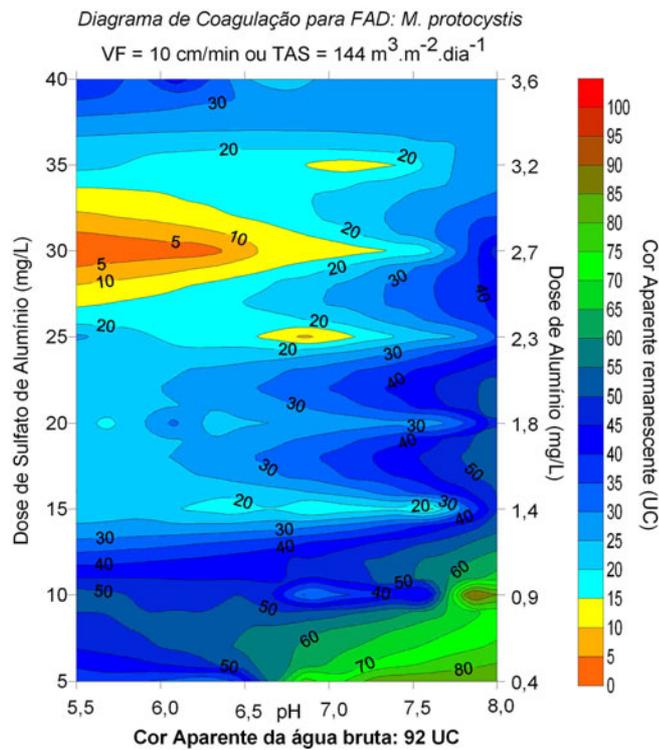


Figura 5.29 – Diagrama de coagulação para a FAD com sulfato de alumínio em função da cor aparente remanescente para células de *M. protocystis* e TAS de $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

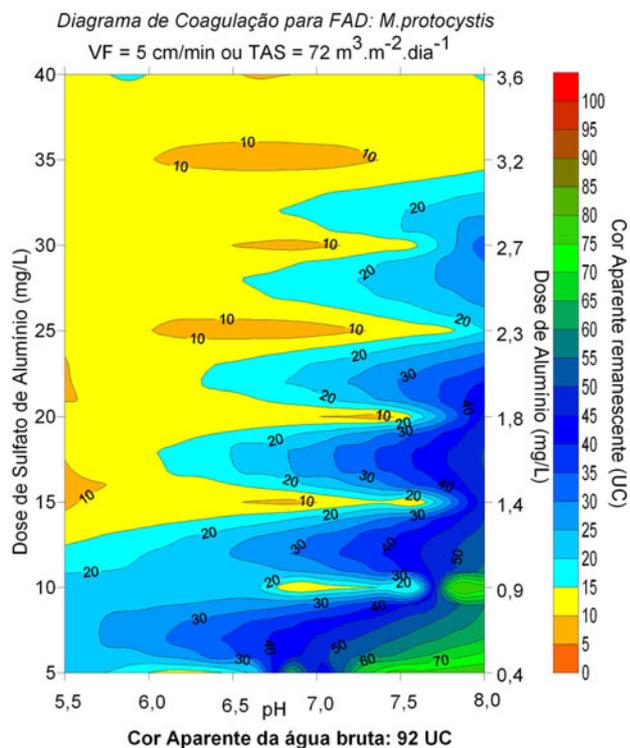


Figura 5.30 – Diagrama de coagulação para a FAD com sulfato de alumínio em função da cor aparente remanescente para células de *M. protocystis* e TAS de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

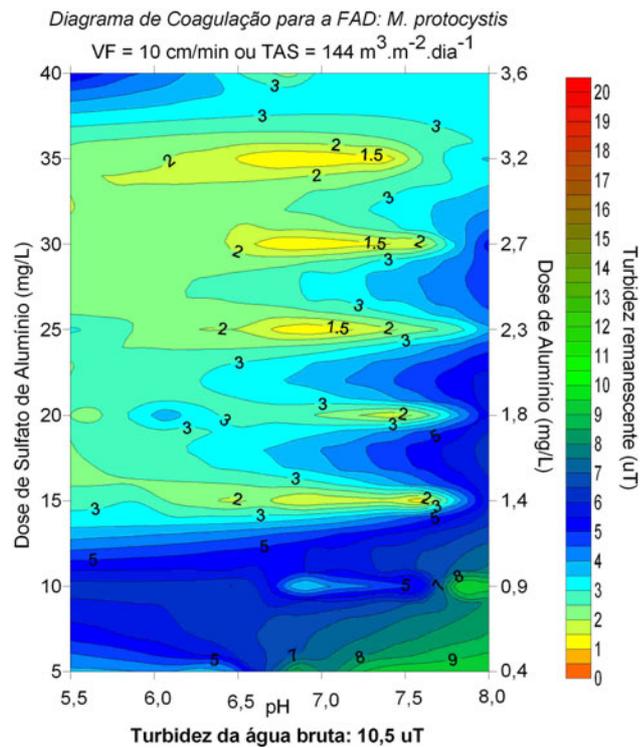


Figura 5.31 - Diagrama de coagulação para a FAD com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para células de *M. protocystis* e TAS de $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

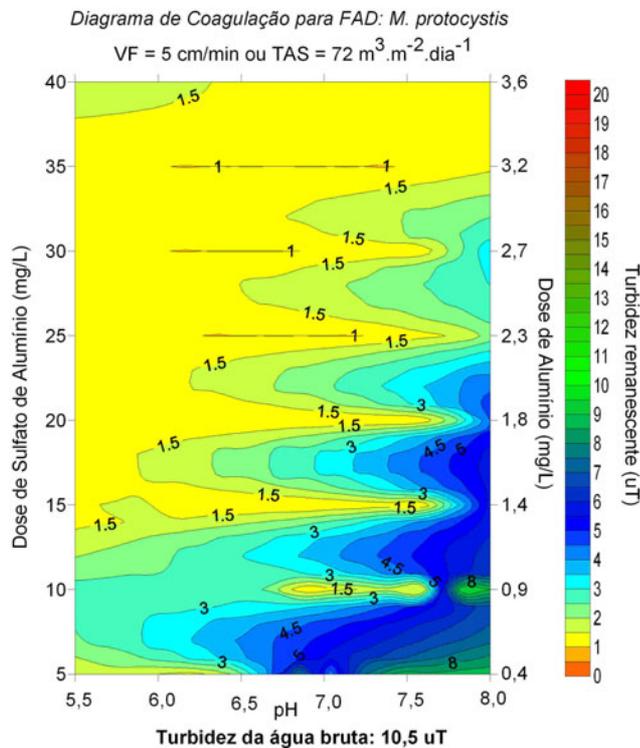


Figura 5.32 – Diagrama de coagulação para a FAD com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para células de *M. protocystis* e TAS de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

Resumindo a discussão acerca dos diagramas de coagulação, foi possível perceber que tanto a sedimentação quanto a FAD apresentaram menores eficiências de remoção da turbidez nos ensaios com células de *C. raciborskii*, o que indica que foi mais difícil remover a célula filamentosa por meio dos dois processos.

Outra tendência observada foi que o cloreto férrico apresentou comportamento mais instável ante as variações de pH de coagulação. Nos ensaios de sedimentação, o desempenho desse coagulante foi superior ao do sulfato de alumínio, gerando maior número de resultados baixos de turbidez e cor aparente remanescente. Apesar disso, houve situações onde o cloreto férrico piorou a qualidade da água decantada em relação à água de estudo.

O sulfato de alumínio apresentou desempenho superior nos ensaios de flotação por ar dissolvido, gerando baixos valores de turbidez e cor aparente remanescentes (abaixo de 1,0 uT e abaixo de 15 UC) com doses menores de coagulante e valores mais baixos de pH de coagulação em relação ao cloreto férrico. Para o sulfato, há uma diferença maior nos resultados entre as células cocóides e filamentosas. A tendência mostrada nos diagramas é que a eficiência de remoção de filamentos é visivelmente menor.

Nos dois ensaios em que foi possível a comparação entre a FAD e a sedimentação (sedimentação e FAD com cloreto férrico e células de *M. protocystis* e com sulfato de alumínio e filamentos de *C. raciborskii*), a FAD obteve desempenho superior, com maior número de resultados baixos de turbidez e cor aparente remanescentes (abaixo de 1,0 uT e abaixo de 15 UC) na água flotada, para doses mais baixas de coagulante, mesmo com a TAS cerca de dez vezes superior a usada na sedimentação. Nas seções a seguir, para auxiliar a discussão e avaliação dos processos, serão apresentados resultados de ensaios auxiliares e investigações estatísticas realizadas de forma complementar aos diagramas de coagulação.

5.4 Avaliação da eficiência de remoção de cianobactérias pela sedimentação e flotação por ar dissolvido

5.4.1 Ensaios réplica dos melhores resultados

Os melhores resultados obtidos nas oito bateladas dos ensaios foram repetidos, dessa vez incluindo contagem de cianobactérias na água decantada e flotada, para averiguação das reais eficiências de remoção de células cocóides e filamentos de cianobactérias. Foram realizados oito ensaios-réplica, que correspondem a oito jarros (quatro de jarteste e quatro de flotateste), cada um deles representando um ponto dos respectivos diagramas de coagulação. As TAB. 5.2 e 5.3 resumem os resultados apurados.

TABELA 5.2 –
Resultados obtidos na réplica dos melhores ensaios de sedimentação.

Parâmetro	Coagulante/Cepa/Resultados			
	Sulfato de Alumínio		Cloreto Férrico	
	C.	M.	C.	M.
	<i>raciborskii</i>		<i>protocystis</i>	
Dose do coagulante (mg/L)	30	25	25	25
pH da água de estudo	8,0	8,0	8,0	8,0
pH da água decantada	6,8	8,0	6,4	7,4
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	38,61	36,63	38,61	36,63
Turbidez da água de estudo (uT)	4,3	12,4	4,3	12,4
TAS=14,4 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	2,7	2,0	1,0	1,0
TAS=7,2 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	1,3	1,6	0,5	0,5
Cor aparente da água de estudo (UC)	60	100	60	100
TAS=14,4 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	40	16	28	5
TAS=7,2 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	16	7	21	4
Cont. de cel. da água de estudo	3,0x10 ⁵	1,9x10 ⁵	3,0x10 ⁵	1,9x10 ⁵
TAS=14,4 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	1,2x10 ⁵	3,7x10 ⁴	não detectado	não detectado
TAS=7,2 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	7,1x10 ⁴	2,2x10 ⁴	não detectado	não detectado

Conforme mostrado na TAB 5.1, a água de estudo produzida com células cocóides apresentou turbidez quase três vezes maior do que a turbidez da água de estudo produzida com filamentos. Mas na contagem de células, o número de filamentos foi 1,6 vezes maior. Devido

a esse fato, os comentários serão feitos com base na contagem de células antes e após os ensaios de bancada.

O cloreto férrico foi o coagulante que possibilitou o melhor resultado na remoção de células de *C raciborskii* e filamentos de *M. protocystis*, considerando os ensaios réplica dos melhores resultados observados. Nota-se que onde a turbidez remanescente atingiu valores menores ou iguais a 1,0 uT, não foram detectadas células de cianobactérias nas contagens posteriores. Nos ensaios com o sulfato de alumínio, os resultados apontam que uma turbidez remanescente abaixo de 2,0 uT ainda representa uma concentração bastante significativa de cianobactérias.

As tendências observadas anteriormente nos diagramas de coagulação se repetiram. Nota-se que, apesar do cloreto férrico ter sido capaz de remover uma grande porcentagem da cor aparente da água de estudo, não houve melhoria significativa nesse parâmetro entre as velocidades de sedimentação estudadas, ao contrário do que aconteceu no desempenho da sedimentação com o sulfato de alumínio, que mostrou melhora significativa, principalmente com relação à cor aparente remanescente, para a TAS de $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

É importante ressaltar que durante todos os ensaios realizados, inclusive os ensaios-réplica, mesmo onde foram obtidos baixos valores de turbidez e cor aparente remanescentes, observou-se que muitos flocos formados não sedimentaram, apresentando movimentos circulares ou até mesmo ascendentes nas cubetas do jarteste durante as coletas. Tal comentário se faz necessário uma vez que os resultados de sedimentação para o cloreto férrico que indicam que não havia células detectadas podem levar a conclusão errônea de que remoção de 100% das células, o que não foi o caso.

Os resultados dos ensaios réplica de FAD (TAB 5.3) mostram que o cloreto férrico, em comparação ao sulfato de alumínio, possibilitou maior eficiência de remoção para as células de cianobactérias, mas levou a um desempenho inferior na redução da cor aparente. Diferentemente da sedimentação, não houve contagens de células onde não foram detectados indivíduos, o que significa que os resultados da sedimentação foram melhores do que os da FAD, o que contraria a análise dos diagramas de coagulação. Cabe lembrar que os ensaios-réplica com contagem das células foram realizados no presente trabalho em caráter demonstrativo e que não são suficientes para anular os resultados da etapa anterior.

TABELA 5.3 –

Resultados obtidos na réplica dos melhores ensaios de FAD.

Parâmetro	Coagulante/Cepa/Resultados			
	Sulfato de Alumínio		Cloreto Férrico	
	C.	M.	C.	M.
	<i>raciborskii</i>		<i>protocystis</i>	
Dose de coagulante (mg/L)	25	25	25	35
pH da água de estudo	8,0	8,0	8,0	8,0
pH da água flotada	7,1	7,0	6,6	6,7
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	38,61	36,63	38,61	36,63
Turbidez da água de estudo (uT)	4,3	12,4	4,3	12,4
TAS=144 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	3,7	7,9	4,7	4,3
TAS=72 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	1,8	2,9	1,6	1,0
Cor aparente da água de estudo (UC)	60	100	60	100
TAS=144 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	41	43	86	44
TAS=72 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	22	20	42	15
Cont. de cel. da água de estudo	3,0x10 ⁵	1,9x10 ⁵	3,0x10 ⁵	1,9x10 ⁵
TAS=144 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	1,6x10 ⁵	6,9x10 ⁴	1,0x10 ⁵	3,8x10 ⁴
TAS=72 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	8,0x10 ⁴	1,7x10 ⁴	4,0x10 ⁴	2,2x10 ⁴

Para os resultados com o sulfato de alumínio, o desempenho da sedimentação foi melhor na remoção de células que o da FAD. Não obstante, houve taxas de remoção de células de mais de 90% nos dois processos. É interessante notar, que no caso de alta concentração de células, que taxas de remoção de 90% ainda significam um residual da ordem de 10⁴ cel/mL. No caso da cor aparente remanescente e turbidez remanescente, há diferenças superiores a 50% de uma TAS para outra. A influência da TAS foi maior na FAD do que na sedimentação, embora as taxas de aplicação superficiais da FAD sejam dez vezes maiores do que as da sedimentação, o que, em escala real, significa que a área necessária para o tanque de flotação seria dez vezes menor do que a área necessária para o decantador (de escoamento horizontal).

Para os filamentos de *C. raciborskii*, os resultados da FAD foram melhores para o sulfato de alumínio do que para o cloreto férrico. No caso das células cocóides de *M. protocystis*, ocorreu o contrário, com a exceção para a concentração de células remanescentes para o

sulfato de alumínio, na taxa de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, que é menor do que a concentração no ensaio com o cloreto férrico.

Os ensaios-réplica dos melhores resultados foram feitos para que fosse possível se ter idéia das relações entre turbidez remanescente e contagem de células, bem como investigar se realmente as tendências apontadas pelos diagramas de coagulação são factíveis. De fato, os ensaios mostraram que há uma relação entre a turbidez remanescente e a concentração de células remanescentes, não obstante alguns pontos de conflito, e que foi possível obter maior remoção de células com a sedimentação, embora visualmente, durante a realização dos ensaios, muitos dos flocos formados não sedimentavam.

Na busca de resolução das contradições encontradas e para que seja possível uma análise menos qualitativa dos resultados, a próxima seção relata os resultados das investigações estatísticas feitas com os resultados de algumas das bateladas de ensaios selecionados.

5.4.2 Avaliação estatística da eficiência da FAD e da sedimentação

O objetivo da etapa de avaliação estatística no presente trabalho foi possibilitar uma análise quantitativa dos resultados, uma vez que a observação dos diagramas de coagulação permite uma interpretação qualitativa, que embora relevante, pode ser melhorada por meio do subsídio de uma ferramenta estatística.

Tendo em vista as diferenças relatadas na água de estudo de cada uma das bateladas de ensaios, não foi possível comparar todas as bateladas. Os pares foram selecionados de acordo com a semelhança da turbidez da água de estudo, uma vez que a cor aparente varia muito de ensaio para ensaio. Em segundo lugar, foram escolhidos os pares com dois parâmetros idênticos dentre processo, coagulante e cepa. A TAB.5.4 apresenta um resumo das bateladas de ensaios e seus respectivos parâmetros de água de estudo. Os ensaios em negrito foram selecionados, sendo que os pares foram: FAD/SA/CR e FAD/SA/MP; FAD/CF/MP e SED/CF/MP e por último, FAD/SA/CR e SED/SA/CR.

Os ensaios de bancada podem ser considerados como eventos independentes e não-simultâneos, logo o método estatístico utilizado foi o teste de Mann-Whitney, com valor de $p < 0,05$. A utilização desse teste nessas condições permite afirmar quando as amostras são

estatisticamente diferentes ($p < 0,05$) ou se não há diferenças significativas entre as duas amostras ($p > 0,05$). Em seguida, foram feitos gráficos do tipo *boxplot* para representar as amostras. A TAB. 5.5 mostra os resultados (valores de p ajustados) dos testes de Mann-Whitney aplicados para cada um dos pares de ensaios selecionados, em função da eficiência de remoção da turbidez e da turbidez remanescente, para as duas TAS estudadas.

TABELA 5.4 –

Parâmetros selecionados de caracterização da água de estudo.

Ensaio/Coagulante /Cepa	Turbidez (uT)	Cor Aparente (UC)	Conc. de células (cel/mL)
SED/SA/MP	6,1	48	$1,8 \times 10^5$
SED/CF/MP	11,0	75	$2,5 \times 10^5$
SED/SA/CR	11,4	102	$2,4 \times 10^5$
SED/CF/CR	5,5	52	$1,5 \times 10^5$
FAD/SA/MP	10,5	92	$2,9 \times 10^5$
FAD/CF/MP	12,8	84	$2,4 \times 10^5$
FAD/SA/CR	10,3	79	$2,0 \times 10^5$
FAD/CF/CR	8,7	85	$1,8 \times 10^5$

TABELA 5.5 –

Resultados dos testes de Mann-Whitney para os pares de ensaios selecionados.

Ensaio/Coagulante/Cepa	Valores do parâmetro p ajustados			
	Turbidez remanescente (uT)		Eficiência na remoção de Turbidez	
	TAS 1	TAS 2	TAS 1	TAS 2
FAD/SA/CR e FAD/SA/MP	0	0	0	0
FAD/CF/MP e SED/CF/MP	0,804	0,722	0,043	0,077
FAD/SA/CR e SED/SA/CR	0	0	0	0

TAS 1 = $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (FAD) e $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (SED)
TAS 2 = $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (FAD) e $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (SED)

De acordo com os resultados dos testes estatísticos (TAB. 5.5), o primeiro par de ensaios avaliado apresentou valores de p ajustado próximos a zero, o que significa que pode-se afirmar, com 95% de certeza, que as amostras são diferentes entre si. Isso permite a avaliação pela comparação entre as amostras dos resultados dos dois ensaios. Na avaliação qualitativa

(seção 5.2.2), os diagramas de coagulação indicaram que a FAD apresentou resultados mais baixos de cor aparente e turbidez remanescentes para as células de *M. protocystis* do que para os filamentos de *C. raciborskii*.

Nos gráficos modelo *boxplot* apresentados nas FIG. 5.33 a 5.36, os resultados de turbidez remanescente e eficiência da remoção de turbidez comprovam a análise qualitativa e reforçam a tendência de que a FAD obteve rendimento superior no tratamento de células cocóides, nos ensaios com o sulfato de alumínio. Uma especulação para justificar esse fato diz respeito à superfície de contato dos filamentos, que é maior, o que poderia exigir doses maiores de coagulante para formação de flocos de forma adequada, favorecendo a remoção de células cocóides, que devido às características do cultivo em laboratório, não formam colônias, o que facilita a formação dos flocos. Além disso, há uma diferença considerável nos valores de turbidez remanescente entre os ensaios com TAS de $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e TAS de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Esse comportamento é mais proeminente nos ensaios com células cocóides, conforme observação dos gráficos nas FIG. 5.33 e 5.34. Tal observação também vale para a eficiência da remoção de turbidez.

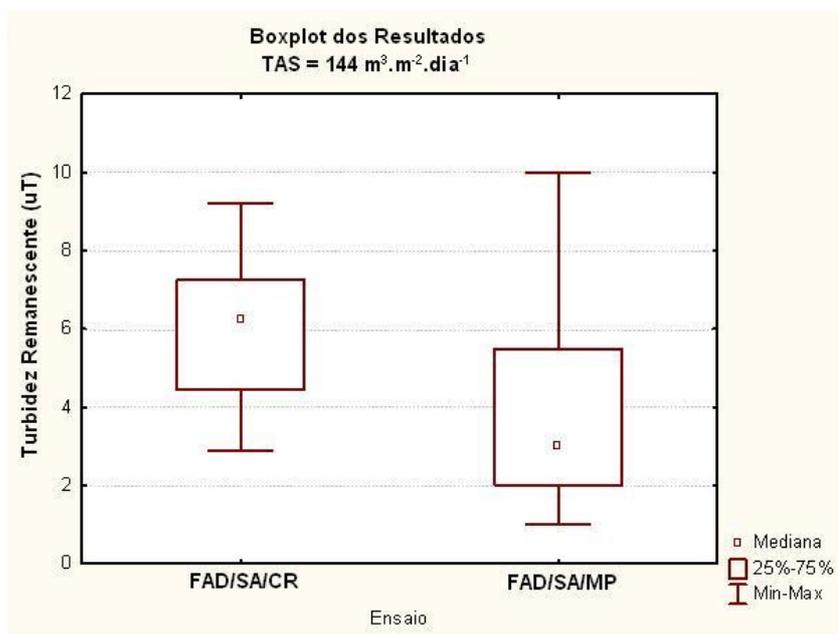


Figura 5.33 – *Boxplot* dos resultados de turbidez remanescente para ensaios de FAD/SA/CR e FAD/SA/MP e TAS de $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

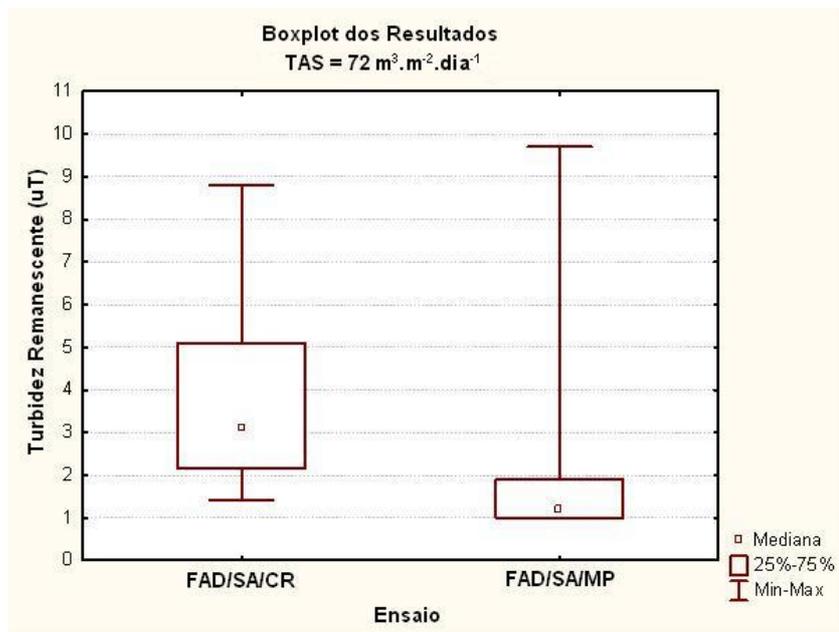


Figura 5.34 – *Boxplot* dos resultados de turbidez remanescente para ensaios de FAD/SA/CR e FAD/SA/MP e TAS de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$.

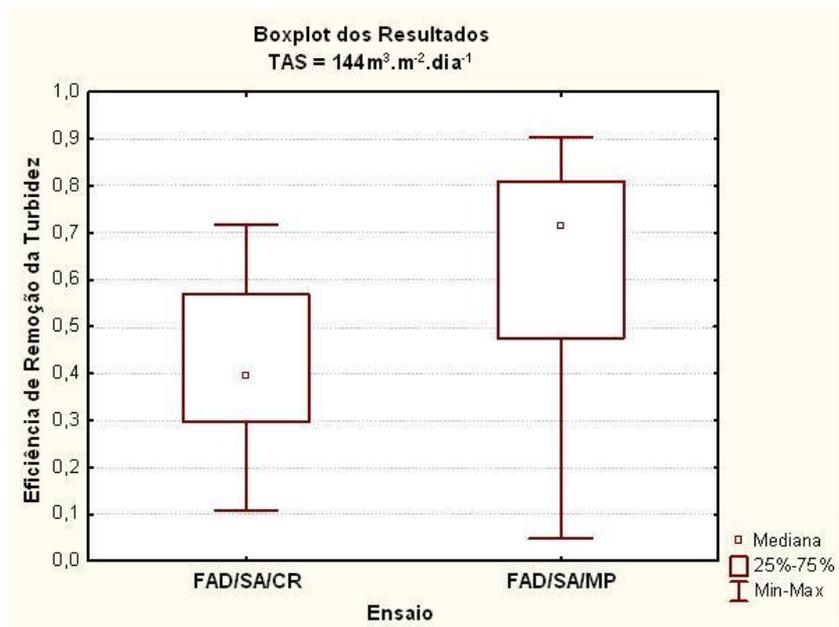


Figura 5.35 – *Boxplot* dos resultados de eficiência na remoção de turbidez para ensaios de FAD/SA/CR e FAD/SA/MP e TAS de $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$.

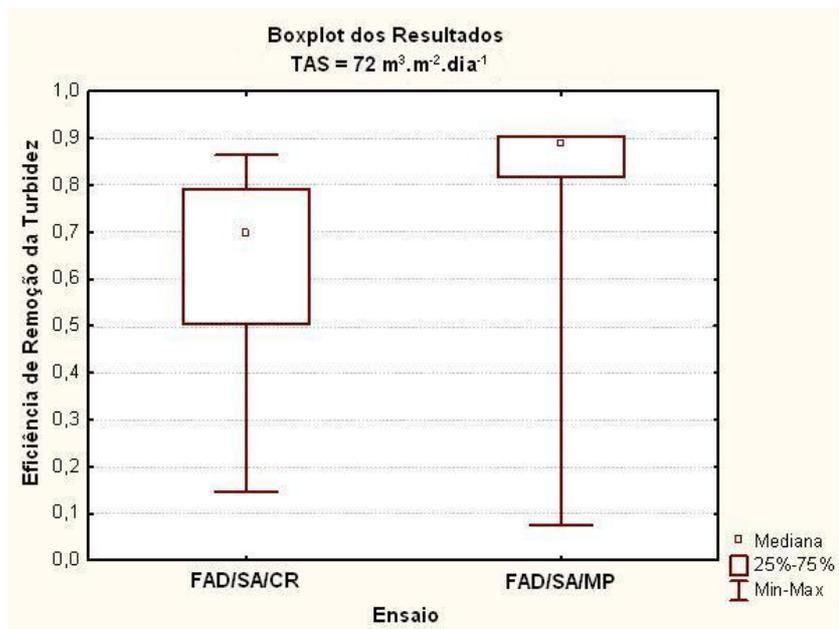


Figura 5.36 – *Boxplot* dos resultados de eficiência na remoção de turbidez para ensaios de FAD/SA/CR e FAD/SA/MP e TAS de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$.

O segundo par de ensaios avaliado (FAD/CF/MP e SED/CF/MP) não apresentou diferenças significativas entre os parâmetros analisados, exceto com relação à eficiência na remoção da turbidez para o valor da TAS mais elevado, cujo valor de p ajustado está próximo de 0,05, ou seja, perto do limite do teste estatístico (TAB 5.4).

Na observação qualitativa dos diagramas de coagulação relativos aos dois ensaios, conforme descrito na seção 5.2.1, a FAD obteve seus melhores resultados com menores doses de coagulante e valores de pH mais baixos. O teste estatístico não consegue avaliar tal informação, mas na associação das análises, é possível concluir que a FAD apresentou desempenho superior, pois, se as amostras não são diferentes estatisticamente, o que significaria que ambos os processos apresentaram o mesmo desempenho, a FAD conseguiu melhores resultados com menor quantidade de coagulante.

Na observação dos gráficos (FIG 5.37 a 5.40), a diferença nos resultados com a variação das taxas de aplicação superficiais é mais clara nos ensaios de FAD. Nos ensaios de sedimentação, a variação dos resultados em função da TAS é mais discreta, mas pode ser observada pela mudança de posição da mediana.

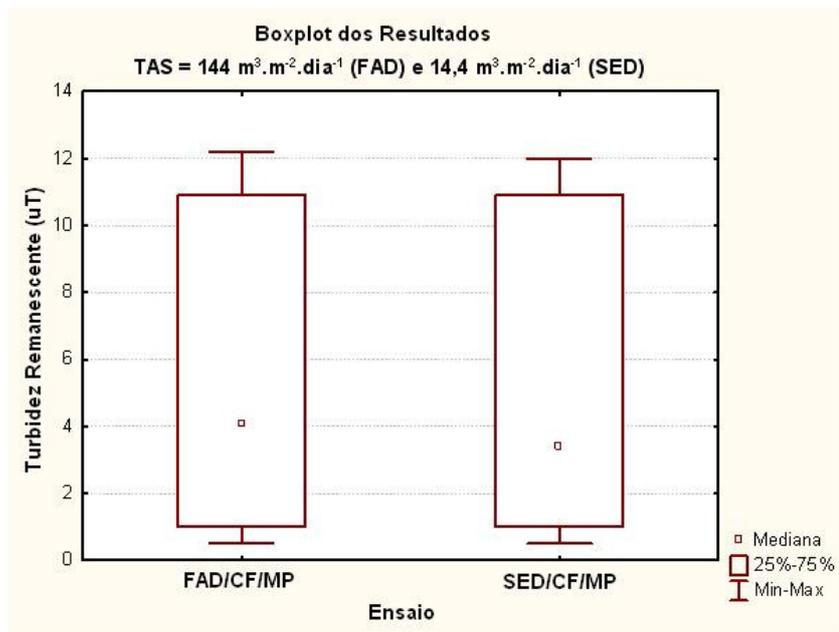


Figura 5.37 – *Boxplot* dos resultados de turbidez remanescente para ensaios de FAD/CF/MP e SED/CF/MP e TAS de 144 e 14,4 m³.m⁻².dia⁻¹.

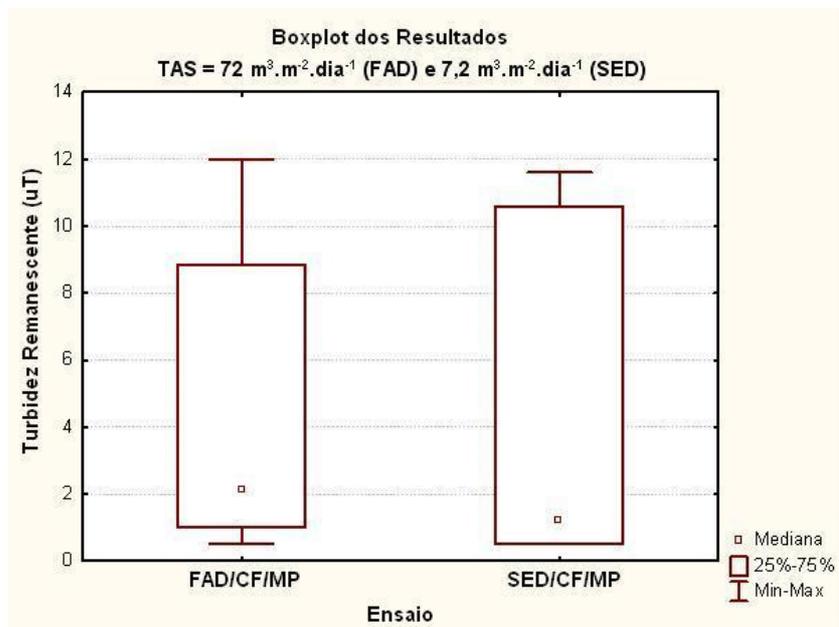


Figura 5.38 – *Boxplot* dos resultados de turbidez remanescente para ensaios de FAD/CF/MP e SED/CF/MP e TAS de 72 e 7,2 m³.m⁻².dia⁻¹.

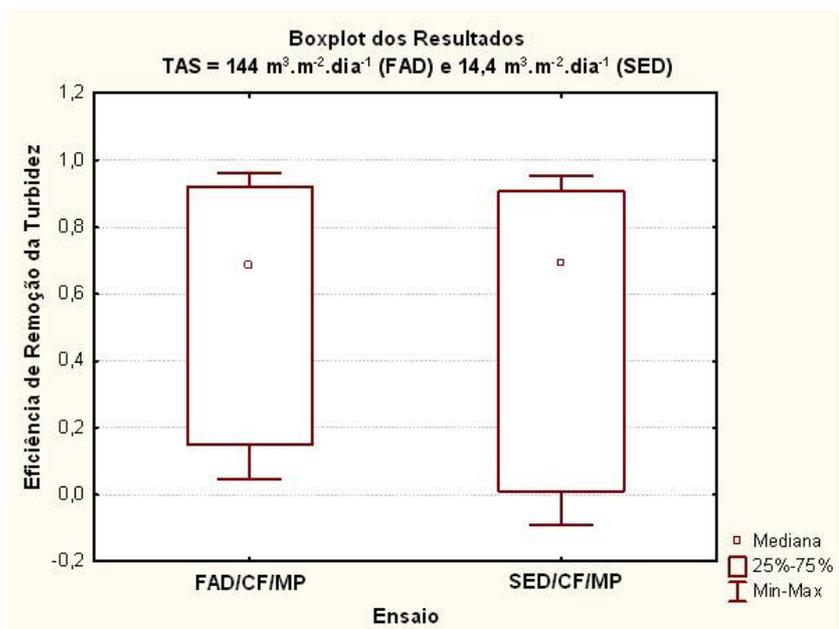


Figura 5.39 – *Boxplot* dos resultados de eficiência na remoção de turbidez para ensaios de FAD/CF/MP e SED/CF/MP e TAS de 144 e 14,4 m³.m².dia⁻¹.

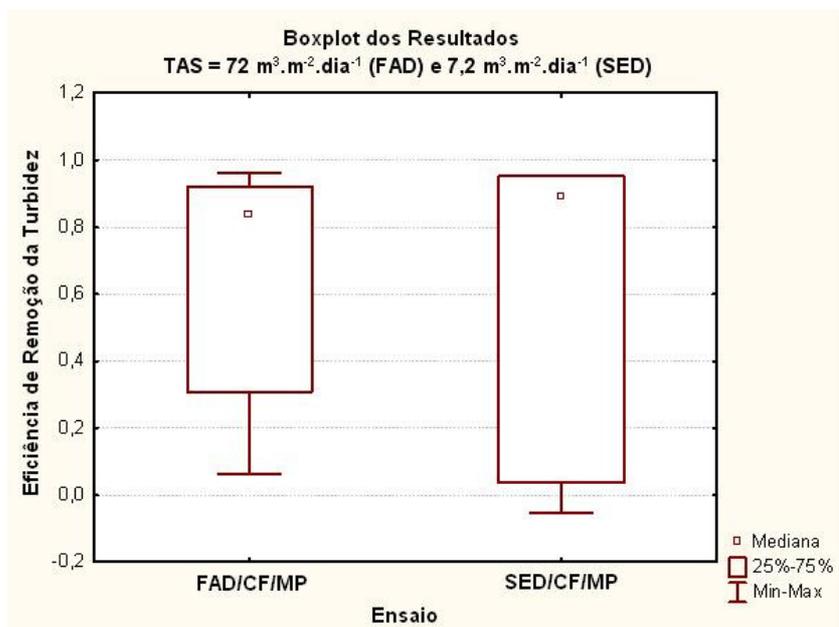


Figura 5.40 – *Boxplot* dos resultados de eficiência na remoção de turbidez para ensaios de FAD/CF/MP e SED/CF/MP e TAS de 72 e 7,2 m³.m².dia⁻¹.

Na análise do terceiro par de ensaios, foi comprovado pelo teste de Mann-Whitney que as amostras eram estatisticamente diferentes. A FAD se mostrou o processo que gerou resultados mais baixos de turbidez remanescente e mais altos de eficiência de remoção da turbidez. A

análise qualitativa dos resultados mostrados nos diagramas de coagulação também evidenciou tal fato (seção 5.2.2).

Pelos resultados mostrados nos gráficos de *boxplot*, há uma diferença de 30% e 60% entre o valor médio da turbidez remanescente entre os dois processos, com a variação da TAS (FIG.5.41 e 5.42) e uma diferença de 50% e 60% entre os valores médios de eficiência de remoção da turbidez com a variação da TAS (FIG. 5.43 e 5.44).

A análise estatística comparativa no terceiro par de ensaios elucidou de forma quantitativa uma incerteza deixada pela réplica dos melhores ensaios (seção 5.3.1), onde, muito embora os resultados da contagem de células remanescentes fossem favoráveis ao processo de sedimentação, não era visualizada a decantação total dos flocos, ao contrário de FAD, onde era observado a flotação da maioria dos flocos formados. A análise estatística deixou claro que a FAD pode oferecer, nesse caso, um tratamento melhor usando uma área 10 vezes menor que a sedimentação (considerando-se o decantador de fluxo horizontal), o que é evidenciado pela diferença nas TAS.

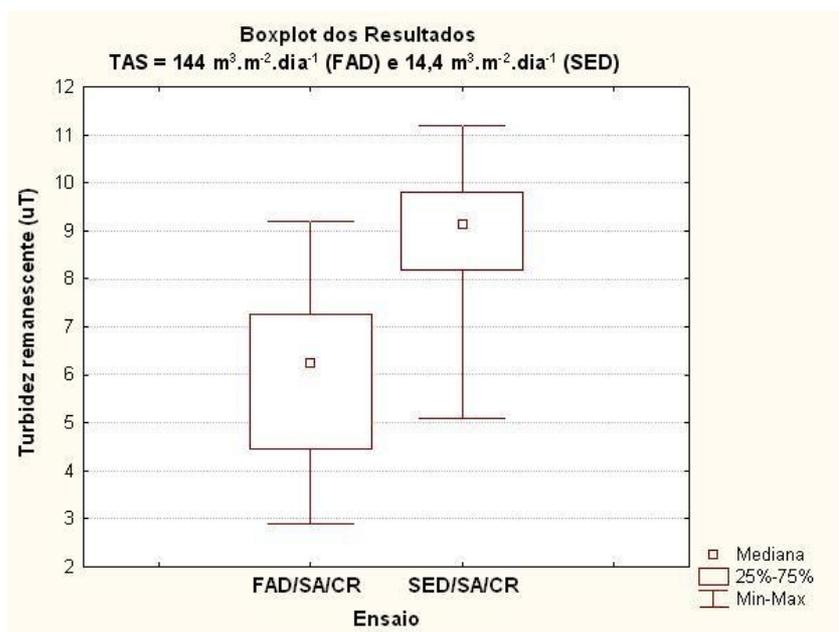


Figura 5.41 – *Boxplot* dos resultados de turbidez remanescente para ensaios de FAD/SA/CR e SED/SA/CR e TAS de 144 e 14,4 m³.m².dia⁻¹.

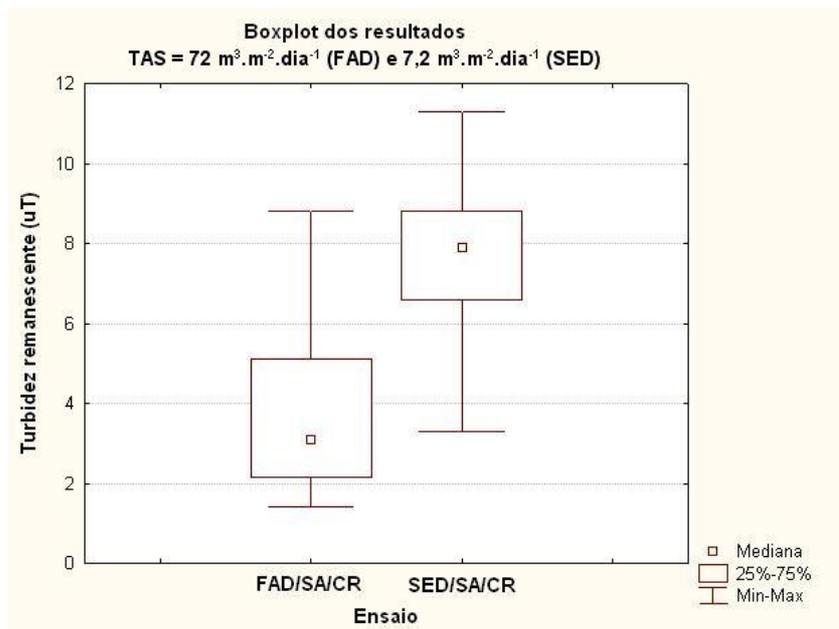


Figura 5.42 – Boxplot dos resultados de turbidez remanescente para ensaios de FAD/SA/CR e SED/SA/CR e TAS de 72 e 7,2 m³.m².dia⁻¹.

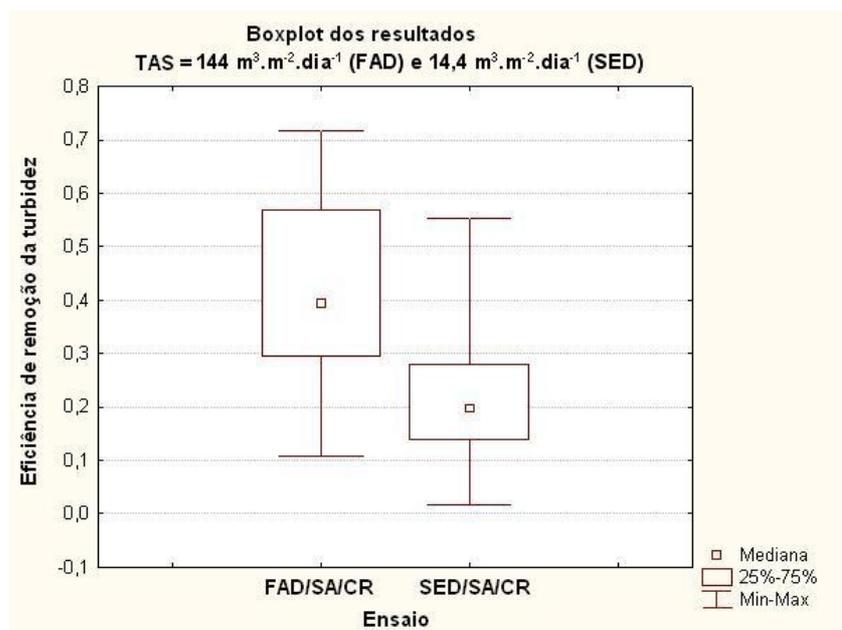


Figura 5.43 – Boxplot dos resultados de eficiência na remoção de turbidez para ensaios de FAD/SA/CR e SED/SA/CR e TAS de 144 e 14,4 m³.m².dia⁻¹.

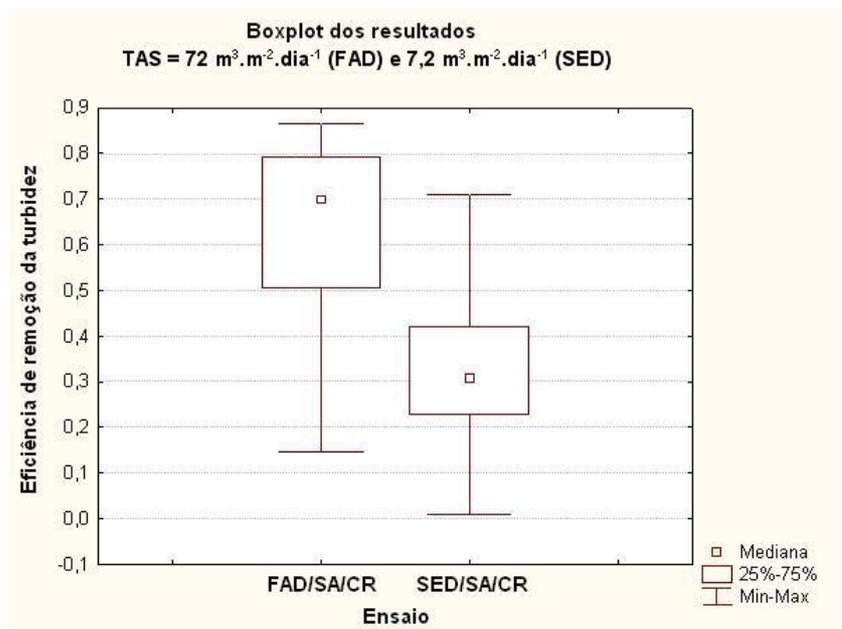


Figura 5.44 – *Boxplot* dos resultados de eficiência na remoção de turbidez para ensaios de FAD/SA/CR e SED/SA/CR e TAS de 72 e 7,2 m³.m².dia⁻¹.

Comentando os resultados obtidos na etapa de análise estatística de forma resumida, nos pares de ensaios onde foi possível a realização de tais comparações, as tendências observadas nos diagramas de coagulação de forma qualitativa foram reforçadas pela análise quantitativa.

Na comparação quantitativa entre os ensaios de FAD com sulfato de alumínio para a remoção das duas espécies de cianobactérias estudadas, os gráficos de *boxplot* mostraram que houve diferença significativa nos valores da turbidez remanescente e da eficiência da remoção de turbidez, sendo que os resultados do processo na remoção de células cocóides foram melhores do que na remoção de filamentos, ou seja, maiores eficiências de remoção e valores mais baixos de turbidez remanescente.

Mesmo no par de ensaios nos quais não houve diferença estatística significativa, a FAD obteve melhores resultados de turbidez remanescente e eficiência da remoção de turbidez em comparação à sedimentação. No par de ensaios nos quais foi usado o sulfato de alumínio, a FAD apresentou desempenho visivelmente melhor pela observação dos gráficos dos resultados.

No par de ensaios nos quais o cloreto férrico foi o coagulante usado, o processo de sedimentação apresentou maior instabilidade, demonstrada pela amplitude da distribuição dos

resultados nos gráficos de *boxplot*. Quando a interpretação dos resultados dos testes estatísticos é reforçada com a análise qualitativa dos diagramas de coagulação, é possível concluir que a FAD obteve desempenho similar ao processo de sedimentação sob doses menores de cloreto férrico e faixas de pH de coagulação mais próximas à neutralidade.

De forma geral, nos ensaios nos quais a avaliação estatística se mostrou possível, os seus resultados subsidiaram a comprovação de tendências observadas na análise qualitativa obtida com a leitura e interpretação dos diagramas de coagulação. Na próxima seção, será comentado um ensaio réplica realizado de forma ilustrativa para que fosse possível supor a influência da idade do cultivo nos resultados dos ensaios de bancada.

5.5 Ensaio-Réplica para a avaliação da influência da idade do cultivo

Um dos parâmetros não observados na metodologia de cultivo foi a idade das células. Devido a problemas de espaço físico e problemas logísticos, não foi possível a realização de ensaios de bancada com cultivos em idades idênticas. Cada uma das oito bateladas de ensaios foi feita com o mesmo cultivo, de forma seqüencial. Assim, os ensaios eram realizados tão logo o cultivo de células ou filamentos atingia a concentração de 10^7 cel/mL e o volume de cerca de 3,0 L, necessários para a diluição. Caso houvesse volume de cultivo restante após o preparo da água de estudo, o volume era dobrado completando-se com o meio de cultura ASM-1 líquido, que retornava ao respectivo local de incubação. De acordo com Oliveira (2006), cultivos de cianobactérias com idades diferentes podem resultar em eficiências de remoção diferentes quando da realização de ensaios de sedimentação em escala de bancada. A autora utilizou células de *C. raciborskii* e constatou que quando eram usados cultivos com 22 dias de idade alcançavam-se maiores eficiências de remoção do que com cultivos de 15 dias de idade.

Tendo em vista essa limitação, uma última investigação experimental foi realizada para avaliar, de forma preliminar, a influência da idade do cultivo de cianobactérias nos resultados dos ensaios e nas eficiências de remoção. Optou-se por fazer uma batelada completa, réplica do ensaio de FAD com sulfato de alumínio e células de *M. protocystis*, utilizando-se a mesma cepa, mas dessa vez usando o cultivo com três meses de idade. O ensaio original foi feito com cultivo cuja idade era de seis meses.

O ensaio réplica foi feito da mesma forma do que o ensaio original, utilizando os mesmos materiais e o mesmo aparato experimental. Procurou-se controlar melhor a turbidez da água de estudo para que fosse possível a comparação qualitativa e quantitativa entre os dois ensaios. O melhor resultado da batelada-réplica também foi repetido para a contagem de células remanescentes e comparação com a réplica do melhor resultado do ensaio original conforme descrito na seção 5.3.1, na TAB. 5.2. O cultivo relativo à réplica do melhor resultado do ensaio original também tinha seis meses de idade.

Os resultados da batelada-réplica foram mostrados e comentados nessa seção na seguinte ordem: diagramas de coagulação, réplica do melhor resultado para contagem de células e análise estatística.

Com relação aos diagramas de coagulação, a análise qualitativa dos diagramas em função da cor aparente remanescente (FIG 5.45 e 5.46) ficou comprometida devido à diferença entre a cor aparente da água de estudo do ensaio original e da réplica. Um breve comentário pode ser feito com relação aos resultados para a TAS de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$: O diagrama do ensaio original, mostrado na FIG 5.30, mostra que houve um número de resultados abaixo de 15 UC maior do que no ensaio réplica. Essa observação é reforçada pelo fato de que a cor aparente da água de estudo no ensaio original é quase 60% maior.

A turbidez da água de estudo tanto no ensaio original quanto na réplica foi 10,5 uT, o que permite uma análise qualitativa. A observação dos diagramas de coagulação dos dois ensaios (FIG. 5.31 e 5.32 e FIG 5.47 e 5.48) indica que o ensaio original resultou em valores mais baixos de turbidez remanescente em uma área maior do diagrama, sobretudo para a TAS de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Na réplica, os resultados pioram à medida que o pH aumenta, sendo que a pior região do diagrama é com o pH de coagulação a partir de 7,5. Na batelada original, houve valores baixos de turbidez remanescente para valores de pH de coagulação mais altos. Os resultados mais baixos de turbidez remanescente para a réplica correspondem a doses de coagulante a partir de 30 mg/L. Houve resultados de turbidez remanescente abaixo de 0,5 uT. No ensaio original, doses de coagulante a partir de 15 mg/L geraram baixos resultados de turbidez remanescente, e não houve resultados abaixo de 0,5 uT.

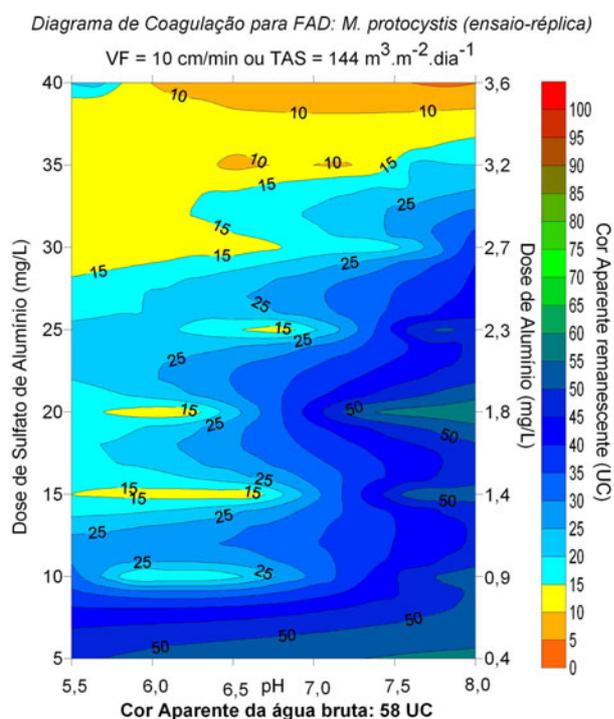


Figura 5.45 - Diagrama de coagulação (réplica) para a FAD com sulfato de alumínio em função da cor aparente remanescente para células de *M.protocystis* e TAS de 144 m³.m⁻².dia⁻¹.

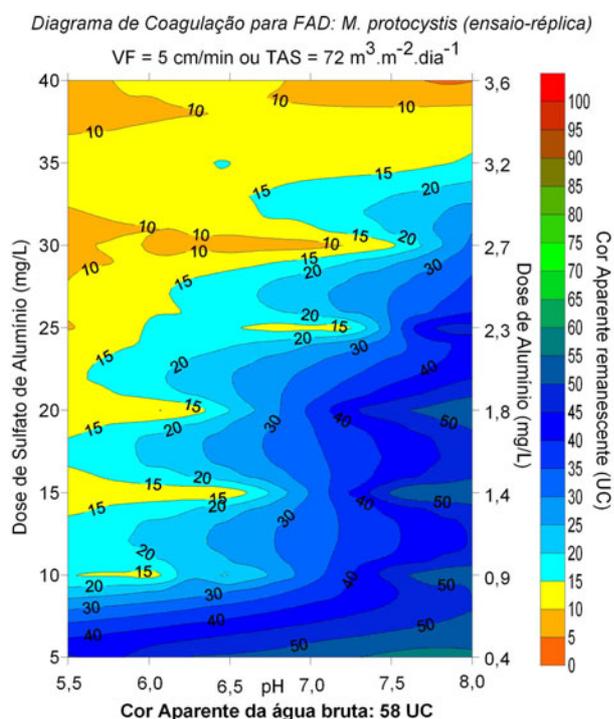


Figura 5.46 - Diagrama de coagulação (réplica) para a FAD com sulfato de alumínio em função da cor aparente remanescente para células de *M.protocystis* e TAS de 72 m³.m⁻².dia⁻¹.

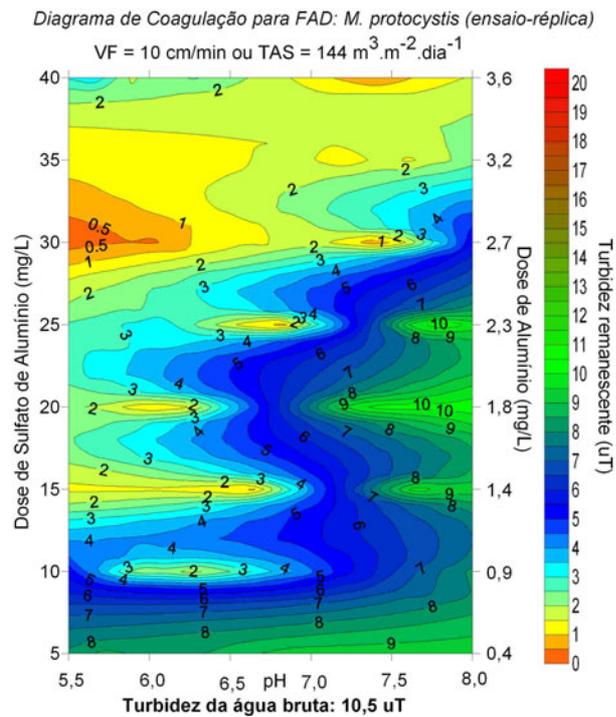


Figura 5.47 - Diagrama de coagulação (réplica) para a FAD com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para células de *M. protocystis* e TAS de $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

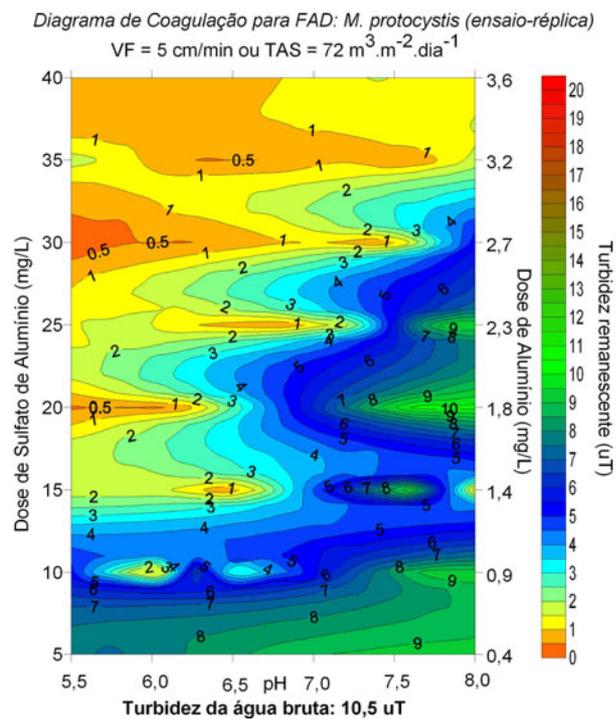


Figura 5.48 - Diagrama de coagulação (réplica) para a FAD com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para células de *M. protocystis* e TAS de $144 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

O melhor resultado do ensaio-réplica foi repetido para a comparação com o melhor resultado do ensaio original. É importante ressaltar que o melhor resultado do ensaio réplica foi repetido logo no mesmo dia, com a mesma água de estudo do floteste, enquanto o melhor resultado do ensaio original foi repetido junto com os melhores resultados das oito bateladas originais, conforme descrito na seção 5.3.1. Por esse motivo a turbidez da água de estudo foi diferente nos dois ensaios, embora a concentração de células na água de estudo seja similar, conforme mostrado na TAB 5.6.

TABELA 5.6 –

Resultados obtidos na réplica dos melhores resultados do ensaio de FAD com sulfato de alumínio e células de *M. protocystis*.

Parâmetro	Ensaio	
	<i>Original</i> (6 meses)	<i>Réplica</i> (3 meses)
Dose de coagulante (mg/L)	25	30
pH da água de estudo	8,0	7,8
pH da água tratada	7,0	5,9
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	36,63	30,69
Turbidez da água de estudo (uT)	12,4	10,5
TAS=144 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	7,9	0,5
TAS=72 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	2,9	0,5
Cor aparente da água de estudo (UC)	100	58
TAS=144 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	43	12
TAS=72 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	20	11
Contagem células da água de estudo (cel/mL)	1,9x10 ⁵	2,0x10 ⁵
TAS=144 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	6,9x10 ⁴	Não det.
TAS=72 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	1,7x10 ⁴	Não det..

De maneira geral, pode-se supor que os resultados foram diferentes para as duas idades de cultivo. O melhor resultado do ensaio réplica resultou em uma eficiência de remoção da turbidez de 95%, enquanto o melhor resultado do ensaio original resultou em uma eficiência de remoção de 77%, para a TAS de 72 m³.m⁻².dia⁻¹. No melhor resultado do ensaio réplica, não foram detectadas células na água flotada. Como a concentração de células na água de estudo dos dois ensaios foi similar, pode-se supor que a idade do cultivo influencia a eficiência dos processos.

A análise estatística da batelada original e da réplica foi realizada da mesma forma descrita na seção 5.3.2. A TAB. 5.7 mostra os resultados dos valores do parâmetro “p” calculado por meio dos testes de Mann-Whitney, para a eficiência da remoção de turbidez.

TABELA 5.7 –

Resultados dos testes de Mann-Whitney para o ensaio original e para o ensaio-réplica de FAD com sulfato de alumínio e células de *M. protocystis*.

Valores do parâmetro <i>p</i> ajustados	
Eficiência na remoção de Turbidez	
TAS = 144 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	TAS = 72 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹
0,325	0,969

Os resultados dos testes de Mann-Whitney permitem concluir que as amostras não são estatisticamente diferentes. Os resultados de eficiência de remoção da turbidez foram dispostos em gráficos do tipo “boxplot”, mostrados nas FIG 5.49 e 5.50.

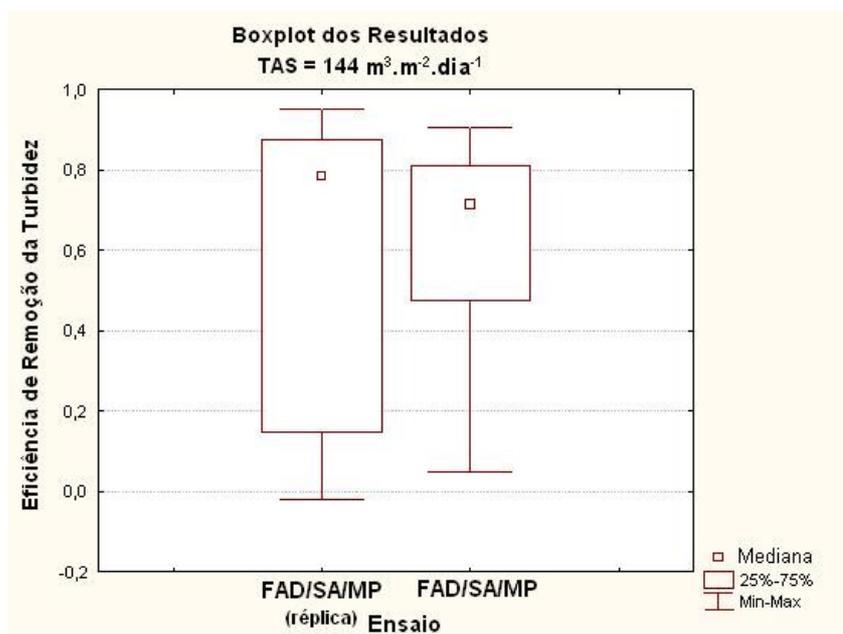


Figura 5.49 – Boxplot dos resultados de eficiência na remoção de turbidez para ensaios de FAD/SA/MP original e réplica e TAS de 144 m³.m⁻².dia⁻¹.

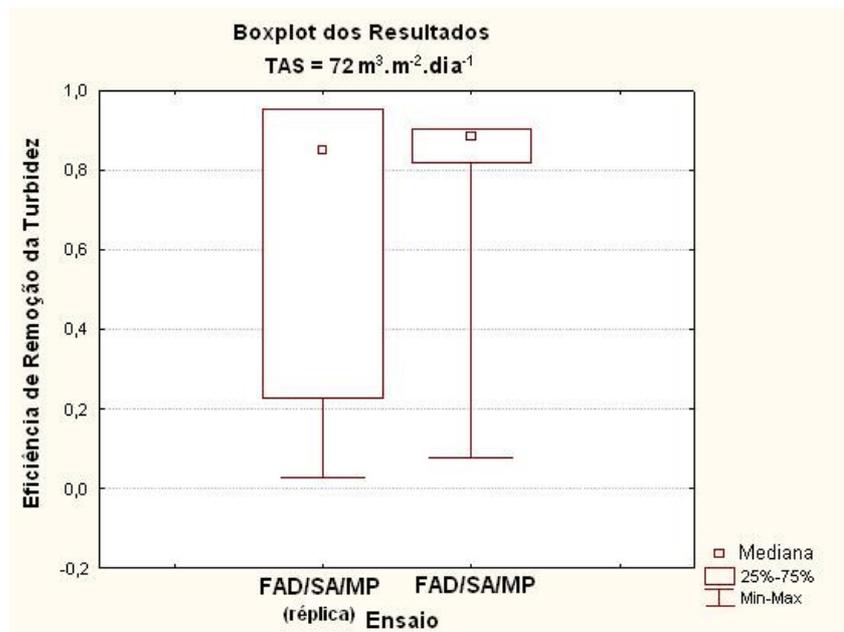


Figura 5.50 – *Boxplot* dos resultados de eficiência na remoção de turbidez para ensaios de FAD/SA/MP original e réplica e TAS de 72 m³.m⁻².dia⁻¹.

Os gráficos tipo “*boxplot*” mostram que os resultados do ensaio-réplica são distribuídos, enquanto os resultados do ensaio original estão concentrados em valores de eficiências de remoção mais elevadas. Embora os testes de Mann-Whitney não tenham evidenciado diferenças estatísticas entre as duas amostras, há uma discrepância na distribuição dos resultados, e essa desuniformidade pode ser atribuída à diferença de idade entre os dois cultivos.

Reunindo a análise qualitativa dos diagramas de coagulação com a análise quantitativa dos testes estatísticos, é possível concluir que houve uma diferença nos resultados quando da utilização de cultivos de idades diferentes para a realização dos ensaios, sendo que o cultivo mais idoso gerou resultados mais baixos de turbidez remanescente e eficiências mais altas de remoção da turbidez.

Esse resultado é contrário ao da tabela 5.6, que lista os resultados dos ensaios-réplica com contagem de células. Cabe lembrar que os ensaios-réplica são demonstrativos, e nesse caso, já foi citado que o ensaio-réplica com a água de estudo feita a partir do cultivo idoso não é a mesma produzida para os ensaios de FAD. Os resultados da tabela 5.6 mostram apenas que houve diferença com relação ao uso de cultivos em diferentes idades, mas não podem ser levados em conta na análise estatística feita entre os dois ensaios de FAD.

Concluindo a análise dos resultados dessa etapa, embora não tenha sido possível a realização de ensaios com cultivos de mesmas idades no presente trabalho, tal parâmetro é relevante, influencia de forma significativa os resultados e deve ser levado em conta na realização de futuros trabalhos na mesma linha de pesquisa.

6 CONCLUSÃO

Dos resultados do presente trabalho, desenvolvido por meio de ensaios de flotação por ar dissolvido (FAD) e sedimentação em escala de bancada, utilizando-se de água destilada inoculada com filamentos de *Cylindrospermopsis raciborskii* e células de *Microcystis protocystis* cultivados em laboratório, com o cloreto férrico e sulfato de alumínio como coagulantes, pode-se delinear as seguintes conclusões:

- A análise qualitativa dos diagramas de coagulação apontou que a morfologia das células de cianobactérias influenciou os processos de flotação e sedimentação e que a *C. raciborskii* é removida com mais dificuldade da água de estudo por meio desses dois processos de tratamento.
- O cloreto férrico apresentou desempenho superior ao sulfato de alumínio nos ensaios de sedimentação, gerando baixos valores de turbidez e cor aparente remanescente em várias faixas de doses de coagulante, mas, sobretudo nas mais altas (25 a 40 mg/L). O melhor desempenho do cloreto férrico nos dois processos foi obtido com as células de *M. protocystis*.
- O sulfato de alumínio apresentou desempenho superior ao cloreto férrico nos ensaios de FAD. O sulfato de alumínio parece ser mais adequado para remover células cocóides do que filamentos. A tendência mostrada nos diagramas de coagulação é que a eficiência de remoção de filamentos é visivelmente menor.
- O processo de flotação por ar dissolvido apresentou desempenho superior ao processo de sedimentação nos dois pares de ensaios onde essa comparação foi possível (sedimentação ou flotação com sulfato de alumínio e *C. raciborskii* ou cloreto férrico e *M. protocystis*).
- A análise quantitativa dos pares de ensaios nos quais a comparação estatística foi possível mostrou que nos dois pares de ensaios onde a comparação entre FAD e sedimentação foi possível, a FAD obteve desempenho superior, com maiores eficiências de remoção da turbidez, ou obteve desempenho similar à sedimentação com doses menores de coagulante.
- No ensaio de FAD com sulfato de alumínio onde foi possível a comparação estatística, a eficiência de remoção de turbidez nos ensaios com filamentos é menor do que nos ensaios com células cocóides. Para a TAS de 144 m³/m²dia a diferença chegou a mais de 40%. Isso leva a crer que os filamentos tendem a ser removidos com maior dificuldade no tratamento.

As conclusões apresentadas no presente trabalho devem ser consideradas preliminares tendo em vista a escala experimental utilizada, as limitações metodológicas encontradas e escassez de pesquisas que abordam o tema desenvolvido. Muitas das hipóteses e tendências apresentadas no decorrer do trabalho não puderam ser respondidas ou investigadas, de tal forma que na próxima seção é apresentada uma relação de recomendações visando à continuidade dos estudos na mesma linha de pesquisa.

7 RECOMENDAÇÕES

Considerando que o propósito desse trabalho nunca foi esgotar a discussão à respeito da remoção de cianobactérias em águas para abastecimento humano, sugere-se os seguintes aperfeiçoamentos e estudos na mesma linha de pesquisa:

- Novos estudos de FAD e sedimentação em escala de bancada ou em escala piloto considerando: o uso de outros tipos de coagulante, adoção de diferentes concentrações de células de cianobactérias para se obter os limites de aplicação dos processos, adoção de taxas de aplicação superficial mais próximas da operação em escala real, adoção de faixas de pH de coagulação mais próximas do encontrado na água bruta quando de florações nos mananciais, parâmetros de floculação nos dois processos e avaliação da aplicabilidade de processos de coagulação melhorada para a remoção das células de cianobactérias e suas cianotoxinas;
- Avaliação do efeito da idade do cultivo de cianobactérias nas eficiências de remoção de células pela sedimentação e FAD, e utilização de cultivos de cianobactérias de mesma idade nos experimentos na tentativa de se uniformizar os resultados, eliminando interferências.
- Avaliação dos processos de FAD e sedimentação na remoção de cepas de cianobactérias do mesmo gênero e diferentes espécies (exemplo: *Microcystis protocystis* e *Microcystis aeruginosa*), visando a determinação das diferenças entre as eficiências de remoção;
- Avaliação dos processos de FAD e sedimentação na remoção de mais de uma espécie de cianobactéria ao mesmo tempo na água de estudo, para se determinar se a ocorrência de várias morfologias pode afetar a coagulação e a eficiência dos processos.
- Estudos mais aprofundados sobre a interação das células de cianobactérias de diferentes morfologias com os coagulantes, para a determinação dos formatos e dimensões dos flocos que podem servir de parâmetros para melhor compreensão dos processos.

REFERÊNCIAS E BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

- AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K. M.. Rapid-mix design for mechanism of alum coagulation. *Journal AWWA*, vol.74, ed.4, p.210-216, 1982.
- AMIRTHARAJAH, A.; O'MELIA C. R. Coagulation Processes: Desestabilization, Mixing, and Flocculation. In: PONTIUS, F. W. (ed.). *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. 4a edição. American Water Works Association. EUA: McGraw-Hill, 1990. p. 269-365.
- APHA; AWWA; WEF. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. Washington: APHA, 2005. 496 p.
- AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R. S.; EAGLESHAM, G. K. (2002). Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru – Brazil. *Toxicology* n. 181-182, p.441-446, 2002.
- AZEVEDO, S. M. F. O.; BRANDÃO, C. C. S. Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano. Brasília - DF: FUNASA / Ministério da Saúde, 2003. 56 p.
- BALLOT, A.; KRIENITZ, L.; KOTUT, K.; WIEGAND, C.; METCALF, J. S.; CODD, G. A.; PFLUGMACHER, S. Cyanobacteria and cyanobacterial toxins in three alkaline Rift Valley lakes of Kenya-Lakes Bogoria, Nakuru and Elmenteita. *Journal of Plankton Research*, v. 26, ed. 8, p. 925-935, 2004.
- BASTOS, R. K. X.; HELLER, L.; BEVILLACQUA, P. D.; PÁDUA, V. L.; BRANDÃO, C. C. S. Legislação sobre controle e vigilância da qualidade de água para consumo humano. A experiência brasileira comparada à panamericana. In: *AIDIS. Forjando el ambiente que compartimos*. San Juan, AIDIS, p. 1-20, 2004.
- BERNHARDT, H.; CLASEN, J. Flocculation of micro-organisms. *Journal Water SRT-Aqua*, vol.40, ed.2, p.76-81, 1991.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOLICA, R. Cianobactéria Invasora. *Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento*, n.30, p.82-90, 2003.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; OLIVEIRA, M. C.; BOLCH, C. J. S. Genetic variability of brazilian strains of *Microcystis aeruginosa* complex (cyanobacteria / cyanophyceae) using the phycocyanin intergenic spacer and flanking regions (*cpcBA*). *Journal of Phycology*, v.37, ed.5, p.810-818, 2001.
- BOTTINO, A.; CAPANELLI, C.; DEL BORGHI, A.; COLOMBINO, M.; CONIO, O. Water treatment for drinking purpose: ceramic microfiltration application. *Desalination*, v.141, ed.1, p.75-79, 2001.
- BRANDÃO, C. C. S.; SILVA, A. S. Remoção e Cianotoxinas por Adsorção em Carvão Ativado. In: PÁDUA, V. L. (coord.) *Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano*. Rio de Janeiro. ABES, 2006 p.415-466.
- BRILEY, D. S.; KNAPPE, D. R. U. Optimizing ferric sulfate coagulation of algae with streaming current measurements. *Journal AWWA*, v. 94, ed.2, p.80-90, 2002.

- BURFORD, M. A.; JOHNSON, S. A.; COOK, A. J.; PACKER, T. V.; TAYLOR, B. M.; TOWNSLEY, E. R. Correlations between watershed and reservoir characteristics, and algal blooms in subtropical reservoirs. *Water Research*, v.41, ed. 18, p.4105-4114, 2007.
- CALIJURI, M. C., ALVES, M. S. A., DOS SANTOS, A. C. A. *Cianobactérias e Cianotoxinas em Águas Continentais*. São Carlos. Rima Editora, 2006. 118p.
- CARMICHAEL, W. W. Toxic *Microcystis* and the Environment. In: WATANABE, M. F.; HARADA, K.; CARMICHAEL, W. W.; FUJIKI, H. *Toxic Microcystis*. Boca Raton. CRC Press, 1996. 262 p.
- CEBALLOS, B. S. O.; AZEVEDO, S. M. F. O.; BENDATE, M. M. A. Fundamentos Biológicos e Ecológicos Relacionados as Cianobactérias. In: PÁDUA, V. L. (coord.) *Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano*. Rio de Janeiro. ABES, 2006 p.23-81.
- CHEN, J-J.; YEN, H-H.; The mechanisms of potassium permanganate on algae removal. *Water Research*, vol.39, n.18, p. 4420-4428, 2005.
- CHENG, W. P.; CHI, F-H.; Influence of eutrophication on the coagulation efficiency in reservoir water. *Chemosphere*, vol. 53, ed 7, p. 773-778, 2003.
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. London. E & FN Spon, 1999. 416 p.
- CHOW, C. W. K.; DRIKAS, M.; HOUSE, J.; BURCH, M. D.; VELZEBOER, R. M. A. The impact of conventional water treatment processes in cells of cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Water Research*, vol.33, n.15, p. 3253-3262, 1999.
- CHOW, C. W. K.; HOUSE, J.; VELZEBOER, R. M. A ;DRIKAS, M.; BURCH, M. D.; STEFFENSEN, A.; The Effect of Ferric Chloride Flocculation in Cyanobacterial Cells. *Water Research*, vol.32, n.3, p. 808-814, 1998.
- CYBIS, L. F.; BENDATI, M. M.; FRANZEN, M.; CARVALHO, E. N.; GOMES, L. N. L.; Monitoramento e Avaliação de Mananciais de Abastecimento Público. In: PÁDUA, V. L. (coord.) *Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano*. Rio de Janeiro. ABES, 2006 p.83-140.
- CROZES, G.; WHIT, P.; MARSHALL, M. Enhanced coagulation: its effect on NOM removal and chemical costs. *Journal AWWA*, v. 87, n. 1, p. 78-89, 1995.
- DAI, R.; LIU, H.; QU, J.; RU, J.; HOU, Y. Cyanobacteria and their toxins in guanting reservoir of Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials*, 2007 (article in press)
- DI BERNARDO, L. *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. Rio de Janeiro: ABES, 1993. 496 p.
- DI BERNARDO, L. (coord.) *Filtração Direta Aplicada a Pequenas Comunidades*. Rio de Janeiro. ABES, 2003. 491 p.
- DI BERNARDO, L.; DE LUCA, S. J.; KURODA, E. K.; PEGORER, M. G. L. Oxidação. In: PÁDUA, V. L. (coord.) *Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano*. Rio de Janeiro. ABES, 2006 p.23-81.

- DONATI, C., DRIKAS, M., HAYES, R. e NEWCOMBE, G. Microcystin-LR adsorption by powdered activated carbon. *Water Research*, v.28, ed.8, p.1735-1742, 1994.
- DRIKAS, M.; C., CHRISTOPHER W. K.; HOUSE, J.; BURCH, M. D. Using coagulation, flocculation, and settling to remove toxic cyanobacteria. *Journal AWWA*, vol.93, ed.2, p.100-111, 2001.
- DRIKAS, M.; HRUDEY, S.; Management of Cyanobacteria within raw water sources. In: STEFFENSEN, D. A.; NICHOLSON, B. C.; (eds.) *Toxic Cyanobacteria Current Status of Research and Management*. Proceed. of an internation. Workshop, Austrália, p.125,126, 1994.
- FUNASA. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Brasília – DF: Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 2003.
- GARCÍA-VILLADA, L.; RICO, M.; ALTAMIRANO, M.;SÁNCHEZ-MARTÍN, L.; LÓPEZ-RODAS, V.; COSTAS, E. Ocurrence of copper resistant mutants in the toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* – characterization and future implicationa in the use of copper sulfate as algaeicide. *Water Research*, v.38, ed. 8, p.2207-2213, 2004.
- GAO, B-Y.; YUE, Q-Y.; WANG, Y. Coagulation performance of polyaluminum silicate chloride (PASiC) for water and wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, v. 56, ed. 3, p. 225-230, 2007.
- GOMES, L. N. L., AZEVEDO, S. M. F. O.; Técnicas de manejo e pré-tratamento no manancial. In: PÁDUA, V. L. (coord.) *Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano*. Rio de Janeiro. ABES, 2006 p.141-172.
- GOUVÊA, S. P.; BOYER, G. L; TWISS, M. R.; Influence of ultraviolet radiation, copper, and zinc on microcystin content in *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria). *Harmful Algae*, 2007. (article in press)
- GREGORY, R.; ZABEL, T. F. Sedimentation and Flotation. In: PONTIUS, F. W. (ed.). *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. 4a edição. American Water Works Association. EUA: McGraw-Hill, 1990. p. 426-453.
- HART, J.; FAWELL, J.K.; CROLL, B. The fate of both intra and extracellular toxins during drinking water treatment. *Special subject No. 18, SS18-1-6*, IWSA WORLD CONGRESS, 1997, Oxford. Oxford: Blackwell Science, 1997.
- HAVENS, KARL E.; JAMES, R. THOMAS; EAST, THERESE L.; SMITH, VAL H. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Environmental Pollution*, v.3, ed.122, p.379-390, 2003.
- HOEGER, S. J.; DIETRICH, D. R.; HITZFELD, B. C. Effect of ozonation on the removal of cyanobacterial toxins during drinking water treatment. *Environmental Health Perspectives*, v.110, ed.11, p. 1127-1132, 2002.
- HOEGER, J. S.; SHAW, G.; HITZFELD, B. C.; DIETRICH, D. R. (2004). Ocurrence and elimination of cyanobacterial toxins in two Australian drinking water treatment plants. *Toxicon*, v.43, ed.6, p. 639-649, 2004.

- HRUDEY, S.; BURCH, M.; DRIKAS, M.; GREGORY, R. Remedial Measures. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. London. E & FN Spon, 1999. p. 275-312.
- JANSSENS, J. G.; BUEKENS, A. Assesment of process selection for particle removal in surface water treatment. *Journal Water SRT- Aqua* v.42, ed.5, p. 279-288, 1993.
- JARDIM, A. F. *Implantação e realização de análises de cianotoxinas com avaliação do potencial tóxico em estações de tratamento da COPASA-MG*. 1999, Escola de Engenharia, Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, p. 3, 4 e 49.
- JIANG, Y.; JI, B.; WONG, R.N.S.; WONG, M.H. Statistical study on the effects of environmental factors on the growth and microcystins production of bloom-forming cyanobacterium – *Microcystis aeruginosa*. *Harmful Algae*, 2007. (article in press)
- JONES, G., NEGRI, A. Persistence and degradation of cyanobacterial paralytic shellfish poisons (PSPs) in freshwaters. *Water Research*. v. 31, ed. 3, p. 525-533, 1997.
- KAWAMURA, S. *Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities*. 2a edição. EUA: John Wiley e sons, Inc., 2000. p.74-104.
- KOSAKOWSKA, A.; EDZI, M. N.; PEMPKOWIAK, J. Responses of the toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* to iron and humic substances. *Plant Physiology and Biochemistry*, v.45 ed.5 p.365-370, 2007.
- KOMAREK, J.; KOMÁRKOVÁ, J. Review of the European *Microcystis*-Morphospecies (Cyanoprokaryotes) from nature. *Czech Phycology, Olomouc*, ed 2, p.1-24, 2002.
- KUBO, T.; SANO, T.; HOSOYA, K.; TANAKA, N.; KAYA, K. A new simply and effective method for cylindrospermopsin analyses. *Toxicon*, v.46, ed.1, p.104-107, 2005.
- LAM, A. K-Y.; PREPAS, E. E.; SPINK, D.; HRUDEY, S. E.; Chemical control of hepatotoxic phytoplankton blooms: implications for human health. *Water Research*, v.29, ed.8, p.1845-1854, 1995.
- MA, J.; LIU, W. Effectiveness and mechanism of potassium ferrate (VI) preoxidation for algae removal by coagulation. *Water Research*, v.36, ed.4, p.871-878, 2002.
- MELO FILHO, Luiz Carlos de. *Avaliação da ozonização como pré ou pós-tratamento à filtração direta descendente na remoção de cianobactérias e saxitoxinas*. 2006, 263 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 2006.
- MIERZWA, J. C. Processos de Separação por Membranas para Tratamento de Água. In: PÁDUA, V. L. (coord.) *Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano*. Rio de Janeiro. ABES, 2006 p.335-414.
- MILLER, M. J.; CRITCHLEY, M. M.; HUTSON, J.; FALLOWFIELD, H. J. The adsorption of cyanobacterial hepatotoxins from water onto soil during batch experiments. *Water Research*, vol. 35, ed. 6, p. 1461-1468, 2001.
- NEWCOMBE, G. e NICHOLSON, B. Water treatment options for dissolved cyanotoxins. *Journal of Water Supply: Reseach and Technology – AQUA*, v.53 ed.4, p.227-239, 2004.

- NICHOLSON, B. C.; ROSITANO, J.; BURCH, M. D. Destruction of cyanobacterial peptide toxins by chlorine and chloramine. *Water Research*, v.28, ed.6, p.1297-1303, 1994.
- OLIVEIRA, Jailma Marinho Bezerra de. *Remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* por meio de sedimentação e flotação: avaliação em escala de Bancada*. 2005, 122 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2005.
- ORR, P. T.; JONES, G. J.; HAMILTON, G. R. Removal of Saxitoxins from Drinking Water by Granular Activated Carbon, Ozone and Hydrogen Peroxide – Implications for Compliance with the Australian Drinking Water Guidelines. *Water Research*. v.38, ed.20, p.4455-4461, 2004.
- PÁDUA, V. L.; DI BERNARDO, L. Método comparativo dos flocos formados após coagulação com sulfato de alumínio e cloreto férrico. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, AIDIS, 2000.
- PÁDUA, V. L. Introdução ao Tratamento de Água. In: HELLER, L.; PÁDUA, V. L. (ed.) *Abastecimento de Agua para Consumo Humano*. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2006. 859 p.
- PAN, G.; ZHANG, M.-M.; CHEN, H.; ZOU, H.; YAN, H. Removal of cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils. I. Equilibrium and kinetic screening on the flocculation of *Microcystis aeruginosa* using commercially available clays and minerals. *Environmental Pollution* v.141, ed.2, p. 195-200, 2006.
- PROSAB, EDITAL 5, TEMA 1; Diretrizes extraídas da reunião realizada em Belo Horizonte/MG. Ata da reunião de 13 e 14/07/2006, não publicado. 6 p.
- REALI, Marco Antônio Penalva. Avaliação de um Sistema Original Completo para Clarificação de Águas de Abastecimento Utilizando o processo de Flotação por Ar Dissolvido e Filtração com Taxa Declinante. 1991, Volume 1, 204 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos/SP, 1991.
- SÁ, J. C.; OLIVEIRA, A. C. P.; AZEVEDO, S. M. F. O.; BRANDÃO, C. C. S. Remoção de *Microcystis aeruginosa* pelo processo de filtração lenta. XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, México, 2002.
- SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T.; (2000). Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia* n. 71, p.359-385, 2000.
- SANTOS, Hélio Rodrigues dos. *Aplicação de coagulante no afluente do reator anaeróbio de leito expandido alimentado com esgoto sanitário*. 2001, 151 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos/SP, 2001.
- SENOGLES, P.; SHAW, G.; SMITH, M.; NORRIS, R.; CHISWELL, R.; MUELLER, J.; SADLEN, R.; EAGLESHAM, G. Degradation of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin, from *Cylindrospermopsis raciborskii*, by chlorination. *Toxicon*, v.38, ed.9, p.1203-1213, 2000.
- SENS, M. L.; DALSSASSO, R. L.; MONDARDO, R. I.; MELO FILHO, L.C. Filtração em Margem. In: PÁDUA, V. L. (coord.) *Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias*

e *Microcontaminantes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano*. Rio de Janeiro. ABES, 2006 p.173-236.

SILVA, Daniella da. Dinâmica de Populações de *Microcystis* (Cyanobacteria) em pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP. 2005, 146 p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Ambiental e Meio Ambiente) Instituto de Botânica de São Paulo, Água Funda/SP, 2005.

SIVONEN, K.; JONES, G. Cyanobacterial Toxins. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. London. E & FN Spon, 1999. 416 p.

SMITH, V. H. Low Nitrogen to Phosphorous Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. *Science*, v. 221 ed. 4611, p 669-671, 1983.

TAKAARA, T.; SANO, D.; KONNO, H.; OMURA, T. Cellular proteins of *Microcystis aeruginosa* inhibiting coagulation with polyaluminum chloride. *Water Research*, v.43 ed. 8, p.1653-1658, 2007.

TANGERINO, E. P.; CAMPOS, L. C.; BRANDÃO, C. C. S. Filtração Lenta. In: PÁDUA, V. L. (coord.) *Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano*. Rio de Janeiro. ABES, 2006 p.237-334.

TEIXEIRA, M.G.L.C.; COSTA, M.C.N.; CARVALHO, V.L.P.; PEREIRA, M.S.; HAGE, E. (1993). Epidemia de gastroenterite na área de Barragem de Itaparica, Bahia. *Boletín de la Oficina Sanitaria Panamericana*, v. 114, ed.6, p.502-512, 1993.

TEIXEIRA, M. R.; ROSA, M. J. Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa*: Part I: The key operating conditions. *Separation and Purification Technology*, v.52, ed.1, p. 84-94, 2006.

TEIXEIRA, M. R.; ROSA, M. J. Integration of dissolved gas flotation and nanofiltration for *M. aeruginosa* and associated microcystins removal. *Water Research*, v.40, ed.19, p. 3612-3620, 2006.

TSUJI, K.; NAITO, S.; KONDO, F.; ISHIKAWA, N.; WATANABE, M. F.; SUZUKI, M.; HARADA, K-I.; Stability of Microcystins from Cyanobacteria: Effect of Light on Decomposition and Isomerization. *Environmental Science and Technology*, v.28, ed.1, p.173-177, 1993.

VALÉRIO, E.; PEREIRA, P.; SAKER, M. L.; FRANCA, S.; TENREIRO, R. Molecular characterization of *Cylindrospermopsis raciborskii* strains isolated from portuguese freshwaters. *Harmful Algae*, v.4, ed. 6, p.1044-1052, 2005.

VIANA, Mônica. Avaliação de Técnicas de Tratamento na Remoção de Saxitoxinas em Águas de Consumo Humano. 2006, 212 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte/MG, 2006.

VLASKI, A.; VAN BREEMEN, A.N.; ALAERTS, G.J.; Optimisation of coagulation conditions for the removal of cyanobacteria by dissolved air flotation or sedimentation. *Journal Water SRT*, v.5, n.45, p. 253-261, 1996.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico das Águas Residuárias –Princípios Básicos do tratamento de Esgotos*. Belo Horizonte: DESA, 1996. 211 p.

- WAGNER, E. G.; HUDSON Jr., H. E. Low-dosage high-rate direct filtration. *Journal AWWA*, v. 74, n. 5, p. 256-261, 1982.
- WELKER, M.; STEINBERG, C. Indirect photolysis of cyanotoxins: one possible mechanism for their low persistence. *Water Research*, v.33, ed. 5, p. 1159-1164, 1999.
- XIE, L.; XIE, P.; LI, S.; TANG, H.; LIU, H.. The low TN:TP ratio, the cause or a result of *Microcystis* blooms? *Water Research*, v.37, ed 9, p.2073-2080, 2003.
- ZHANG, G.; ZHANG, P.; WANG, B.; LIU, H. Ultrasonic frequency effects on the removal of *Microcystis aeruginosa*. *Ultrasonics Sonochemistry*, vol.13, ed.5, p.446-450, 2006.
- ZOU, H.; PAN, G.; CHEN, H.; YUAN, X. Removal of cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils. II. Effective removal of *Microcystis aeruginosa* using local soils and sediments modified by chitosan. *Environmental Pollution* v.141, ed.2, p. 201-205, 2006.

APÊNDICES

APÊNDICE 1: ENSAIOS TABULADOS DE SEDIMENTAÇÃO

ENSAIO	1		26/7/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800		
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,3	
J1	40	7,0 (AC)	42	5,1	30	4,2	5,1	turb (uT): 6,1	
J2	40	5,0 (AC)	21	6,2	25	3,4	5,8	cor (uC): 48	
J3	40	3,0 (AC)	12	1,9	2	1	6,3	alcalinidade total:	
J4	40	1,5 (BA)	14	2,9	1	1	7,4	34,65 mg CaCO ₃ /L	
J5	40	2,5 (BA)	9	2	6	1,3	7,7	temp. (°C): 22	
J6	40	-	12	1,9	0,5	0,5	6,8	.	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,84x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	2		26/7/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800		
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	35	7,0 (AC)	39	5,1	26	3,6	5,3	turb (uT):	
J2	35	5,0 (AC)	18	2,4	8	1,3	6,1	cor (uC):	
J3	35	3,0 (AC)	12	1,8	4	1	6,2	alcalinidade total:	
J4	35	1,5 (BA)	10	1,6	3	1	7,2		
J5	35	2,5 (BA)	15	2,1	4	1	7,9	temp. (°C):	
J6	35	-	19	2,9	3	1	7,1		
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,84x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	3		26/7/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800		
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	30	7,0 (AC)	35	5,9	21	2,9	5,6	turb (uT):	
J2	30	5,0 (AC)	17	2,7	9	1,3	6,2	cor (uC):	
J3	30	3,0 (AC)	11	1,9	4	1	6,6	alcalinidade total:	
J4	30	1,5 (BA)	11	1,7	4	1	7,3		
J5	30	2,5 (BA)	16	2	3	1,7	7,6	temp. (°C):	
J6	30	-	9	2,7	4	1	7,3		
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,84x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								

ENSAIO	4		26/7/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,3
J1	25	7,0 (AC)	28	4,8	20	2,4	6	turb (uT): 6,1
J2	25	5,0 (AC)	18	2,8	8	1,2	6,2	cor (uC): 48
J3	25	3,0 (AC)	13	2,3	5	1	6,8	alcalinidade total:
J4	25	1,5 (BA)	13	1,5	8	1	7,5	34,65 mg CaCO ₃ /L
J5	25	2,5 (BA)	51	6,6	7	5,2	8,1	temp. (°C): 22
J6	25	-	18	2,7	9	1,2	7,1	.
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,84x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	5		26/7/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	20	7,0 (AC)	33	4,7	29	4	5,9	turb (uT):
J2	20	5,0 (AC)	22	3,4	15	2,3	6,4	cor (uC):
J3	20	3,0 (AC)	12	2,2	11	1,5	6,8	alcalinidade total:
J4	20	1,5 (BA)	26	3,8	14	2	7,9	
J5	20	2,5 (BA)	50	6	49	6,1	8,4	temp. (°C):
J6	20	-	19	1,9	11	8,2	7,5	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,84x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	6		26/7/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	15	7,0 (AC)	30	4,5	24	2,9	6,3	turb (uT):
J2	15	5,0 (AC)	21	2,8	15	2,4	6,5	cor (uC):
J3	15	3,0 (AC)	13	2,3	13	2	6,8	alcalinidade total:
J4	15	1,5 (BA)	50	6,3	47	6,3	8,1	
J5	15	2,5 (BA)	51	6,2	51	6,2	9,2	temp. (°C):
J6	15	-	19	2,4	15	2,1	7,5	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,84x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							

ENSAIO	7		26/7/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,3
J1	10	9,0 (AC)	42	5,7	37	4,7	5,7	turb (uT): 6,1
J2	10	7,0 (AC)	35	6,7	24	3,4	6,4	cor (uC): 48
J3	10	5,0 (AC)	23	3	23	3,2	6,6	alcalinidade total:
J4	10	1,0 (BA)	50	6,3	50	6,2	8,2	34,65 mg CaCO ₃ /L
J5	10	2,0 (BA)	50	6,2	50	6,2	9,3	temp. (°C): 22
J6	10	-	28	3,4	13	1,6	7,8	.
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,84x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	8		26/7/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	5	9,0 (AC)	37	4,6	37	4,8	6,3	turb (uT):
J2	5	7,0 (AC)	31	4	29	3,8	6,7	cor (uC):
J3	5	5,0 (AC)	17	2,3	13	1,9	6,8	alcalinidade total:
J4	5	1,0 (BA)	51	6,3	51	6,2	8,4	
J5	5	1,5 (BA)	51	6,3	51	6,3	9,4	temp. (°C):
J6	5	-	51	6,3	33	4,2	7,8	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,84x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	9		26/7/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	40	6,0 (AC)	43	5,5	22	2,8	5	turb (uT):
J2	40	2,0 (BA)	21	2,9	7	1	7	cor (uC):
J3	40	3,0 (BA)	16	2	11	1,5	7,8	alcalinidade total:
J4	35	6,0 (AC)	43	5,6	24	3	5,6	
J5	35	2,0 (AC)	24	3,5	12	1,8	6,6	temp. (°C):
J6	35	2,0 (BA)	14	2,2	5	1	7,6	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,84x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							

ENSAIO	10	26/7/2007	equipe: Larissa, Lucas					
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	
J1	30	6,0 (AC)	35	4,7	17	2,3	5,7 turb (uT): 6,1	
J2	30	2,0 (BA)	19	3,2	5	3,2	6,7 cor (uC): 48	
J3	30	3,0 (BA)	46	7,2	41	5,2	7,6 alcalinidade total:	
J4	25	6,0 (AC)	50	6,2	45	5,8	5,2 34,65 mg CaCO ₃ /L	
J5	25	2,0 (AC)	32	4,2	18	2,8	6,6 temp. (°C): 22	
J6	25	2,0 (BA)	9	1,4	1	0,5	7,8 .	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,84x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	11	26/7/2007	equipe: Larissa, Lucas					
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	
J1	20	6,0 (AC)	27	3,6	12	1,5	5 turb (uT):	
J2	20	2,0 (AC)	17	2,4	10	1,3	6,6 cor (uC):	
J3	20	1,0 (BA)	19	2,7	11	1,3	7 alcalinidade total:	
J4	15	12,0 (AC)	38	5,5	39	5,2	4,7	
J5	15	6,0 (AC)	28	3,5	12	1,6	5,3 temp. (°C):	
J6	15	2,0 (AC)	31	3,8	5	1	6,8	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,84x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	12	26/7/2007	equipe: Larissa, Lucas					
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	
J1	10	12,0 (AC)	40	5,2	40	5,2	4,6 turb (uT):	
J2	10	6,0 (AC)	31	4,6	25	4,4	6,5 cor (uC):	
J3	10	2,0 (AC)	22	2,9	16	2,2	7 alcalinidade total:	
J4	5	12,0 (AC)	41	5,7	43	5,6	4,7	
J5	5	6,0 (AC)	27	3,7	22	3	6,5 temp. (°C):	
J6	5	2,0 (AC)	26	3,2	12	1,7	7,2	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,84x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							

ENSAIO	1		2/8/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min):-		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,1
J1	40	7,0 (AC)	80	10,4	76	9,7	5	turb (uT): 11,4
J2	40	5,0 (AC)	81	90,3	90	11,3	5,6	cor (uC): 102
J3	40	3,0 (AC)	78	9,7	71	8,8	6,3	alcalinidade total:
J4	40	1,5 (BA)	74	8,2	39	5,3	7,1	39,6 mg CaCO ₃ /L
J5	40	2,5 (BA)	86	9,4	72	7,5	7,7	temp. (°C): 20
J6	40	-	51	6,6	24	3,3	7	.
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,4x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>							
ENSAIO	2		2/8/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min):-		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	35	7,0 (AC)	84	8,8	76	8,3	5,2	turb (uT):
J2	35	5,0 (AC)	93	9,9	80	8,1	5,9	cor (uC):
J3	35	3,0 (AC)	81	9,7	73	7,6	6,3	alcalinidade total:
J4	35	1,5 (BA)	75	8,6	39	4,3	7,5	
J5	35	2,5 (BA)	96	9,8	84	7,6	7,9	temp. (°C):
J6	35	-	58	6,2	27	3,9	7,4	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,4x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>							
ENSAIO	3		2/8/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min):-		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	30	7,0 (AC)	89	9,6	77	8,2	5,5	turb (uT):
J2	30	5,0 (AC)	86	9,8	71	7,3	6	cor (uC):
J3	30	3,0 (AC)	74	9	71	8,2	6,3	alcalinidade total:
J4	30	1,5 (BA)	79	8,3	52	5,2	7,6	
J5	30	2,5 (BA)	85	8,6	72	7,3	7,8	temp. (°C):
J6	30	-	50	5,7	29	3,5	7	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,4x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>							

ENSAIO	4		2/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min):-		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800		
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,1	
J1	25	9,0 (AC)	76	9,2	56	7,2	5,2	turb (uT): 11,4	
J2	25	7,0 (AC)	76	10	63	7,9	5,9	cor (uC): 102	
J3	25	5,0 (AC)	87	9,1	60	7,8	6,3	alcalinidade total:	
J4	25	1,5 (BA)	83	8,1	66	8,1	7,7	39,6 mg CaCO ₃ /L	
J5	25	2,5 (BA)	100	9,3	81	8,6	8	temp. (°C): 20	
J6	25	-	69	8,2	22	3,3	7,3	.	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,4x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	5		2/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min):-		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800		
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	20	8,5 (AC)	68	8	78	8	5,8	turb (uT):	
J2	20	7,0 (AC)	75	9,6	74	7,9	6,4	cor (uC):	
J3	20	5,0 (AC)	81	8,5	70	7,9	7,4	alcalinidade total:	
J4	20	1,0 (BA)	84	9	70	6,9	8		
J5	20	2,0 (BA)	102	10,4	90	8,8	8,4	temp. (°C):	
J6	20	-	46	5,1	45	4,7	7,5		
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,4x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	6		2/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min):-		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800		
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	15	8,5 (AC)	83	9,5	86	8,8	6	turb (uT):	
J2	15	7,0 (AC)	96	9,6	77	8,11	6,3	cor (uC):	
J3	15	5,0 (AC)	88	7,9	76	6,9	6,9	alcalinidade total:	
J4	15	1,0 (BA)	85	9,2	72	8,9	7,9		
J5	15	2,0 (BA)	110	10,1	103	10,4	8,4	temp. (°C):	
J6	15	-	68	7,5	53	5,8	8,5		
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,4x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								

ENSAIO	7		2/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min):-		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,1	
J1	10	9,0 (AC)	88	9,6	75	7,7	6,5	turb (uT): 11,4	
J2	10	7,0 (AC)	82	7,9	68	7,5	6,8	cor (uC): 102	
J3	10	5,0 (AC)	64	8,2	57	5,9	7,4	alcalinidade total:	
J4	10	1,5 (BA)	110	10	109	9,5	9,1	39,6 mg CaCO ₃ /L	
J5	10	2,5 (BA)	106	10,7	105	10	9,5	temp. (°C): 20	
J6	10	-	85	8,8	65	6,8	7,5	.	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,4x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	8		2/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min):-		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	5	9,0 (AC)	80	9	77	7,9	6,8	turb (uT):	
J2	5	7,0 (AC)	75	9,3	73	8,7	6,8	cor (uC):	
J3	5	5,0 (AC)	65	6,9	62	5,8	7	alcalinidade total:	
J4	5	1,5 (BA)	108	10	111	9,8	9,4		
J5	5	2,5 (BA)	102	10,7	108	10,4	9,9	temp. (°C):	
J6	5	-	101	9,6	85	9,3	7,6		
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,4x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	9		2/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min):-		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	40	4,0 (AC)	82	10,2	84	9,4	6	turb (uT):	
J2	40	2,0 (AC)	72	7,6	42	5,1	6,6	cor (uC):	
J3	40	3,0 (BA)	74	7,9	52	5,9	7,4	alcalinidade total:	
J4	35	6,0 (AC)	93	9,7	82	9,7	6,8		
J5	35	2,0 (AC)	84	9,1	54	5,9	8	temp. (°C):	
J6	35	1,5 (AC)	62	7,2	40	3,9	7,6		
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,4x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								

ENSAIO	10	2/8/2007	equipe: Larissa, Lucas					
sedimentação (SED)	TS (min):-		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	
J1	30	2,0 (AC)	66	7,5	37	4,2	7	
J2	25	8,0 (AC)	86	9,8	70	7,8	5,8	
J3	25	4,0 (AC)	74	7,9	77	7,9	7,7	
J4	20	9,5 (AC)	73	7,7	56	6,6	6	
J5	20	6,0 (AC)	81	9	72	7,9	6,2	
J6	15	9,5 (AC)	70	9,6	65	8,2	5,6	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,4x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>							
ENSAIO	11	2/8/2007	equipe: Larissa, Lucas					
sedimentação (SED)	TS (min):-		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	
J1	15	4,0 (AC)	71	8,3	67	7,1	6,7	
J2	10	12,0 (AC)	94	11,1	89	8,8	5,1	
J3	10	1,0 (BA)	108	11,2	101	10,3	8,3	
J4	5	15,0 (AC)	92	9,3	91	8,5	3,9	
J5	5	12,0 (AC)	95	10	95	9,6	5,7	
J6	5	0,5 (BA)	107	11,1	112	11,2	8,4	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,4x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>							
ENSAIO	12	2/8/2007	equipe: Larissa, Lucas					
sedimentação (SED)	TS (min):-		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 (cm/min)		V2 = 0,5 (cm/min)		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	
J1								
J2								
J3								
J4								
J5								
J6								
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,4x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>							

ENSAIO	1		9/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800		
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,5	
J1	40	7,0 (AC)	173	11	171	11	4,2	turb (uT): 11,0	
J2	40	5,0 (AC)	184	11	180	11	5,1	cor (uC): 75	
J3	40	3,0 (AC)	87	2	73	1	7,1	alcalinidade total:	
J4	40	2,0 (BA)	7	0,5	4	0,5	7,7	36,63 mg CaCO ₃ /L	
J5	40	3,0 (BA)	7	10	6	0,5	8,8	temp. (°C): 21	
J6	40	-	29	1	13	0,5	8,2	.	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,46x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	2		9/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800		
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	35	11,0 (AC)	155	11	149	10,6	3,9	turb (uT):	
J2	35	7,0 (AC)	168	11,2	164	11,1	4,4	cor (uC):	
J3	35	5,0 (AC)	123	9	110	5,4	5,7	alcalinidade total:	
J4	35	2,0 (BA)	11	0,5	6	0,5	8,4		
J5	35	3,0 (BA)	12	0,5	8	0,5	8,7	temp. (°C):	
J6	35	-	21	1,2	10	0,5	8		
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,46x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	3		9/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800		
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	30	11,0 (AC)	159	10,9	146	10,6	3,9	turb (uT):	
J2	30	7,0 (AC)	144	10,5	119	7,5	5	cor (uC):	
J3	30	5,0 (AC)	60	2,1	56	1,2	5,9	alcalinidade total:	
J4	30	2,0 (BA)	7	0,5	4	0,5	8,6		
J5	30	3,0 (BA)	60	4,8	57	4,8	8,9	temp. (°C):	
J6	30	-	31	2,4	12	1	7,6		
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,46x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								

ENSAIO	4		9/8/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,5
J1	25	6,0 (AC)	38	1,4	42	1,2	6,1	turb (uT): 11,0
J2	25	5,0 (AC)	22	0,5	22	0,5	6,4	cor (uC): 75
J3	25	3,0 (AC)	14	1,4	8	0,5	7	alcalinidade total:
J4	25	1,0 (BA)	3	0,5	1	0,5	8,3	36,63 mg CaCO ₃ /L
J5	25	2,0 (BA)	8	0,5	7	0,5	9	temp. (°C): 21
J6	25	-	19	1,8	11	1,2	7,8	.
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,46x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	5		9/8/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	20	6,0 (AC)	18	1	18	1	6,8	turb (uT):
J2	20	5,0 (AC)	14	1	10	0,5	8,2	cor (uC):
J3	20	3,0 (AC)	9	1	8	1	7,3	alcalinidade total:
J4	20	1,0 (BA)	11	1	5	1	8,6	
J5	20	2,0 (BA)	58	5,4	55	5,2	9,3	temp. (°C):
J6	20	-	12	1,4	8	1	8,8	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,46x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	6		9/8/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	15	5,0 (AC)	11	1,3	9	1	7,2	turb (uT):
J2	15	4,0 (AC)	10	1	4	0,5	8,8	cor (uC):
J3	15	3,0 (AC)	15	1,4	5	1	7,6	alcalinidade total:
J4	15	1,0 (BA)	123	12	14	11,6	9,3	
J5	15	2,0 (BA)	25	3,5	125	1,1	8,9	temp. (°C):
J6	15	-	17	2,3	2	0,5	8,6	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,46x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							

ENSAIO	7		9/8/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,5
J1	10	5,0 (AC)	5	1	2	0,5	7,2	turb (uT): 11,0
J2	10	4,0 (AC)	7	1	5	1	7,3	cor (uC): 75
J3	10	3,0 (AC)	16	1,6	4	0,5	7,3	alcalinidade total:
J4	10	1,0 (BA)	101	11,1	100	11	8,3	36,63 mg CaCO ₃ /L
J5	10	1,5 (BA)	103	10,9	103	10,8	9,1	temp. (°C): 21
J6	10	-	26	4,5	11	1,1	8	.
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,46x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	8		9/8/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	5	7,0 (AC)	50	6,8	24	3,9	6,7	turb (uT):
J2	5	6,0 (AC)	50	6	11	2,8	6,5	cor (uC):
J3	5	4,0 (AC)	83	11,5	77	11,1	7	alcalinidade total:
J4	5	1,0 (BA)	94	11	90	11	8,9	
J5	5	1,5 (BA)	94	11,1	88	11	9,6	temp. (°C):
J6	5	-	93	11	81	11	8,8	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,46x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	9		9/8/2007		equipe: Larissa, Lucas			
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	40	4,0 (AC)	120	9,4	106	4,6	6	turb (uT):
J2	40	2,0 (AC)	56	1,4	55	0,5	6,2	cor (uC):
J3	40	1,0 (AC)	26	0,5	25	0,5	6,5	alcalinidade total:
J4	35	4,0 (AC)	73	2,4	61	1,1	6,2	
J5	35	2,0 (AC)	23	1	24	0,5	6,5	temp. (°C):
J6	35	1,0 (AC)	20	1	15	1	6,6	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,46x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							

ENSAIO	10	9/8/2007	equipe: Larissa, Lucas					
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	
J1	30	6,0 (AC)	80	10,9	7,8	10,8	3,3	
J2	30	4,0 (AC)	86	11,1	7,4	10,4	3,6	
J3	30	2,0 (AC)	90	11	151	11	3,8	
J4	25	7,0 (AC)	81	11,2	83	11,1	3,3	
J5	25	2,0 (AC)	141	11	134	10,6	4,3	
J6	25	1,0 (AC)	32	1	34	0,5	6,2	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,46x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	11	9/8/2007	equipe: Larissa, Lucas					
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	
J1	20	8,0 (AC)	74	10,6	76	10,7	3,2	
J2	20	7,0 (AC)	78	11	74	10,4	3,2	
J3	20	2,0 (AC)	113	11	100	8,5	4,4	
J4	15	9,0 (AC)	69	10,4	73	10,1	3,1	
J5	15	8,0 (AC)	77	10,9	77	10,7	3,2	
J6	15	7,0 (AC)	78	11,1	80	10,9	3,3	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,46x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	12	9/8/2007	equipe: Larissa, Lucas					
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	
J1	10	2,5 (AC)	61	8,2	45	5,9	4,3	
J2	10	2,0 (AC)	11	1	13	1	5,7	
J3	10	1,5 (AC)	15	1,8	4	1	6,3	
J4	5	2,5 (AC)	30	4,8	24	3,2	4,8	
J5	5	2,0 (AC)	25	3,3	10	1,9	6,2	
J6	5	1,5 (AC)	74	10,4	14	2,5	6,4	
OBS:	AC: HCl 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 2,46x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							

ENSAIO	1		23/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,8	
J1	40	7,0 (AC)	45	4,5	44	4,5	2,9	turb (uT): 5,5	
J2	40	5,0 (AC)	48	4,2	47	4	3,2	cor (uC): 52	
J3	40	3,0 (AC)	119	5,3	116	5,2	3,4	alcalinidade total:	
J4	40	1,0 (BA)	20	0,5	9	0,5	7,1	33,66 mg CaCO ₃ /L	
J5	40	2,0 (BA)	35	17	10	1	7,7	temp. (°C): 21	
J6	40	-	15	1	7	0,5	7		
OBS:	AC: HCl (1/10) 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,5x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	2		23/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	35	4,0 (AC)	52	5	50	4,7	3,3	turb (uT):	
J2	35	3,0 (AC)	115	5,5	113	5,4	3,5	cor (uC):	
J3	35	2,0 (AC)	132	5,4	130	5,1	3,7	alcalinidade total:	
J4	35	1,0 (BA)	21	1	9	0,5	7,1		
J5	35	2,0 (BA)	24	1,4	11	1	7,9	temp. (°C):	
J6	35	-	11	1	7	0,5	7,1		
OBS:	AC: HCl (1/10) 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,5x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	3		23/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	30	7,0 (AC)	101	3,9	97	3,2	6,8	turb (uT):	
J2	30	5,0 (AC)	15	0,5	11	0,5	6,6	cor (uC):	
J3	30	3,0 (AC)	12	1	5	0,5	7	alcalinidade total:	
J4	30	1,0 (BA)	27	1,7	7	0,5	7,5		
J5	30	2,0 (BA)	21	1,4	18	1,3	8	temp. (°C):	
J6	30	-	30	1,5	6	1	7,4		
OBS:	AC: HCl (1/10) 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,5x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								

ENSAIO	4		23/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,8	
J1	25	7,0 (AC)	13	0,5	11	0,5	6,3	turb (uT): 5,5	
J2	25	5,0 (AC)	7	0,5	6	0,5	7,3	cor (uC): 52	
J3	25	3,0 (AC)	10	0,5	8	0,5	6,7	alcalinidade total:	
J4	25	2,0 (BA)	23	1,4	16	1	8	33,66 mg CaCO ₃ /L	
J5	25	3,0 (BA)	135	6,7	135	6,3	9,1	temp. (°C): 21	
J6	25	-	26	1,5	11	1	7,9		
OBS:	AC: HCl (1/10) 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,5x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	5		23/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	20	7,0 (AC)	13	1	9	0,5	7,2	turb (uT):	
J2	20	5,0 (AC)	13	1	9	1	7,3	cor (uC):	
J3	20	3,0 (AC)	21	1,4	10	1	7,4	alcalinidade total:	
J4	20	2,0 (BA)	84	4,5	67	3,1	8,4		
J5	20	3,0 (BA)	105	6,4	118	6,2	9,5	temp. (°C):	
J6	20	-	28	1,9	14	1	7,9		
OBS:	AC: HCl (1/10) 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,5x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	6		23/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	15	7,0 (AC)	63	4,7	60	2,9	6,3	turb (uT):	
J2	15	5,0 (AC)	15	1	7	0,5	6,6	cor (uC):	
J3	15	3,0 (AC)	13	0,5	9	0,5	7	alcalinidade total:	
J4	15	1,0 (BA)	27	1,6	19	1	7,7		
J5	15	2,0 (BA)	101	6,3	100	5,6	9,1	temp. (°C):	
J6	15	-	32	2,1	20	1,5	7,7		
OBS:	AC: HCl (1/10) 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,5x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								

ENSAIO	7		23/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800		
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,8	
J1	10	7,0 (AC)	14	1	11	0,5	6,5	turb (uT): 5,5	
J2	10	5,0 (AC)	21	1,4	13	1	6,9	cor (uC): 52	
J3	10	3,0 (AC)	20	1,6	16	1	7,1	alcalinidade total:	
J4	10	1,0 (BA)	86	5,7	83	5,5	8,3	33,66 mg CaCO ₃ /L	
J5	10	1,5 (BA)	91	5,5	89	5,3	9	temp. (°C): 21	
J6	10	-	29	2	20	1,3	7,7	.	
OBS:	AC: HCl (1/10) 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,5x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	8		23/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800		
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	5	6,0 (AC)	32	2,7	32	2,5	6,6	turb (uT):	
J2	5	5,0 (AC)	39	4	38	3,6	6,7	cor (uC):	
J3	5	3,0 (AC)	45	3,5	40	3,5	6,9	alcalinidade total:	
J4	5	1,0 (BA)	73	5,6	72	5,4	8,8		
J5	5	1,5 (BA)	75	5,4	74	5,3	9,3	temp. (°C):	
J6	5	-	68	5,3	66	5,3	8		
OBS:	AC: HCl (1/10) 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,5x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	9		23/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5		Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800		
	rec (%): -		VF(cm/min): -		Tf (min): 25		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	40	6,0 (AC)	156	5,5	151	5,3	4,5	turb (uT):	
J2	40	5,0 (AC)	153	6,1	152	5,5	5,1	cor (uC):	
J3	40	4,0 (AC)	153	5	148	4,9	5,9	alcalinidade total:	
J4	35	6,0 (AC)	134	5,1	128	4,8	6,2		
J5	35	5,0 (AC)	152	5,9	133	4,7	5,9	temp. (°C):	
J6	35	4,0 (AC)	147	6,4	145	5,7	6,3		
OBS:	AC: HCl (1/10) 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,5x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								

ENSAIO	10		23/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,8	
J1	30	10,0 (AC)	134	5,6	78	5,5	4,1	turb (uT): 5,5	
J2	25	10,0 (AC)	116	5,6	115	5,4	4,3	cor (uC): 52	
J3	20	10,0 (AC)	99	5,2	98	5,1	5,1	alcalinidade total:	
J4	15	10,0 (AC)	85	4,5	84	4,2	5,8	33,66 mg CaCO ₃ /L	
J5	10	9,0 (AC)	45	3,4	45	2,2	6,6	temp. (°C): 21	
J6	5	9,0 (AC)	37	3	19	1,5	6,3		
OBS:	AC: HCl (1/10) 1,1 N; BA: NaOH1/10 10%; 1,5x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	11		23/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	0		0	0	0	0	0	turb (uT):	
J2	0		0	0	0	0	0	cor (uC):	
J3	0		0	0	0	0	0	alcalinidade total:	
J4	0		0	0	0	0	0		
J5	0		0	0	0	0	0	temp. (°C):	
J6	0		0	0	0	0	0		
OBS:									
ENSAIO	12		23/8/2007		equipe: Larissa, Lucas				
sedimentação (SED)	TS (min): -		VS (cm/min): 1,0; 0,5			Gf (s ⁻¹): 30		Gm (L/s): 800	
	rec (%): -		VF(cm/min): -			Tf (min): 25		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	0		0	0	0	0	0	turb (uT):	
J2	0		0	0	0	0	0	cor (uC):	
J3	0		0	0	0	0	0	alcalinidade total:	
J4	0		0	0	0	0	0		
J5	0		0	0	0	0	0	temp. (°C):	
J6	0		0	0	0	0	0		
OBS:									

**APÊNDICE 2: ENSAIOS TABULADOS DE FLOTAÇÃO POR AR
DISSOLVIDO**

ENSAIO	1		14/9/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,4	
J1	40	7,0 (AC)	158	11,8	157	11,6	4,2	turb (uT): 12,8	
J2	40	5,0 (AC)	162	11,6	159	11,5	5	cor (uC): 84	
J3	40	3,0 (AC)	41	1	39	1	6,1	alcalinidade total:	
J4	40	1,5 (BA)	9	1	5	1	7	33,7 mg CaCO ₃ /L	
J5	40	2,5 (BA)	50	3,4	35	2,2	7,4	temp. (°C): 21	
J6	40	-	9	1	8	0,5	6,6	.	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,41x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	2		14/9/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s-1): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	35	7,0 (AC)	152	11,6	151	11,3	4,5	turb (uT):	
J2	35	5,0 (AC)	137	9,8	124	8,1	5,4	cor (uC):	
J3	35	3,0 (AC)	21	1	18	0,5	6,3	alcalinidade total:	
J4	35	1,5 (BA)	10	1	7	1	7		
J5	35	2,5 (BA)	42	2,9	35	2,1	7,6	temp. (°C):	
J6	35	-	6	0,5	5	0,5	6,9		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,41x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	3		14/9/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s-1): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	30	7,0 (AC)	138	11,4	122	9,5	5	turb (uT):	
J2	30	5,0 (AC)	43	12	39	1	6	cor (uC):	
J3	30	3,0 (AC)	10	1	4,4	0,5	6,4	alcalinidade total:	
J4	30	1,5 (BA)	25	3,7	45	2,1	7,2		
J5	30	2,5 (BA)	95	9	86	8,3	8,1	temp. (°C):	
J6	30	-	10	1	4,9	0,5	7,1		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,41x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								

ENSAIO	4		14/9/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s-1): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,4	
J1	25	7,0 (AC)	13	1,4	4	0,5	6,7	turb (uT): 12,8	
J2	25	5,0 (AC)	10	1	8	0,5	6,4	cor (uC): 84	
J3	25	3,0 (AC)	31	3,9	11	1,4	7	alcalinidade total:	
J4	25	1,5 (BA)	59	5,6	25	2,1	7,5	33,7 mg CaCO ₃ /L	
J5	25	2,5 (BA)	120	10,5	100	9,4	8,3	temp. (°C): 21	
J6	25	-	17	4,5	4	1	7,1	.	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,41x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	5		14/9/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s-1): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	20	7,0 (AC)	21	1	20	1	6	turb (uT):	
J2	20	5,0 (AC)	6	0,5	1	0,5	6,5	cor (uC):	
J3	20	3,0 (AC)	8	1	7	1	6,9	alcalinidade total:	
J4	20	1,5 (BA)	50	4,5	42	3,3	7,7		
J5	20	2,5 (BA)	126	11,3	124	11,1	8,8	temp. (°C):	
J6	20	-	11	1	8	1	7,5		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,41x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	6		14/9/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s-1): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	15	9,0 (AC)	24	2,1	20	1	5,7	turb (uT):	
J2	15	8,0 (AC)	15	1	13	1	6,1	cor (uC):	
J3	15	6,0 (AC)	7	1	5	0,5	6,6	alcalinidade total:	
J4	15	1,0 (BA)	50	5,2	39	3,7	7,7		
J5	15	2,0 (BA)	124	12,2	121	12	9	temp. (°C):	
J6	15	-	39	4,2	25	2,4	7,6		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,41x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								

ENSAIO	7		14/9/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s-1): 50		Gm (L/s): 800		
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,4	
J1	10	9,0 (AC)	5	0,5	4	0,5	6,1	turb (uT): 12,8	
J2	10	8,0 (AC)	6	1	5	0,5	6,3	cor (uC): 84	
J3	10	6,0 (AC)	10	1	4	1	6,7	alcalinidade total:	
J4	10	1,0 (BA)	101	11,6	100	11,3	8,1	33,7 mg CaCO ₃ /L	
J5	10	2,0 (BA)	103	11,8	102	11,7	8,4	temp. (°C): 21	
J6	10	-	60	7,8	52	6,1	9,2	.	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,41x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	8		14/9/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s-1): 50		Gm (L/s): 800		
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	5	9,0 (AC)	36	5,2	22	3,1	6,2	turb (uT):	
J2	5	8,0 (AC)	32	4,7	20	2,7	6,3	cor (uC):	
J3	5	6,0 (AC)	69	9,7	54	7,5	6,8	alcalinidade total:	
J4	5	1,0 (BA)	92	11,7	91	11,6	8,5		
J5	5	2,0 (BA)	93	11,5	90	11,4	9,4	temp. (°C):	
J6	5	-	88	11,6	86	11	7,9		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,41x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	9		1/11/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s-1): 50		Gm (L/s): 800		
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,7	
J1	40	4,0 (AC)	138	6,4	133	5,6	6,8	turb (uT): 7,1	
J2	40	2,0 (BA)	67	3,8	25	1,3	7,1	cor (uC): 62	
J3	40	3,5 (BA)	98	5,2	59	2,5	7,9	alcalinidade total:	
J4	35	4,0 (AC)	60	1,2	56	1	5,8	29,7mg CaCO ₃ /L	
J5	35	2,0 (AC)	23	1,2	17	0,5	6,3	temp. (°C): 26	
J6	35	3,0 (BA)	62	3,3	36	1,4	7,8		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,5 x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								

ENSAIO	10	1/11/2007	equipe: Larissa, Lucas					
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s-1): 50		Gm (L/s): 800
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,7
J1	30	6,0 (AC)	108	5,3	99	4,3	5,5	turb (uT): 7,1
J2	30	2,0 (AC)	16	0,5	8	0,5	6,6	cor (uC): 62
J3	30	2,0 (BA)	31	2,1	12	1	7,5	alcalinidade total:
J4	25	9,0 (AC)	118	7,2	113	7	5	29,7mg CaCO ₃ /L
J5	25	8,0 (AC)	56	2,5	48	1,3	5,8	temp. (°C): 26
J6	25	7,0 (AC)	52	1,4	44	1	6,1	.
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,5 x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	11	1/11/2007	equipe: Larissa, Lucas					
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s-1): 50		Gm (L/s): 800
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,7
J1	20	9,0 (AC)	47	2,2	43	1,5	5,5	turb (uT): 7,1
J2	20	8,0 (AC)	24	0,5	22	0,5	6	cor (uC): 62
J3	20	2,0 (BA)	75	5,5	68	4,9	8	alcalinidade total:
J4	15	4,0 (AC)	8	0,5	6	0,5	7	29,7mg CaCO ₃ /L
J5	15	3,0 (AC)	7	1	6	0,5	7,1	temp. (°C): 26
J6	15	1,5 (BA)	76	6,1	64	5,2	8,2	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,5 x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	12	1/11/2007	equipe: Larissa, Lucas					
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s-1): 50		Gm (L/s): 800
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,7
J1	10	10,0 (AC)	10	0,5	6	0,5	6,8	turb (uT): 7,1
J2	10	5,0 (AC)	6	0,5	3	0,5	6,6	cor (uC): 62
J3	10	4,0 (AC)	8	0,5	4	0,5	6,1	alcalinidade total:
J4	5	10,0 (AC)	27	2,3	17	1,9	6	29,7mg CaCO ₃ /L
J5	5	5,0 (AC)	58	5,6	38	4,1	6,7	temp. (°C): 26
J6	0		0	0	0	0	0	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,5 x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							

ENSAIO	1		5/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5;10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,0	
J1	40	12,0 (AC)	66	6,3	61	6,2	4,6	turb (uT): 10,3	
J2	40	9,0 (AC)	54	6,1	30	3,3	4,9	cor (uC): 79	
J3	40	7,0 (AC)	55	6,7	32	3,8	5,4	alcalinidade total:	
J4	40	1,5 (BA)	74	8,5	33	4	6,9	34,65 mg CaCO ₃ /L	
J5	40	2,5 (BA)	75	8,7	48	5,3	7,2	temp. (°C): 22	
J6	40	-	58	7,1	23	2,9	6,6	.	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,0x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	2		5/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5;10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	35	12,0 (AC)	60	6,2	46	4,7	4,6	turb (uT):	
J2	35	9,0 (AC)	38	4,1	17	2,1	4,9	cor (uC):	
J3	35	7,0 (AC)	42	4,6	20	2,5	5,5	alcalinidade total:	
J4	35	1,5 (BA)	50	5,3	15	1,9	7		
J5	35	2,5 (BA)	64	6,8	40	4,2	7,5	temp. (°C):	
J6	35	-	35	3,6	12	1,6	6,7		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,0x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	3		5/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5;10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	30	7,0 (AC)	53	6,5	26	3,1	5,7	turb (uT):	
J2	30	5,0 (AC)	52	6,3	22	2,8	6	cor (uC):	
J3	30	3,0 (AC)	48	6,1	20	2,8	6,4	alcalinidade total:	
J4	30	2,0 (BA)	70	6,8	41	3,5	7,4		
J5	30	3,0 (BA)	72	7,4	56	5,3	8	temp. (°C):	
J6	30	-	37	4,7	14	1,6	6,9		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,0x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								

ENSAIO	4		5/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5;10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,0	
J1	25	7,0 (AC)	43	4,3	22	2,4	6	turb (uT): 10,3	
J2	25	5,0 (AC)	35	4	18	2,1	6,3	cor (uC): 79	
J3	25	3,0 (AC)	35	3,5	15	1,7	6,5	alcalinidade total:	
J4	25	2,0 (BA)	64	6,9	45	4,5	7,5	34,65 mg CaCO ₃ /L	
J5	25	3,0 (BA)	76	8,7	73	8,1	8,3	temp. (°C): 22	
J6	25	-	32	3,5	11	1,5	7	.	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,0x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	5		5/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5;10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	20	9,0 (AC)	47	6,7	26	3,1	5,7	turb (uT):	
J2	20	6,0 (AC)	53	6,3	28	3,5	6,2	cor (uC):	
J3	20	3,0 (AC)	52	6,4	23	2,7	6,9	alcalinidade total:	
J4	20	2,0 (BA)	69	7,4	60	5,9	8		
J5	20	3,0 (BA)	78	8,4	73	7,5	9	temp. (°C):	
J6	20	-	27	3,4	13	3,1	7,6		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,0x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	6		5/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5;10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	15	9,0 (AC)	27	3,1	14	2,2	5,8	turb (uT):	
J2	15	6,0 (AC)	28	3,9	15	1,8	6,3	cor (uC):	
J3	15	3,0 (AC)	25	2,9	11	1,4	6,7	alcalinidade total:	
J4	15	2,0 (BA)	78	8,9	74	8,8	8,4		
J5	15	3,0 (BA)	78	9,2	71	7,7	9,5	temp. (°C):	
J6	15	-	34	3,6	15	1,8	7,5		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,0x10 ⁵ <i>cylindrospermopsis raciborskii</i>								

ENSAIO	7		5/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5;10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,0	
J1	10	9,0 (AC)	39	4,9	19	2,1	5,9	turb (uT): 10,3	
J2	10	6,0 (AC)	41	5,1	17	2,2	6,4	cor (uC): 79	
J3	10	3,0 (AC)	47	5,2	20	2,3	6,8	alcalinidade total:	
J4	10	1,5 (BA)	78	9	77	8	8,2	34,65 mg CaCO ₃ /L	
J5	10	2,0 (BA)	79	8,8	76	8,3	8,9	temp. (°C): 22	
J6	10	-	60	6,9	41	4,2	7,4	.	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,0x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	8		5/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5;10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	5	12,0 (AC)	40	5,4	18	2,2	5,5	turb (uT):	
J2	5	9,0 (AC)	57	3,7	13	1,7	6,1	cor (uC):	
J3	5	6,0 (AC)	35	6,2	39	3,9	6,8	alcalinidade total:	
J4	5	1,0 (BA)	76	8,6	73	8,5	8		
J5	5	1,5 (BA)	76	8,3	72	7,4	9,2	temp. (°C):	
J6	5	-	60	6,1	52	4,9	7,9		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,0x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	9		21/11/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5;10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,8	
J1	40	5,0 (AC)	42	3,8	21	2,2	5,7	turb (uT): 3,8	
J2	40	3,0 (AC)	35	3,3	22	1,9	6,2	cor (uC): 50	
J3	40	3,0 (BA)	49	4,6	35	3,2	7,8	alcalinidade total:	
J4	35	5,0 (AC)	25	3,1	13	1,6	6	29,70 mg CaCO ₃ /L	
J5	35	3,0 (AC)	29	2,9	10	1,3	6,4	temp. (°C):24	
J6	35	3,0 (BA)	46	3,5	30	2,3	7,9		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,0x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								

ENSAIO	10		21/11/2007		equipe: Larissa, Lucas			
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5;10		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,8
J1	25	9,0 (AC)	26	2,1	12	1,1	5,5	turb (uT): 3,8
J2	25	8,0 (AC)	31	3,2	13	1,3	5,9	cor (uC): 50
J3	25	2,5 (BA)	45	3,6	41	3,3	8,1	alcalinidade total:
J4	20	5,0 (AC)	26	2,9	9	1,1	6,2	29,70 mg CaCO ₃ /L
J5	20	4,0 (AC)	24	2,2	9	1,1	6,6	temp. (°C):24
J6	15	2,0 (AC)	17	1,7	7	1	6,8	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,0x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>							
ENSAIO	11		21/11/2007		equipe: Larissa, Lucas			
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5;10		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,8
J1	15	1,0 (BA)	36	3,1	17	1,8	7,4	turb (uT): 3,8
J2	15	1,5 (BA)	42	3,9	37	4	7,9	cor (uC): 50
J3	10	11,0 (AC)	31	2,6	15	1,4	5,8	alcalinidade total:
J4	10	1,0 (BA)	44	3,8	43	3,7	8	29,70 mg CaCO ₃ /L
J5	5	4,0 (AC)	17	1,8	7	1	7,2	temp. (°C):24
J6	5	2,,0 (AC)	17	1,8	8	1	7,4	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,0x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>							
ENSAIO	12				equipe: Larissa, Lucas			
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5;10		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 0,5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	0		0	0	0	0	0	turb (uT):
J2	0		0	0	0	0	0	cor (uC):
J3	0		0	0	0	0	0	alcalinidade total:
J4	0		0	0	0	0	0	
J5	0		0	0	0	0	0	temp. (°C):
J6	0		0	0	0	0	0	
OBS:								

ENSAIO	1		19/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,1	
J1	40	4,0 (AC)	130	4,6	121	3,8	5,9	turb (uT): 8,7	
J2	40	3,0 (AC)	137	4,5	128	3,9	6,3	cor (uC): 85	
J3	40	2,0 (AC)	110	3,4	98	2,1	6,4	alcalinidade total:	
J4	40	1,5 (BA)	44	2,3	31	1,4	6,9	32,67 mg CaCO ₃ /L	
J5	40	3,5 (BA)	54	2,9	35	1,6	7,1	temp. (°C): 23	
J6	40	-	40	1,9	30	1	6,7	.	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,8x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	2		19/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	35	4,0 (AC)	117	4,2	112	3,9	6,1	turb (uT):	
J2	35	3,0 (AC)	104	2,9	103	2,7	6,2	cor (uC):	
J3	35	2,0 (AC)	32	1,7	28	1,4	6,6	alcalinidade total:	
J4	35	1,5 (BA)	54	2,9	33	1,8	7,6		
J5	35	3,5 (BA)	78	4,2	67	3,6	8,4	temp. (°C):	
J6	35	-	30	1,5	20	1,1	7,1		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,8x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	3		19/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	30	4,0 (AC)	55	2,2	51	1,7	6,4	turb (uT):	
J2	30	3,0 (AC)	40	1,9	35	1,6	6,5	cor (uC):	
J3	30	2,0 (AC)	33	1,8	25	1,1	6,7	alcalinidade total:	
J4	30	1,5 (BA)	64	3,8	50	2,9	7,3		
J5	30	3,5 (BA)	172	8,5	165	8,2	8,9	temp. (°C):	
J6	30	-	39	2,3	26	1,3	7,2		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,8x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								

ENSAIO	4		19/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,1	
J1	25	7,0 (AC)	83	3,7	80	3,3	5,9	turb (uT): 8,7	
J2	25	5,0 (AC)	65	2	64	1,8	6,3	cor (uC): 85	
J3	25	3,0 (AC)	24	1	23	1	6,6	alcalinidade total:	
J4	25	1,5 (BA)	58	3,5	54	3	7,3	32,67 mg CaCO ₃ /L	
J5	25	2,5 (BA)	104	5,6	98	5,1	8,3	temp. (°C): 23	
J6	25	-	32	1,8	25	1,3	6,9	.	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,8x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	5		19/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	20	7,0 (AC)	72	4,1	56	2,3	6,1	turb (uT):	
J2	20	5,0 (AC)	52	3,2	23	1,2	6,6	cor (uC):	
J3	20	3,0 (AC)	38	2,6	24	1,4	6,4	alcalinidade total:	
J4	20	1,5 (BA)	78	5,3	63	3,8	7,6		
J5	20	2,5 (BA)	133	7,8	132	7,1	8,4	temp. (°C):	
J6	20	-	63	3,9	43	2,3	7,2		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,8x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	6		19/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	15	7,0 (AC)	33	2,3	22	1,2	6,2	turb (uT):	
J2	15	5,0 (AC)	34	2,3	20	1,1	6,5	cor (uC):	
J3	15	3,0 (AC)	48	3,2	35	2,1	6,7	alcalinidade total:	
J4	15	1,5 (BA)	111	8,3	108	6,9	8		
J5	15	2,5 (BA)	116	7,4	115	7	9,2	temp. (°C):	
J6	15	-	54	3,6	45	2,9	7,5		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,8x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								

ENSAIO	7		19/10/2007		equipe: Larissa, Lucas			
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,1
J1	10	9,0 (AC)	36	2,8	21	1,3	6	turb (uT): 8,7
J2	10	7,0 (AC)	41	3,2	19	1,4	6,1	cor (uC): 85
J3	10	5,0 (AC)	56	3,8	42	2,9	6,7	alcalinidade total:
J4	10	1,5 (BA)	98	7,3	94	7	8,8	32,67 mg CaCO ₃ /L
J5	10	2,0 (BA)	97	6,9	94	6,9	9,2	temp. (°C): 23
J6	10	-	66	5	62	4,4	7,5	.
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,8x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>							
ENSAIO	8		19/10/2007		equipe: Larissa, Lucas			
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	5	9,0 (AC)	75	6,9	65	5,9	6,4	turb (uT):
J2	5	7,0 (AC)	76	6,7	65	5,6	6,6	cor (uC):
J3	5	5,0 (AC)	77	7,9	69	6,9	6,7	alcalinidade total:
J4	5	0,5 (BA)	81	6,8	77	6,7	7,9	
J5	5	1,0 (BA)	84	6,8	81	6,4	8,6	temp. (°C):
J6	5	-	80	6,5	75	6,3	7,7	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,8x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>							
ENSAIO	9		19/10/2007		equipe: Larissa, Lucas			
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	40	4,0 (BA)	149	6,7	116	5	8,5	turb (uT):
J2	40	5,0 (BA)	201	8,2	193	8,1	9,3	cor (uC):
J3	40	6,0 (BA)	207	8,5	202	8	9,8	alcalinidade total:
J4	35	7,0 (AC)	124	5,6	112	4,2	4,8	
J5	35	6,0 (AC)	131	5,8	114	4,5	5,3	temp. (°C):
J6	35	2,5 (BA)	85	4,6	52	2,8	7,3	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,8x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>							

ENSAIO	10		19/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800		
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 8,1	
J1	30	7,0 (AC)	103	4,9	100	4,4	5,4	turb (uT): 8,7	
J2	30	5,0 (AC)	102	4	47	3,4	6	cor (uC): 85	
J3	30	2,0 (BA)	70	3,6	60	2,9	7,3	alcalinidade total:	
J4	25	9,0 (AC)	92	4,3	86	3,7	4,8	32,67 mg CaCO ₃ /L	
J5	25	8,0 (AC)	93	4	88	3,8	5,4	temp. (°C): 23	
J6	25	2,0 (BA)	66	4,2	55	3,2	7,4		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,8x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	11		19/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800		
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	20	9,0 (AC)	92	6	78	4	5,3	turb (uT):	
J2	20	8,0 (AC)	78	4,5	66	3,3	6	cor (uC):	
J3	20	2,0 (BA)	117	6,4	95	5,8	8,2	alcalinidade total:	
J4	15	10,0 (AC)	74	4,7	63	3,7	5,6		
J5	15	9,0 (AC)	61	3,5	53	2,5	6,1	temp. (°C):	
J6	15	8,0 (AC)	42	2,5	29	1,6	6,3		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,8x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								
ENSAIO	12		19/10/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800		
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	cloreto férrico	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	10	12,0 (AC)	58	4,2	47	3,3	5	turb (uT):	
J2	10	10,0 (AC)	37	2,5	25	1,4	6	cor (uC):	
J3	10	1,0 (BA)	101	7,2	96	6,8	7,6	alcalinidade total:	
J4	5	12,0 (AC)	59	6,4	51	4,1	5,9		
J5	5	3,0 (AC)	94	7,8	84	7,9	9,9	temp. (°C):	
J6	0		0	0	0	0	0		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 1,8x10 ⁵ <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>								

ENSAIO	1		8/11/2007		equipe: Larissa, Lucas			
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,5
J1	40	7,0 (AC)	48	6,1	21	2,8	5,1	turb (uT): 10,5
J2	40	5,0 (AC)	33	4,5	16	1,9	5,9	cor (uC): 92
J3	40	3,0 (AC)	44	4,3	14	1,9	6,1	alcalinidade total:
J4	40	1,0 (BA)	20	2,1	10	1	6,8	34,65 mg CaCO ₃ /L
J5	40	2,0 (BA)	29	3,2	15	1,3	7,9	temp. (°C): 25
J6	40	-	21	2,7	9,2	1	6,6	.
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	2		8/11/2007		equipe: Larissa, Lucas			
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	35	7,0 (AC)	22	2,3	12	1,1	5,6	turb (uT):
J2	35	5,0 (AC)	17	2,1	10	1	6	cor (uC):
J3	35	3,0 (AC)	15	1,7	9	1	6,4	alcalinidade total:
J4	35	1,0 (BA)	12	1,1	8	1	7,1	
J5	35	2,0 (BA)	16	1,5	11	1	7,5	temp. (°C):
J6	35	-	17	1	8	1	6,7	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	3		8/11/2007		equipe: Larissa, Lucas			
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	30	7,0 (AC)	1,4	2,2	14	1,3	5,1	turb (uT):
J2	30	5,0 (AC)	2,3	2,1	11	1	6	cor (uC):
J3	30	3,0 (AC)	2,9	2,4	11	1	6,3	alcalinidade total:
J4	30	1,5 (BA)	13	1,2	9	1	6,7	
J5	30	2,5 (BA)	18	1,7	14	1,2	7,6	temp. (°C):
J6	30	-	10	1	8	1	6,9	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							

ENSAIO	4		8/11/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,5	
J1	25	8,0 (AC)	26	3,1	13	1,4	5,5	turb (uT): 10,5	
J2	25	6,0 (AC)	17	2	9	1	6,2	cor (uC): 92	
J3	25	4,0 (AC)	17	2	8	1	6,5	alcalinidade total:	
J4	25	1,5 (BA)	19	1,7	10	1	7,3	34,65 mg CaCO ₃ /L	
J5	25	2,5 (BA)	61	6,8	34	3,7	8,3	temp. (°C): 25	
J6	25	-	12	1,3	7	1	7,3	.	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	5		8/11/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	20	8,0 (AC)	34	4,1	14	1,2	6	turb (uT):	
J2	20	6,0 (AC)	23	3	11	1	6,3	cor (uC):	
J3	20	4,0 (AC)	26	2,8	11	1,1	6,8	alcalinidade total:	
J4	20	1,5 (BA)	26	2,8	24	1,4	7,7		
J5	20	2,5 (BA)	87	10	84	9,7	8,5	temp. (°C):	
J6	20	-	29	1,5	8	1	7,5		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	6		8/11/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	15	8,0 (AC)	20	2,4	12	1,1	6,1	turb (uT):	
J2	15	6,0 (AC)	16	1,7	10	1	6,6	cor (uC):	
J3	15	4,0 (AC)	15	1,5	8	1	6,8	alcalinidade total:	
J4	15	1,0 (BA)	19	1,8	14	1,2	7,4		
J5	15	2,0 (BA)	77	9,5	80	9,3	8,3	temp. (°C):	
J6	15	-	13	1,1	9	1	7,6		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								

ENSAIO	7		8/11/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,5	
J1	10	10,0 (AC)	49	6,2	24	2,9	5,9	turb (uT): 10,5	
J2	10	8,0 (AC)	48	6,3	21	2,8	6,3	cor (uC): 92	
J3	10	6,0 (AC)	52	6,7	24	2,9	6,6	alcalinidade total:	
J4	10	1,0 (BA)	86	9,4	78	9	7,8	34,65 mg CaCO ₃ /L	
J5	10	1,5 (BA)	84	9,3	79	9,1	8,3	temp. (°C): 25	
J6	10	-	46	5,3	18	1,9	7,7	.	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	8		8/11/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	5	10,0 (AC)	33	4,1	13	1,4	6,1	turb (uT):	
J2	5	8,0 (AC)	29	3,3	13	1,5	6,4	cor (uC):	
J3	5	6,0 (AC)	62	7	24	4,3	6,7	alcalinidade total:	
J4	5	1,0 (BA)	82	9,4	80	8,9	6,9		
J5	5	1,5 (BA)	84	9,5	81	9	8,3	temp. (°C):	
J6	5	-	84	9,4	75	8,5	7,3		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	9		8/11/2007		equipe: Larissa, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -			Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10			Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	40	6,0 (AC)	40	5,5	13	1,5	5,5	turb (uT):	
J2	40	4,0 (AC)	29	3,9	10	1,2	6,1	cor (uC):	
J3	40	1,5 (BA)	30	3,4	10	1,1	7	alcalinidade total:	
J4	35	1,5 (BA)	23	2,2	8	1	7,1		
J5	35	2,5 (BA)	26	3,3	11	1,2	7,7	temp. (°C):	
J6	30	6,0 (AC)	26	3,4	9	1,1	6,3		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								

ENSAIO	10	8/11/2007	equipe: Larissa, Lucas					
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	
J1	30	3,0 (BA)	63	7	43	4,5	8,2	turb (uT): 10,5
J2	25	3,0 (AC)	8	1	7	1	6,9	cor (uC): 92
J3	25	2,0 (BA)	27	2,9	15	1,7	7,9	alcalinidade total:
J4	20	10,0 (AC)	22	2,5	12	1,4	5,5	34,65 mg CaCO ₃ /L
J5	20	9,0 (AC)	17	2,5	11	1,3	5,8	temp. (°C): 25
J6	15	10,0 (AC)	24	3	12	1,7	5,9	.
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	11	8/11/2007	equipe: Larissa, Lucas					
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	
J1	15	9,0 (AC)	39	4,5	17	1,8	5,9	turb (uT):
J2	15	3,0 (AC)	23	2,5	9	1,1	6,7	cor (uC):
J3	10	12,0 (AC)	55	6,3	24	2,7	5,3	alcalinidade total:
J4	10	3,0 (AC)	29	3,5	10	1,2	6,8	
J5	5	12,0 (AC)	38	3,9	21	1,8	5,7	temp. (°C):
J6	5	3,0 (AC)	71	7,5	34	3,6	7	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	12	8/11/2007	equipe: Larissa, Lucas					
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 5; 10		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 10 cm/min		V2 = 5 cm/min		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	
J1	0		0	0	0	0	0	turb (uT):
J2	0		0	0	0	0	0	cor (uC):
J3	0		0	0	0	0	0	alcalinidade total:
J4	0		0	0	0	0	0	
J5	0		0	0	0	0	0	temp. (°C):
J6	0		0	0	0	0	0	
OBS:								

ENSAIO	1		18/2/2008		equipe: Ana, Bruno, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800		
	rec (%): 10		VF(cm/min): 0,5; 1,0		Tf (min): 15		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/s		V2 = 0,5 cm/s		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,8	
J1	40	6,0 (AC)	21	3,2	8	1	5,7	turb (uT): 10,5	
J2	40	5,0 (AC)	13	1,8	13	1	5,8	cor (uC): 58	
J3	40	3,0 (AC)	5	2,6	12	0,5	6,3	alcalinidade total:	
J4	40	1,0 (BA)	4	1,4	4	1	7,8	30,69 mg CaCO ₃ /L	
J5	40	2,0 (BA)	9	2,6	10	1,4	7,8	temp. (°C): 25	
J6	40	-	6	0,5	8	1,6	7,4	.	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>Microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	2		18/2/2008		equipe: Ana, Bruno, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800		
	rec (%): 10		VF(cm/min): 0,5; 1,0		Tf (min): 15		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/s		V2 = 0,5 cm/s		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	35	7,0 (AC)	12	1,3	13	1,8	5,5	turb (uT):	
J2	35	5,0 (AC)	8	1,1	16	0,5	6,5	cor (uC):	
J3	35	3,0 (AC)	14	1,3	13	0,5	6,2	alcalinidade total:	
J4	35	1,0 (BA)	9	1,1	13	1,1	7,2		
J5	35	2,0 (BA)	12	1,7	12	0,5	7,4	temp. (°C):	
J6	35	2,5 (BA)	20	2,3	16	1,7	8		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	3		18/2/2008		equipe: Ana, Bruno, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800		
	rec (%): 10		VF(cm/min): 0,5; 1,0		Tf (min): 15		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/s		V2 = 0,5 cm/s		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	30	5,5 (AC)	12	0,5	8	0,5	6,1	turb (uT):	
J2	30	5,0 (AC)	10	1	8	0,5	6,3	cor (uC):	
J3	30	3,0 (AC)	21	1,1	12	0,5	6,2	alcalinidade total:	
J4	30	1,0 (BA)	17	1,8	8	1,1	7		
J5	30	2,0 (BA)	60	10,4	50	10,2	8,5	temp. (°C):	
J6	30	2,5 (BA)	61	10,2	55	10,1	8,7		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>microcystis protocystis</i>								

ENSAIO	4		18/2/2008		equipe: Ana, Bruno, Lucas			
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 0,5; 1,0		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/s		V2 = 0,5 cm/s		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,8
J1	25	8,0 (AC)	24	3,1	12	1,9	5,9	turb (uT): 10,5
J2	25	6,0 (AC)	22	3,6	20	1,3	6	cor (uC): 58
J3	25	4,0 (AC)	0	0	0	0	0	alcalinidade total:
J4	25	1,5 (BA)	30	5,5	14	2,2	7,3	30,69 mg CaCO ₃ /L
J5	25	2,0 (BA)	53	10,7	46	9,1	7,7	temp. (°C): 25
J6	25	2,5 (BA)	48	9,8	47	9,5	8	.
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	5		18/2/2008		equipe: Ana, Bruno, Lucas			
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 0,5; 1,0		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/s		V2 = 0,5 cm/s		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	20	10,0 (AC)	16	2,2	13	0,5	5,6	turb (uT):
J2	20	8,0 (AC)	13	1,3	10	0,5	5,9	cor (uC):
J3	20	5,0 (AC)	11	1	10	0,5	6,2	alcalinidade total:
J4	20	1,0 (BA)	55	10,2	46	8,2	7,3	
J5	20	1,5 (BA)	57	10,2	50	10,1	7,6	temp. (°C):
J6	20	2,0 (BA)	58	10,2	54	10,2	7,9	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>microcystis protocystis</i>							
ENSAIO	6		18/2/2008		equipe: Ana, Bruno, Lucas			
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800	
	rec (%): 10		VF(cm/min): 0,5; 1,0		Tf (min): 15		Tm (s): 30	
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/s		V2 = 0,5 cm/s		ÁGUA BRUTA	
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:
J1	15	12,0 (AC)	15	1,4	14	1,7	5,5	turb (uT):
J2	15	8,0 (AC)	13	1,4	12	1,6	6,1	cor (uC):
J3	15	6,0 (AC)	12	1	11	0,5	6,5	alcalinidade total:
J4	15	4,0 (AC)	11	0,5	14	1,1	6,6	
J5	15	1,0 (BA)	53	9,6	55	9,7	7,6	temp. (°C):
J6	15	1,5 (BA)	52	9,3	53	1,1	8	
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>microcystis protocystis</i>							

ENSAIO	7		18/2/2008		equipe: Ana, Bruno, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800		
	rec (%): 10		VF(cm/min): 0,5; 1,0		Tf (min): 15		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/s		V2 = 0,5 cm/s		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH: 7,8	
J1	10	12,0 (AC)	46	7,6	16	8	5,2	turb (uT): 10,5	
J2	10	9,0 (AC)	16	2,2	15	1,6	6,1	cor (uC): 58	
J3	10	7,0 (AC)	16	1,8	26	7,6	6,3	alcalinidade total:	
J4	10	4,0 (AC)	18	2,5	18	2,5	6,5	30,69 mg CaCO ₃ /L	
J5	10	1,0 (BA)	50	7,2	53	9,4	7,7	temp. (°C): 25	
J6	10	1,5 (BA)	58	9,7	54	9,3	8,5		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	8		18/2/2008		equipe: Ana, Bruno, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800		
	rec (%): 10		VF(cm/min): 0,5; 1,0		Tf (min): 15		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/s		V2 = 0,5 cm/s		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	5	12,0 (AC)	49	8,1	46	8	5,5	turb (uT):	
J2	5	10,0 (AC)	50	8,6	43	7,3	5,7	cor (uC):	
J3	5	8,0 (AC)	53	8,3	50	8	6,2	alcalinidade total:	
J4	5	1,0 (BA)	56	9,3	56	9,2	8		
J5	5	1,5 (BA)	56	9,3	56	9,2	8,9	temp. (°C):	
J6	5	-	56	9,3	58	9,3	7,7		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>microcystis protocystis</i>								
ENSAIO	9		18/2/2008		equipe: Ana, Bruno, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800		
	rec (%): 10		VF(cm/min): 0,5; 1,0		Tf (min): 15		Tm (s): 30		
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/s		V2 = 0,5 cm/s		ÁGUA BRUTA		
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH	pH:	
J1	35	1,0 (BA)	11	2	10	0,5	6,8	turb (uT):	
J2	35	2,0 (BA)	12	1,5	10	0,5	7,3	cor (uC):	
J3	35	2,5 (BA)	21	1,4	13	0,5	7,6	alcalinidade total:	
J4	30	5,5 (AC)	12	0,5	11	0,5	5,9		
J5	30	1,5 (BA)	11	0,5	13	0,5	7	temp. (°C):	
J6	30	2,0 (BA)	17	0,5	13	0,5	7,5		
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>microcystis protocystis</i>								

ENSAIO	10	18/2/2008	equipe: Ana, Bruno, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800
	rec (%): 10		VF(cm/min): 0,5; 1,0		Tf (min): 15		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/s		V2 = 0,5 cm/s		ÁGUA BRUTA
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH
J1	25	4,0 (AC)	12	0,5	13	0,5	6,8
J2	10	11,0 (AC)	15	2,3	14	1,5	5,9
J3	5	4,0 (AC)	54	9,3	52	8,9	6,9
J4	0	-	0	0	0	0	0
J5	0	-	0	0	0	0	0
J6	0	-	0	0	0	0	0
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>microcystis protocystis</i>						
ENSAIO	11	18/2/2008	equipe: Ana, Bruno, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800
	rec (%): 10		VF(cm/min): 0,5; 1,0		Tf (min): 15		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/s		V2 = 0,5 cm/s		ÁGUA BRUTA
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH
J1	0	-	0	0	0	0	0
J2	0	-	0	0	0	0	0
J3	0	-	0	0	0	0	0
J4	0	-	0	0	0	0	0
J5	0	-	0	0	0	0	0
J6	0	-	0	0	0	0	0
OBS:	AC: HCl(1/5) 1,1 N; BA: NaOH(1/10) 10%; 2,9x10 ⁵ <i>microcystis protocystis</i>						
ENSAIO	12	18/2/2008	equipe: Ana, Bruno, Lucas				
flotação por ar dissolvido (FAD)	TS (min): 10		VS (cm/min): -		Gf (s ⁻¹): 50		Gm (L/s): 800
	rec (%): 10		VF(cm/min): 0,5; 1,0		Tf (min): 15		Tm (s): 30
JARRO	coagulante (mg/L)	ajuste de pH (mL)	V1 = 1,0 cm/s		V2 = 0,5 cm/s		ÁGUA BRUTA
	sulfato de alumínio	ácido ou base	COR	TURB	COR	TURB	pH
J1	0	-	0	0	0	0	0
J2	0	-	0	0	0	0	0
J3	0	-	0	0	0	0	0
J4	0	-	0	0	0	0	0
J5	0	-	0	0	0	0	0
J6	0	-	0	0	0	0	0
OBS:							