



UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
CAMPUS DE JI-PARANÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL



MARCOS LEANDRO ALVES NUNES

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE DIFERENTES PRODUTOS
QUÍMICOS UTILIZADOS NA COAGULAÇÃO DA ÁGUA**

Ji-Paraná

2011

MARCOS LEANDRO ALVES NUNES

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE DIFERENTES PRODUTOS
QUÍMICOS UTILIZADOS NA COAGULAÇÃO DA ÁGUA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental, Fundação Universidade Federal de Rondônia, *Campus* de Ji-Paraná, como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Ana Lúcia Denardin da Rosa

Co-orientadora: Margarida Marchetto

Ji-Paraná

2011

Nunes, Marcos Leandro Alves
N972a Avaliação da eficiência de diferentes produtos químicos utilizados
2011 na coagulação da água / Marcos Leandro Alves Nunes ; orientadora,
Ana Lúcia Denardin da Rosa. -- Ji-Paraná, 2011
78 f. : 30cm

Trabalho de conclusão do curso de Engenharia Ambiental. –
Universidade Federal de Rondônia, 2011
Inclui referências

1. Tratamento da água. 2. Água – Controle de qualidade.
3. Água - Purificação. 4. Qualidade da água – Rondônia. I. Rosa,
Ana Lúcia Denardin da. II. Universidade Federal de Rondônia.
III. Título

CDU 628.16 (811.1)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
CAMPUS DE JI-PARANÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL



TÍTULO: AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE DIFERENTES PRODUTOS QUÍMICOS UTILIZADOS NA COAGULAÇÃO DA ÁGUA

AUTOR: MARCOS LEANDRO ALVES NUNES

O presente Trabalho de Conclusão de Curso foi defendido como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e aprovado pelo Departamento de Engenharia Ambiental, Fundação Universidade Federal de Rondônia, *Campus* de Ji-Paraná, no dia 16 de novembro de 2011.

Beatriz Gomes Machado
Universidade Federal de Rondônia

Elisabete Lourdes Nascimento
Universidade Federal de Rondônia

Ana Lúcia Denardin da Rosa
Universidade Federal de Rondônia

Ji-Paraná, 16 de novembro de 2011.

AGRADECIMENTOS

A minha orientadora Ana Lúcia Denardin da Rosa e minha co-orientadora Margarida Marchetto, responsável em direcionar-me à pesquisa.

Aos meus amigos Alberto Dresch Webler, Angélica Salame e Sandra Ferronato Francener pela ajuda prestada nas coletas e análises nos horários mais inconvenientes. Assim como, a Edilene da Silva pela disposição em ajudar e pelos momentos de descontração no laboratório.

Ao Vinícius Alexandre Sikora de Souza pelas suas sugestões e ajuda.

Ao Douglas Silvério Gomes e Priscylla Lustosa Bezerra pelo auxílio prestado nas análises de DBO.

Ao Departamento de Engenharia Ambiental pelo suporte oferecido e incentivo à pesquisa.

Ao Instituto Federal de Rondônia (IFRO), em especial à Márcia.

Ao LBA (*The Large Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia*) pelos dados de precipitação fornecidos.

À Companhia de Água e Esgoto de Rondônia (CAERD) e toda a sua equipe de técnicos, esmerados e sempre atenciosos. Muito obrigado ao Senhor Aparecido, representante desse grupo.

Novamente, ao Alberto Dresch Webler e à Josiane de Brito Gomes, pela suas amizades e generosidades e a todos os colegas não menos importantes que estiveram comigo nestes 5 anos.

E, a minha família, uma conquista possível graças ao seu apoio e incentivo. Enfim, nossa conquista, compartilho com vocês.

Reitero, a todos vocês, muito obrigado.

RESUMO

Situada nas proximidades do exutório da bacia do rio Urupá, a Estação de Tratamento de Água (ETA) de Ji-Paraná é circunvizinhada pela cidade de Ji-Paraná. Sua área urbanizada é o ponto mais antropizado da bacia e, conseqüentemente, o mais degradado. O rio Urupá dispõe de uma série histórica da variação de suas vazões, entretanto, não se pode dizer o mesmo quanto aos dados de qualidade da água e da eficiência nas etapas de tratamento com coagulantes. Assim, este estudo pretendeu observar a tendência do índice de qualidade da água (IQA) captada no rio Urupá, em cinco semanas de monitoramento em cada período, distribuídas equitativamente nas estações chuvosa e seca da região; bem como determinar o ponto ótimo de ação dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico em ambos os períodos do ano. No cálculo do IQA foram utilizados nove parâmetros (pH, temperatura, turbidez, Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, sólidos totais, nitrato, fósforo total e *Escherichia coli*). Para a estação chuvosa o IQA apresentou valores que exprimem qualidade média da água, com média de 62,00. Enquanto, na estação seca seu valor médio de 79,83 denota qualidade boa da água. O aumento do índice de uma estação para outra foi de 28,76%, e o fim do deflúvio superficial parece ser o principal fator responsável pela melhora das características da água. Os ensaios de tratabilidade da água foram realizados em reatores estáticos com águas do rio Urupá. A concentração de coagulante (10 a 40mg.L⁻¹) e pH (3-10) foram variadas para a elaboração de diagramas de coagulação. Já os parâmetros hidráulicos, como os gradientes de mistura rápida e lenta, assim como, os tempos de coagulação, floculação e sedimentação foram mantidos constantes para reproduzir as condições da ETA. Para o sulfato de alumínio, os diagramas apontaram a dosagem de 30mg.L⁻¹, associado ao pH 7, capaz de proporcionar a máxima remoção de turbidez e cor na estação chuvosa, e no período seco, a utilização de 35 e 40mg.L⁻¹ deste coagulante associado aos pH 8 e 9 resultaram na maior eficiência na remoção de ambas as variáveis. Na estação chuvosa foi necessário adicionar a água uma concentração de 30mg.L⁻¹ de cloreto férrico conjugado ao pH 5 para ter a máxima remoção de turbidez e 35mg.L⁻¹ para a maior remoção de cor. Na estação seca, as dosagens 20mg.L⁻¹ em pH 7 resultaram na menor turbidez residual e 25mg.L⁻¹ em pH 7 no menor valor de cor. Assim, os dados sobre o IQA e a análise dos resultados dos ensaios de tratabilidade sugerem a influência preponderante da sazonalidade em seus valores, sendo seu efeito observado na melhora na qualidade da água devido à diminuição das bactérias fecais e turbidez, além da melhor eficiência na remoção de turbidez e cor na estação chuvosa para os coagulantes testados.

Palavras-chave: Manancial de água superficial; qualidade da água; sazonalidade; tratabilidade da água; coagulação.

ABSTRACT

Situated near the outfall from the basin of Urupa river, the Ji-Parana city's water Treatment Plant (WTP) is surrounded by the town of Ji-Parana. The urbanized area of this city is the most anthropic point of the basin and, consequently, the biggest area degraded in the basin. The river Urupa has a series of changes in their flow, however, one can not say the same about the water quality data. Thus, the purpose of this study was to assess water quality, measured in ten week in the rainy and dry season, as well as evaluate effectiveness of aluminum sulfate and iron chloride in reducing apparent color and turbidity in both periods. The Water Quality Index (WQI) was calculated from nine parameters (pH, temperature, turbidity, DO, BOD, total solids, nitrate, phosphate and Escherichia coli). Seasonal averages were calculated for the rainy and dry season. The values for the rainy season express medium quality's water, and the average was 62 for the period. While in the dry season average value was 79,83 and indicated a good water quality. The rise in WQI from one station to another was 28,76%, and the end of surface runoff it seems to be the main factor responsible for the improvement of water features. Experiments the water treatment had been carried through in static reactors with surface water of the River Urupa. The concentration of coagulant (10 to 40 mg.L⁻¹) and the pH (3 to 10) were varied to constructing coagulation diagrams. The gradients of fast and slow mixture, thus as, the coagulation times, flocculation and sedimentation were kept constant to reproduce the conditions of WTP. These diagrams showed that the removal efficiency of turbidity and color was got with 30mg.L⁻¹ of aluminum sulfate, associated to the pH 7, in the rainy season. In dry periods the use of 35 and 40mg.L⁻¹ this coagulant associated the pH 8 and 9 resulted in the best removals of the both parameters. The iron chloride, in the rainy season required 30mg.L⁻¹ at pH 5 to have the maximum removal of turbidity and 35mg.L⁻¹ for greater removal of color. In the dry season, the dosages 20mg.L⁻¹ at pH 7 resulted in lower residual turbidity and 25mg.L⁻¹ at pH 7 resulted in lower residual of color. In this way, the WQI values and analysis of results of treatability tests indicate significant influence to normal seasonal variation on its values. The most significant factor in the variation in water quality due to decreases in fecal bacteria and turbidity and better efficiency in removing turbidity and color occur in the rainy season for the coagulants tested.

Keywords: Surface water source; water quality; seasonality; water treatment; coagulation.

Sumário

INTRODUÇÃO.....	13
1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
1.1 TESTE DE PUREZA DA ÁGUA – QUALIDADE BACTERIOLÓGICA.....	15
1.1.1 <i>Escherichia coli</i>	16
1.1.2 Coliformes Totais.....	16
1.1.3 Análises microbiológicas: Método da membrana filtrante em meio cromogênico.....	16
1.1.4 Diluição seriada.....	18
1.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	19
1.2.1 Temperatura.....	19
1.2.2 Oxigênio dissolvido (OD).....	20
1.2.3 Potencial hidrogeniônico (pH).....	21
1.2.4 Nitrato e nitrito.....	21
1.2.5 Fósforo total.....	22
1.2.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO ₅	23
1.2.7 Sólidos Totais.....	23
1.2.8 Alcalinidade.....	24
1.2.9 Turbidez.....	24
1.3 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA).....	25
1.4 ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	27
1.4.1 Considerações gerais.....	27
1.4.2 Tratamento da água superficial pela tecnologia de ciclo completo.....	27
1.5 BACIA DO RIO URUPÁ: CARACTERÍSTICAS GERAIS.....	29
1.5.1 Enquadramento do rio Urupá.....	30
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	32
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	32
2.2 Clima.....	34

2.3 Coleta de amostras	35
2.4 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA AFLUENTE.....	36
2.4.1 Técnica da membrana filtrante em meio cromogênico	36
2.4.2 Parâmetros físico-químicos	37
2.5 ENSAIOS DE TRATABILIDADE DA ÁGUA: <i>JAR TEST</i>	41
2.6 Cálculo do índice de qualidade da água – IQA	42
2.7 Análise Estatística.....	43
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	44
3.1 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA – IQA.....	44
3.2 Diagrama de coagulação	50
3.3 Diagramas de coagulação da água bruta sem prévia correção do pH.....	56
CONCLUSÕES	62
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64
APÊNDICE A	70
NITRATO.....	71
APÊNDICE B.....	76
ANEXO	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Principais agentes infectantes relacionados às doenças de transmissão hídrica.....	15
Tabela 2. Volume de água a ser filtrado por Membrana Filtrante.....	17
Tabela 3 - Peso dos Parâmetros para o cálculo do IQA.	25
Tabela 4 - Classificação do IQA	26
Tabela 5 - Volumes requeridos de solução padrão de nitrato para preparar a curva de calibração.....	38
Tabela 6 - Volumes requeridos de solução padrão de fosfato para preparar a curva de calibração.....	38
Tabela 7 - Parâmetros físicos para a elaboração dos diagramas de coagulação.....	42
Tabela 8 - Características da água bruta nas estações chuvosa e seca.	57
Tabela A.1. Curva de calibração de nitrato para as análises na estação chuvosa.....	71
Tabela A.2. Curva de calibração de nitrato para as análises na estação seca.....	72
Tabela A.3. Curva de calibração de fósforo total para a as análises na estação chuvosa.....	73
Tabela A.4. Curva de calibração de fósforo total para a as análises na estação seca.....	74
Tabela A.5. Valores do IQA e dos índices para o seu cálculo para os períodos chuvoso e seco.	77

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Contagem em membrana filtrante e diluições seriadas	19
Figura 2 – Localização da Estação de Tratamento de Água de Ji-Paraná (ETA – Urupá).	32
Figura 3– Bacia do rio Urupá.	33
Figura 4 – Sistema de tratamento de água em ciclo completo .. Erro! Indicador não definido.	
Figura 5 - Variação do Índice de qualidade da água (A – Estação chuvosa, B – Estação seca).	44
Figura 6 A– Efeito dos valores de turbidez nos valores do IQA.	46
Figura 6 B – Efeito dos valores de <i>E.coli</i> nos valores do IQA.	46
Figura 7 – Variação temporal nos valores do IQA.	46
Figura 8 - Coliformes Totais na água do rio Urupá (A – Estação chuvosa, B – Estação seca).	46
Figura 9 - Variação da concentração de <i>Escherichia coli</i> (A – Estação chuvosa, B – Estação seca).	47
Figura 10 - Variação da turbidez (A – Estação chuvosa, B – Estação seca).	48
Figura 11 - Resultados da DBO e OD (A – Estação chuvosa, B – Estação seca).	49
Figura 12 – Variação temporal do íon nitrato (A – Estação chuvosa, B – Estação seca).	50
Figura 13 – Diagramas de coagulação de remoção de turbidez (A) e cor (B) em função da dosagem de sulfato de alumínio e pH de coagulação referente à estação chuvosa.	51
Figura 14 – Diagramas de coagulação de remoção de turbidez (A) e cor (B) em função da dosagem de sulfato de alumínio e pH de coagulação referente à estação seca.	53
Figura 15 – Diagramas de coagulação de remoção de turbidez (A) e cor (B) em função da dosagem de cloreto férrico e pH de coagulação referente à estação chuvosa.	54
Figura 16 – Diagramas de coagulação de remoção de turbidez (A) e cor (B) em função da dosagem de cloreto férrico e pH de coagulação referente à estação seca.	55

Figura 17 - Eficiência na remoção de turbidez da água com a utilização de sulfato de alumínio (Estação Chuvosa).....	58
Figura 18 - Eficiência na remoção de turbidez da água com a utilização de sulfato de alumínio (Estação seca).....	58
Figura 19 - Eficiência na remoção de cor aparente da água com a utilização de sulfato de alumínio (A- Estação chuvosa, B Estação seca).....	59
Figura 20 - Eficiência na remoção de turbidez da água com a utilização de cloreto férrico (A- Estação chuvosa, B Estação seca).	60
Figura 21 - Eficiência na remoção de cor aparente da água com a utilização de cloreto férrico (A- Estação chuvosa, B Estação seca).....	61

INTRODUÇÃO

Conhecer e expressar as características da água nem sempre é uma atividade fácil e exequível, uma vez que a qualidade dos recursos hídricos envolve um número expressivo de variáveis, muitas vezes, de difícil interpretação. A utilização de algumas características da água, reunidas em índices de qualidade da água (IQA), objetiva exprimir a sua condição. Este índice é uma ferramenta simples e importante para analisar a evolução de sua qualidade ao longo do tempo em programas de monitoramento, prática de extrema importância. Como elucidou Barreto (2009), o monitoramento das características das águas, sobretudo dos mananciais de água superficial, objetiva prevenir possíveis danos à saúde pública, assim como desenvolver políticas voltadas à recuperação dos cursos d'água comprometidos.

A água possui múltiplos usos, e cada um requer uma qualidade apropriada, justificando o conhecimento de suas características. Em muitos casos, a condição natural da água, mesmo em locais relativamente protegidos, não se adequa a um determinado uso, demandando ajustes nas suas características, a fim de atender aos padrões estabelecidos pelas resoluções vigentes.

A água para consumo humano, por exemplo, deve apresentar um padrão de potabilidade estabelecido na Resolução do Ministério da Saúde nº 518/2004, oferecendo efeito inócuo à saúde. A fim de obedecer ao padrão de potabilidade, a água deve ser submetida a técnicas de depuração. Neste sentido, as estações de tratamento de água (ETAs) empregam métodos com a finalidade de melhorar sua qualidade alcançando níveis aceitáveis, de forma a não oferecer danos à saúde humana. Entre os processos e operações utilizados no tratamento, Pavanelli e Di Bernardo (2002a) destacam a coagulação química, uma das primeiras intervenções para a produção de uma água potável e, segundo esclarecem Santos et al. (2007) esta fase consiste em um conjunto de ações físicas e reações químicas, com duração de poucos segundos, entre o coagulante, frequentemente um sal de ferro ou alumínio, a água e

as impurezas presentes. Os autores mencionados esclarecem que esta etapa é de grande importância ao tratamento, e caso seja processada de forma ineficiente, compromete a qualidade da água, o que preocupa, uma vez que a importância sanitária da coagulação já foi comprovada.

A coagulação pode sofrer influência negativa de alguns fatores, sendo destacado por Libânio (1997), entre os principais, a dimensão das partículas, o pH e a alcalinidade da água bruta, tornando o referido processo ineficiente. Muitos dos problemas advindos nesta etapa são oriundos da escolha de técnicas ou tecnologias de tratamento de água sem estudos prévios para indicar as condições ótimas de tratamento, como por exemplo, no caso da coagulação, a melhor faixa de pH, assim como a dosagem dos coagulantes. Dentro da mesma linha de pensamento e com uma abordagem mais ampla, Marchetto et al. (2007) afirmam que os estudos laboratoriais proporcionam subsídios e contribuições de grande relevância para as questões como comportamento da água em relação aos vários processos de purificação e as condições de coagulação, floculação, sedimentação, filtração, desinfecção entre outros.

Neste contexto, os processos de coagulação conduzidos de forma equivocada comprometem a qualidade estética e higiênico-sanitária da água, pois as águas egressas a este tratamento, geralmente, apresentam remoção deficiente de turbidez, cor e organismos potencialmente patogênicos dos gêneros *Giardia* e *Cryptosporidium*, na forma de cisto e oocistos. Autores como Cardoso et al. (2002) apontam a coagulação como o principal processo de remoção de cistos de *Giardia*.

Alguns fatores são determinantes no tratamento de água e sua investigação em instalações experimentais, como o *Jar Test*, intenta apontar os parâmetros favoráveis à coagulação, através de ensaios de tratabilidade. Portanto, elucidá-los é de grande relevância, tanto do ponto de vista sanitário quanto econômico. Em virtude desses fatos, nota-se a importância do tema, justificando o seu estudo. Desta forma, o objetivo precípuo deste trabalho foi avaliar as condições ótimas de coagulação e a evolução da qualidade da água bruta afluenta à ETA de Ji-Paraná, qualidade esta expressa pelos valores estabelecidos no IQA.

1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Serão esclarecidos os principais tópicos abordados neste estudo, entre estes, destacam-se: os parâmetros de qualidade da água, bacteriológicos e físico-químicos, índice de qualidade da água, a tecnologia de ciclo completo empregada no tratamento de água e algumas características da bacia do rio estudado.

1.1 TESTE DE PUREZA DA ÁGUA – QUALIDADE BACTERIOLÓGICA

A principal preocupação quanto à pureza da água, relaciona-se com a presença de organismos patogênicos, ou seja, causadores de enfermidades. Entre as principais fontes antrópicas destes microrganismos destaca-se o despejo de esgoto sanitário *in natura* em corpos d'água (VON SPERLING, 2005). Desta forma, alguns testes procuram determinar o grau de segurança biológico da água.

Entre os organismos nocivos, que atacam a saúde encontrados na água destacam-se os causadores da cólera, tifo, disenteria bacilar e gastroenterite. Na Tabela 1 estão expostas as descrições dos principais microrganismos relacionados às doenças de transmissão hídrica.

Inferir a densidade de cada grupo de microrganismo em exames bacteriológicos é inexequível, pois estão presentes em quantidades ínfimas, porém não desprezíveis em relação aos malefícios que causam ao homem. Assim, os testes para indicar a pureza da água utilizam organismos indicadores, uma vez que os patógenos apresentados na Tabela 1 são difíceis de serem detectados em água e estas análises são complexas, pouco confiáveis e onerosas (SILVA et al., 2005).

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB (2003) esclareceu os requisitos de um indicador de contaminação fecal da seguinte forma: “Ser um microrganismo ou grupo de microrganismo presente em grandes quantidades nas fezes de humanos e animais de sangue quente. Ser incapaz de multiplicar-se no meio ambiente aquático ou multiplicar-se menos do que as bactérias entéricas”. Viverem na água tão bem quanto os patógenos e por fim ser detectáveis por exames simples e rápidos. Nenhum microrganismo possui todos os critérios mencionados anteriormente, no entanto, a *Escherichia coli* reuni boa parte destes requisitos.

Tabela 1 - Principais agentes infectantes relacionados às doenças de transmissão hídrica.

Agentes infectantes	Principais doenças	Quantidade excretada por indivíduo infectado/g. fezes	Máxima sobrevivência na água (dias)	Dose infectante*
<i>E. coli</i>	Gastroenterite	10 ⁸	90	10 ² -10 ⁹
<i>Salmonella typhi</i>	Febre tifóide	10 ⁶		
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera	10 ⁶	30	10 ⁸
<i>Salmonella</i>	Salmonelose	10 ⁶	60-90	10 ⁶ -10 ⁷
<i>Cryptosporidium</i>	Cryptosporidiose	10 ²		1-30***
<i>Entamoeba histolytica</i>	Disenteria amebiana	10 ⁷	25	10-100
<i>Giárdia lamblia</i>	Giardíase	10 ⁵	25	1-10
Adenovírus (31 tipos)	Doenças respiratórias	10 ⁶	-	-
Enterovírus (71 tipos) (poli, echo, coxsackie)	Gastroenterite, anomalias no coração, meningite, etc.	10 ⁷	90	1-72
Hepatite A	Hepatite infecciosa	10 ⁶	5-27	1-10
Rotavírus	Gastroenterite	10 ⁶	5-27	1-10
<i>Ascaris lumbricoides</i> **	Ascaridíase	10-10 ⁴	365	2-5
<i>Taenia solium</i> (solitária)	Cisticercose	10 ³	270	1
<i>Schistosoma mansoni</i>	Esquistossomose	-	-	-

*Dose infectante que provoca sintomas clínicos em 50% dos indivíduos. ** Modo de infecção: ingestão de ovos infectados, em água ou solo contaminados por fezes humanas ou ingestão de produtos crus contaminados. *** Variável como estado de saúde do indivíduo.

Fonte: Adaptado de Libânio, (2005).

1.1.1 *Escherichia coli*

Nas análises bacteriológicas não são identificados todos os grupos de organismos presentes em uma amostra, mas sim, alguns que expressam as condições de qualidade da água, assim como, sua condição sanitária e higiênica. Tais organismos, na maioria das vezes, não apresentam potencial patológico, porém é uma fonte auspiciosa de indicação de contaminação fecal. A bactéria *Escherichia coli* (*E. coli*) habita o intestino dos animais homeotérmicos (animais de sangue quente). São liberadas em grande número junto às fezes e, quando encontrados em água, por análises bacteriológicas, indicam contaminação por esgoto. Como o trato intestinal dos animais de sangue quente pode ser habitado por parasitas patogênicos, uma grande densidade de *E. coli* indica uma provável contaminação por microrganismos que causam doenças infecciosas e parasitárias.

Os exames laboratoriais mais utilizados, a fim de verificar a contaminação fecal, são: *E. coli* e coliformes fecais (termotolerantes). Segundo a CETESB (2003) os coliformes fecais são representados principalmente pela *Escherichia coli* e, também por algumas bactérias dos gêneros *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. O mesmo ainda afirma que dentre esses microrganismos, somente a *E. coli* é de origem exclusivamente fecal.

1.1.2 Coliformes Totais

Bactérias do gênero *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Klebsiella* são as principais representantes do grupo coliforme. Estão presentes tanto nas fezes quanto no solo e na vegetação em decomposição.

A determinação de coliformes totais é normalmente empregada para avaliar a qualidade da água e da eficiência de sua purificação nas estações de tratamento de água (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

1.1.3 Análises microbiológicas: Método da membrana filtrante em meio cromogênico

O método da membrana filtrante em meio cromogênico é utilizado em amostras que apresentam um pequeno número de bactérias. A técnica não é recomendada para água bruta, pois esta contém muitas partículas suspensas, que na hora da filtração ficará retida na membrana, prejudicando o crescimento bacteriano. Cada tipo de água tem um volume específico a ser filtrado, como mostrado na Tabela 2 (MACÊDO, 2005).

A referida técnica possui metodologia simples e, consiste em concentrar as bactérias na superfície de uma membrana com poros muito pequenos ($\sim 0,45\mu\text{m}$), após a passagem de um volume específico de água. Em seguida, a membrana é transferida para uma placa de *Petri*, contendo meio de cultura. O nutriente líquido na placa *Petri*, difunde-se para a membrana por capilaridade, permitindo que as bactérias se desenvolvam sobre a membrana (CETESB, 2003).

Em uma mesma placa *Petri* podem-se detectar e enumerar simultaneamente coliformes totais e *E. coli*, em virtude do meio de cultura utilizado. Meios de cultura seletivos e diferenciais permitem que sejam identificados grupos distintos de microrganismos através de uma coloração típica para cada um destes, sendo observados em suas colônias formadas (SILVA et al., 2005). Os agentes seletivos presentes no meio inibem outros organismos não interessantes para o teste bacteriológico, estando presentes somente os grupos relevantes.

Tabela 2 - Volume de água a ser filtrado por Membrana Filtrante.

Fonte de água	Alíquota Filtrada (ml)							
	100	50	10	1	1.10^{-1}	1.10^{-2}	1.10^{-3}	1.10^{-4}
Abastecimento público	X							
Água de piscinas	X							
Poços	X	X	X					
Lagos e reservatórios	X	X	X					
Águas marinhas			X	X	X			
Águas de rios				X	X	X	X	
Efluentes					X	X	X	

Fonte: Macêdo (2005).

As colônias presentes sobre a membrana são contadas e a densidade destas bactérias é expressa em unidade formadora de colônia pelo volume filtrado (UFC/volume filtrado da amostra ml), a fórmula 1 sintetiza o exposto anteriormente.

$$\text{N}^{\circ} \text{ de colônias. } 100 \text{ ml}^{-1} = \left[\frac{\text{n}^{\circ} \text{ de colônias típicas}}{\text{Volume filtrado da amostra (ml)}} \right] \quad (1)$$

Quando o volume filtrado fornecer contagem igual a zero, o resultado é expresso como número de colônias/100ml menor que um (ausente). Se a contagem não for efetuada devido ao grande número de colônias que se desenvolveram na membrana (> 200) a contagem fica prejudicada devido a crescimento confluyente.

Vale salientar que uma colônia é o resultado não de uma única bactéria, mas de uma cadeia ou um grupo de bactérias (TORTORA et al., 2005).

1.1.4 Diluição seriada

Em amostras com densidade elevada de bactérias torna-se difícil a quantificação de sua concentração em água. É recomendável que o crescimento de colônias sobre a membrana filtrante em meio de cultura situe-se na faixa de 30-300 colônias (APHA, 1995) e, concentração acima deste intervalo deve-se fazer a diluição da amostra. Será utilizada como exemplo uma amostra que contém 500 mil bactérias por mililitro. A fim de resolver este problema é feita a diluição da amostra (Figura 1). O método consiste em transferir 1ml de amostra para uma proveta contendo 99 ml de água estéril, desta forma cada mililitro da amostra terá 5000 bactérias. Porém, este número é elevado para se fazer a contagem pela técnica da filtração. Assim, uma nova diluição é feita, transferindo 1 ml para um nova proveta com 99 ml de água estéril. Após a diluição, cada, mililitro conterá 50 colônias. A figura 1 ilustra o que foi dito acima.

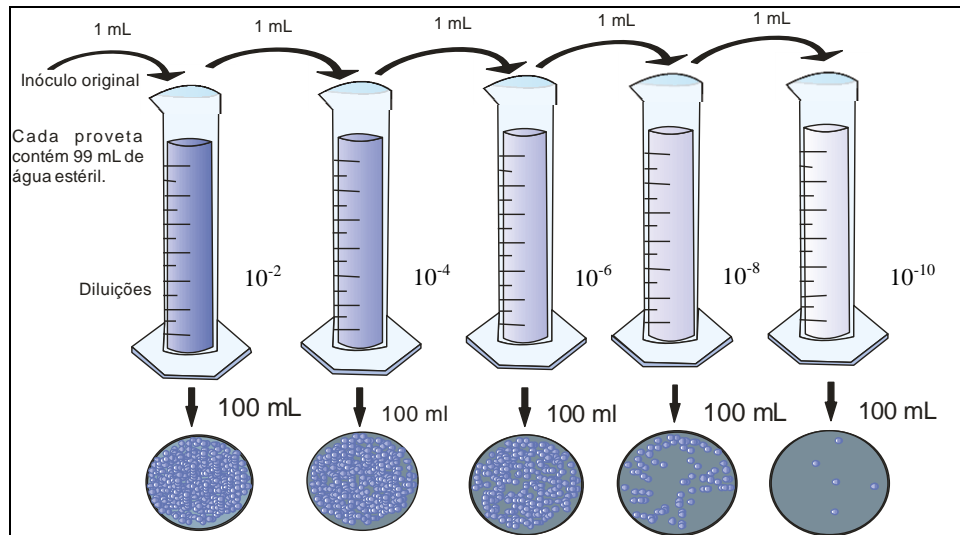


Figura 1- Contagem em membrana filtrante e diluições seriadas
Fonte: Adaptado de TORTORA; FUNKE; CASE, 2005.

1.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

A água para o consumo humano deve atender a alguns parâmetros físicos entre eles estão: turbidez e temperatura. Conforme Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde para o parâmetro turbidez o valor máximo permitido é 5UT (unidade de turbidez) em pontos de coleta ao longo da rede de distribuição, já o valor máximo permitido do pH da água deve ser de 6 a 8,5. Assim como afirma Libânio (2005), os parâmetros físicos não oferecem risco à saúde humana, porém em quantidade anormais na água podem causar a sua repugnância pelos consumidores.

Entre os parâmetros químicos de interesse sanitário destacam-se o potencial hidrogeniônico (pH), nitrato e fósforo. Para estes dois últimos, quando presentes nos corpos d'água, em certos níveis, são indicativos de poluição por efluentes domésticos. Diferentemente dos parâmetros físicos, a natureza química da água pode oferecer risco à saúde de seus usuários.

1.2.1 Temperatura

A temperatura da água pode influenciar vários processos do tratamento da água como na coagulação, floculação e decantação (RICHTER; AZEVEDO NETO, 1991). Além de afetar no

tratamento, águas mais quentes afetam diretamente no metabolismo de vários microrganismos presentes em meio aquoso, patogênicos ou não, e na proliferação de vetores de doenças (VON SPERLING, 2005).

Desta forma, percebe-se que a qualidade da água pode ser influenciada pela temperatura. A fim de evitar a deterioração organoléptica, das condições ideais para o tratamento da água e proliferação de vetores, a Portaria do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005 garante condições e padrões de lançamento de efluentes com temperatura específica. Sendo assim, os efluentes devem apresentar temperatura inferior a 40°C, e a variação de temperatura no corpo receptor não deverá exceder a 3°C na zona de mistura. O estabelecimento de padrões para o lançamento de águas residuárias em corpos receptores visa garantir que essas práticas não prejudiquem os usos preponderantes da água, incluso o seu fornecimento para o abastecimento humano.

1.2.2 Oxigênio dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido na água é de extrema importância para as diferentes formas de vida aquática. Sua ausência, gerando condições anaeróbias, acarreta mortandade de inúmeras espécies aquáticas, incluído os peixes. Segundo Von Sperling (2005) o oxigênio presente nos corpos d'água pode ser de origem natural, ou seja, proveniente da dissolução do oxigênio atmosférico e produzido pelos organismos fotossintéticos. O mesmo autor ainda explica que o oxigênio presente na água também pode ter origem antropogênica. Isso ocorre quando há introdução artificial por aeração e produção pelos organismos fotossintéticos em corpos d'água eutrofizados.

A deficiência de oxigênio na água potável não afeta negativamente a saúde humana (WHO, 2004). Na Amazônia Ocidental, as águas naturais caracterizam-se por apresentar baixas concentrações de oxigênio dissolvido, em torno de 3,5mg O₂.L⁻¹, como afirma Leite (2004). Desta forma, não se deve interpretar os resultados desse parâmetro, muitas vezes, com valores inferiores à saturação, como poluição por matéria orgânica.

Sua determinação pode ser feita através de aparelhos como os oxímetros, que apresentam eletrodo sensível à detecção do oxigênio dissolvido. O método consiste em inserir a sonda de OD na amostra d'água apresentando em poucos segundos o resultado em mg O₂.L⁻¹.

O oxigênio dissolvido ainda pode ser determinado por titulometria. Essa metodologia é denominada método de Winkler. O método consiste em coletar uma amostra de água e fixar no ato da coleta o O₂ com as soluções de sulfato manganoso e iodeto de potássio em meio alcalino. A fixação do oxigênio é importante, pois o intervalo de tempo entre a coleta e a análise pode acarretar um decréscimo da quantidade do O₂. Assim como explica Rocha et al. (2009), o iodeto é imprescindível para reagir com o manganês formado, reação esta que disponibiliza iodo elementar em proporção equivalente a quantidade original de oxigênio na amostra, que é titulado em seguida com tiosulfato de sódio padronizado. A partir do volume gasto da solução de tiosulfato de sódio na titulação calcula-se a concentração de oxigênio dissolvido da amostra pela fórmula apresentada a baixo:

$$\text{mg. L}^{-1}\text{O}_2 = \frac{[(\text{mL do titulante}) \cdot (\text{molaridade do tiosulfato}) \cdot 8000]}{\{(\text{mL amostra}) \cdot [(\text{mL do frasco} - 0,5)/(\text{mL do frasco})]\}} \quad (2)$$

1.2.3 Potencial hidrogeniônico (pH)

Representa a concentração de íons hidrogênio (H⁺), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. A faixa de pH varia de 0 a 14.

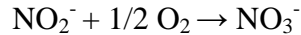
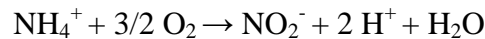
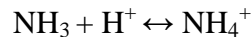
Determinar o pH da água a ser tratada é de suma importância, uma vez que tal parâmetro influencia a quantidade de produtos químicos utilizados na etapa de coagulação, além de ser um interveniente para as fases de filtração e desinfecção (RICHTER; AZEVEDO NETO, 1991).

Valores de pH entre 6 a 9,5 não afetam à saúde humana, sendo esta faixa estabelecida na Portaria MS n° 518/2004 a ser mantida no sistema de distribuição. Porém, valores extremamente baixos e altos de pH podem prejudicar a saúde de seus usuários, como problemas de irritação nos olhos e pele.

1.2.4 Nitrato e nitrito

O lançamento de efluentes em cursos d'água é a principal fonte de compostos nitrogenados (VON SPERLING, 2005). Logo após o emissário de esgoto, dependendo das

condições do rio, pode-se formar uma zona redutora, onde reações consomem oxigênio na transformação da amônia em nitrito e este em nitrato. Nessas regiões são observadas formas menos oxidadas como o nitrogênio orgânico e amônio. A jusante da zona de mistura, a presença de águas com maior concentração de oxigênio dissolvido permite a configuração de uma zona de oxidação, e com a predominância de nitratos. Antes, porém, o nitrogênio encontra-se na forma de nitrito. A seguir, as equações descrevem o processo citado anteriormente:



O incremento de nitratos em mananciais de água, muitas vezes, possui mais de uma origem. Além dos despejos de esgoto, outra potencial fonte de compostos nitrogenados são as áreas agricultáveis (RESENDE, 2002). Durante eventos de chuva a enxurrada de áreas cultivadas carrega material rico em nutrientes para o curso d'água, contribuindo assim, para a sua poluição e eutrofização. Compostos ricos em nitrogênio são denominados como nutrientes, pois estão disponíveis às plantas após o processo de mineralização da matéria orgânica (MERTEN e MINELLA, 2002).

A Portaria MS nº 518/2004 estabelece como valor máximo permissível (VMP) para nitrato 10mg.L^{-1} e para nitrito 1mg.L^{-1} . O estudo das concentrações de nitrato e nitrito na água bruta é importante, pois estes podem afetar de forma desfavorável à saúde humana, sendo responsáveis por neoplasias e a metemoglobinemia (BAIRD, 2002).

Com o intuito de atender ao estabelecido em lei e diminuir a concentração desse poluente deletério ao ser humano, deve-se empregar técnicas para retirar tais compostos nitrogenados. No entanto, os atuais métodos utilizados para sua remoção são ineficientes, além de onerosas (LIBÂNIO, 2005).

1.2.5 Fósforo total

Os esgotos sanitários e o escoamento superficial de áreas agricultáveis são apontados como a principal fonte antrópica de fósforo para os ambientes aquáticos. O fósforo encontra-se

nos esgoto, principalmente nas formas inorgânica e orgânica (VON SPERLING, 2005). Esse autor explica que a fração orgânica (polifosfatos e ortofosfatos) provém dos detergentes e outros produtos químicos, enquanto, que a orgânica tem origem fisiológica. Assim, o fósforo total é a soma dos constituintes inorgânico e orgânico. A sua alta concentração provoca a eutrofização dos corpos d'água, a proliferação de algas e cianobactérias, podendo estas últimas serem tóxicas ao ser humano. Determinar a concentração de fósforo total é uma das etapas importantes para evitar a eutrofização dos mananciais hídricos de abastecimento e, conseqüentemente, impedir a deterioração da qualidade da água.

1.2.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO₅

Como não há na Portaria MS n° 518/2004 menção da obrigatoriedade de sua determinação, tal parâmetro, geralmente, não é monitorado nas Estações de Tratamento de Água (ETAs). Todavia, a análise da Demanda Bioquímica de Oxigênio permite inferir a qualidade sanitária dos mananciais.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio pode ser explicada como a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica (LIMA et al., 2006). Durante a decomposição da matéria orgânica o oxigênio em meio líquido é consumido. A técnica comumente utilizada para expressar a quantidade de oxigênio necessária para decomposição da matéria orgânica é a DBO₅. Os autores supracitados esclarecem que a DBO₅ é uma metodologia utilizada a uma temperatura constante e durante um período de incubação, também fixo de 5 dias e a diferença do oxigênio dissolvido antes e depois do período de incubação indica os valores de DBO₅.

1.2.7 Sólidos Totais

Os sólidos totais são constituídos pela fração de sólidos dissolvidos totais (SDT) e sólidos suspensos totais (SST). Os SDT são compostos por uma ínfima quantidade de matéria orgânica e sais inorgânicos. Já os SST envolvem partículas com diâmetro maior a 1,0 µm. Sua determinação é importante, pois auxilia na previsão de lodo produzido nos sistemas de tratamento.

1.2.8 Alcalinidade

Segundo Foresti et al. (2005) a alcalinidade de uma solução é a medida da sua capacidade de neutralizar ácido, resistindo às mudanças de pH ou tamponando, resultado dos íons bicarbonato (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e os hidróxidos (OH^-).

O conhecimento da alcalinidade da água é de grande relevância, principalmente, em estações de tratamento de água, pois a sua determinação é importante no controle de algumas etapas envolvidas no tratamento da água. A utilização da água oriunda de corpos d' água com baixa alcalinidade exige o uso de alcalinizante no ajuste do pH durante a coagulação. No entanto, caso a água tratada apresente alcalinidade e pH relativamente altos, a chance da coagulação com sulfato de alumínio ser insatisfatória é alta (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

1.2.9 Turbidez

A turbidez é um parâmetro utilizado para inferir a concentração de sólidos presentes na água e é determinada comumente pelo método nefelométrico. Essa metodologia baseia-se na comparação da intensidade da luz dispersa pela amostra em condições definidas, com a intensidade da luz espalhada por suspensão considerada padrão (MACÊDO, 2005). Desta forma, quanto maior a fração de luz dispersa, maior será a turbidez da amostra. São utilizados, na determinação desse parâmetro, aparelhos denominados turbidímetros, constituído de um nefelômetro, e as leituras são expressas em unidade de turbidez (UT) ou unidade nefelométrica de turbidez (UNT).

A turbidez das águas superficiais situa-se entre o intervalo 1-1000 UT. Esse grande intervalo de valores é explicado pelas características da bacia hidrográfica e do uso do solo, muitas vezes, bastante distintas de uma bacia para outra. Em relação ao referido anteriormente, Dorigon et al. (2008) enfatizam que a turbidez é influenciada pela declividade da bacia, pelo seu mau uso e pelo desflorestamento. Associados, tais fatores arrastam sedimentos causando aumento da turbidez, após eventos de chuva. Ao analisar o que foi exposto, depreende-se que a turbidez

pode ser causada por material particulado composto por matéria orgânica, argila, areia, partículas coloidais, etc.

Do ponto de vista sanitário, há grande chance da turbidez gerar risco indireto à saúde dos consumidores porque as partículas presentes podem proteger os microrganismos da ação de desinfetante; por isso a Portaria MS n° 518/2004 estabelece padrões de turbidez com o objetivo de assegurar a qualidade microbiológica da água de consumo (DI BERNADO; SABOGAL PAZ, 2008).

1.3 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA)

De acordo com a CETESB (2004) o índice de qualidade da água - IQA foi desenvolvido em 1970 pela "National Sanitation Foundation" (NSF) a partir de um estudo desenvolvido nos Estados Unidos e baseado numa pesquisa de opinião junto a especialistas em qualidade de água.

De forma resumida, o IQA consiste num conjunto de nove parâmetros considerados relevantes para a caracterização da qualidade das águas (SHINMA, 2004). A cada parâmetro foi atribuído um peso, conforme apresentado na Tabela 3, de acordo com a sua importância relativa ao cálculo do IQA (MACÊDO, 2005).

Tabela 3 - Peso dos Parâmetros para o cálculo do IQA.

Parâmetro	Peso - w_i
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	0,15
pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO (mg.L^{-1})	0,10
Oxigênio Dissolvido – OD (mg.L^{-1})	0,15
Nitratos ($\text{mg.L}^{-1} \text{NO}_3$)	0,10
Fósforo Total ($\text{mg.L}^{-1} \text{PO}_4$)	0,10
Turbidez (UNT)	0,08

(Continua...)

Tabela 4 - Peso dos Parâmetros para o cálculo do IQA (Continuação).

Parâmetro	Peso - wi
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	0,08
Variação na Temperatura (°C)	0,10

FONTE: Adaptado de MACÊDO (2005); CETESB.

O cálculo do IQA é efetuado conforme a Fórmula 2:

$$IQA = \prod_{i=1}^9 \beta_i^{w_i} \quad (3)$$

Onde:

IQA – índice de qualidade da água, um número de 0 a 100;

β_i = qualidade do parâmetro i obtido através da curva média específica de qualidade;

w_i = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1.

Conforme o valor do IQA, a água pode ser classificada entre a categoria excelente e muito ruim, e para cada ponderação há uma categoria de enquadramento da qualidade da água (ver Tabela 4).

Tabela 5 - Classificação do IQA.

Ponderação	Categoria
90 < IQA ≤ 100	Excelente
70 < IQA ≤ 90	Bom
50 < IQA ≤ 70	Médio
25 < IQA ≤ 50	Ruim
0,0 = IQA ≤ 25	Muito ruim

FONTE: Adaptado de MACÊDO (2005); CETESB.

Ribeiro et al. (1999) definem índice de qualidade da água como uma forma de apresentar resumidamente um grande número de dados existentes, num único número que possibilite a pronta interpretação e reconhecimento das tendências da qualidade da água, ao longo do tempo e do espaço. De fato, a apresentação dos nove parâmetros, numa tabela, torna a interpretação de cada um enfadonho para o público leigo. Assim, formas alternativas, como a proposta pela NSF,

permitem que informações antes restritas a profissionais da área de saneamento sejam lidas e entendidas facilmente por amplo público.

1.4 ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

1.4.1 Considerações gerais

A água destinada aos diferentes usos deve atender aos requisitos de potabilidade de cada um. Para abastecimento humano os padrões de qualidade são estabelecidos na Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde. Desta forma, o padrão de qualidade a ser obtido no tratamento depende do uso previsto para a água.

As características iniciais da água devem atender aos requisitos de qualidade, pois do contrário, esta pode veicular organismos nocivos à saúde da população e as suas peculiaridades físicas e químicas podem agredir os sistemas de distribuição.

Ajustar as propriedades da água bruta, conforme estabelece a norma brasileira, é o objetivo principal nas estações de tratamento de água (ETA). Entre as tecnologias difundidas e aplicadas no Brasil destaca-se a de ciclo completo, composta pelos processos de clarificação e remoção de patógenos. Bastos et al. (2007) enfatiza a necessidade de enxergar um sistema de fornecimento de água constituído de múltiplas barreiras, em outras palavras, que cada componente do sistema estabeleça uma barreira, visando à remoção e a minimização de riscos. O autor esclarece melhor o conceito de múltiplas barreiras, e elucida que a sua importância está no fato de as implicações da eventual falha de uma barreira podem ser absorvidas pelas barreiras subsequentes.

1.4.2 Tratamento da água superficial pela tecnologia de ciclo completo

A tecnologia de ciclo completo é amplamente utilizada no Brasil e comumente denominada de tratamento convencional, no entanto, Di Bernardo (2008) enfatiza a necessidade em utilizar o termo correto, ou seja, tecnologia de ciclo completo. O autor ainda esclarece que o

mencionado processo de tratamento de água consiste nas fases de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção.

A Coagulação é um processo onde ocorre a desestabilização das cargas de mesmo sinal dos sólidos suspensos na água, com a utilização de produtos químicos, denominados coagulantes (CONSTANTINO; YAMAMURA, 2009). A escolha do melhor coagulante, entre os vários produtos químicos disponíveis, deve ser precedida de pesquisas de tratabilidade, baseadas nas análises dos resultados de custo, consumo e eficácia no tratamento. Os autores citados anteriormente mencionam que o coagulante mais utilizado nas ETAs do Brasil é o sulfato de alumínio. Entre as suas características marcantes, destaca a propriedade em aglomerar sólidos finamente particulados, não sedimentáveis, em partículas maiores e que possam decantar. O intervalo ótimo de pH da água para a utilização do sulfato de alumínio situa entre 5,0 e 8,0. Valores fora dessa faixa devem ser corrigidos com alcalinizantes conforme dados dos ensaios de tratabilidade.

A fase seguinte do tratamento é a floculação e consiste num fenômeno de aglomeração das partículas desestabilizadas em flocos densos e possíveis de serem removidos na decantação. Essa etapa requer a agitação mecânica da água para as partículas colidirem e formarem aglomerados. É importante aplicar uma velocidade de agitação adequada, pois caso contrário, possivelmente ocorrerá a desagregação dos flocos. Ensaios de tratabilidade apontarão a intensidade apropriada da agitação para promover a formação de precipitados, e evitar a sua destruição. Muitas vezes, o recomendável é empregar duas câmaras de floculação. A primeira, com uma velocidade menor de agitação, onde os flocos começam a crescer e, outra com uma velocidade ligeiramente superior, em relação à primeira, para evitar a sedimentação dos flocos de maior dimensão, pois estes continuam a aumentar de tamanho.

Na decantação os flocos formados na floculação e com peso suficiente sofrem ação da força da gravidade e precipitam. Esse mecanismo é responsável por remover os sólidos presentes no meio líquido. No entanto, uma fração de sólidos dissolvidos ainda permanece na água após essa etapa, e devem ser removidos. O processo de remoção de substâncias indesejáveis segue com a filtração da água, onde os sólidos e outras impurezas não decantadas são retidas nos filtros. Por fim, a água recebe produtos químicos para a remoção de possíveis microrganismos patogênicos no processo de desinfecção.

Entre as técnicas de desinfecção mais utilizadas destaca-se o método de cloração. Nas ETAs é comum o emprego do sal hipoclorito de cálcio. Em meio aquoso, este sal produz ácido hipocloroso responsável em matar os microrganismos (BAIRD, 2005). Sua grande utilização deve-se, primeiramente, a eficácia verificada além de ser um método pouco oneroso. No entanto, a cloração é responsável por alguns inconvenientes, uma vez que pode formar compostos organoclorados na água. Alguns desses compostos, entre eles o clofórmio, aumenta os riscos de neoplasias nas populações abastecidas com águas cloradas. Alternativa, como retirar a matéria orgânica antes da desinfecção, reduz ou até mesmo elimina os subprodutos formados no processo. Os benefícios proporcionados pela cloração suplantam os seus possíveis malefícios à saúde, e por esta razão, não deve suspender a etapa de cloração nos processos de purificação da água.

1.5 BACIA DO RIO URUPÁ: CARACTERÍSTICAS GERAIS

O rio Urupá drena uma área de 4.184,56Km². Nasce na reserva Indígena dos Pacaás Novos e insere-se na bacia do rio Ji-Paraná, no município de mesmo nome. O curso d'água principal, e demais tributários, drenam setores relativamente preservados e outros altamente antropizados. A parte mais preservada da bacia encontra-se na região de sua nascente, enquanto, a mais degradada, nas proximidades de seu exutório. Os diferentes usos da terra determinam a qualidade da água. Sobre isso, Merten e Minella (2002) constataram que os usos múltiplos dos recursos hídricos podem ser comprometidos pelas atividades humanas, responsáveis em alterar os aspectos da qualidade das águas. O problema apontado pelos autores pode ser minimizado ou até mesmo evitado com a conservação da qualidade da água dos mananciais. Ações como esta de conservação dos recursos hídricos encontram respaldo na Lei Federal nº 9433, de 8 de janeiro de 1997 que exerce a função de nortear a política de gestão das águas.

O local de captação de água da Companhia de Água e Esgoto de Rondônia (CAERD), no município de Ji-Paraná, situa-se no exutório da bacia. Desta forma, ações desenvolvidas a montante desse ponto podem prejudicar a qualidade da água tratada pela companhia de abastecimento. O aporte de material lixiviado, efluentes, principalmente, domésticos e nutrientes como nitrogênio e fósforo podem inviabilizar a atual tecnologia de tratamento de água, podendo vir a requerer técnicas onerosas a fim de removê-los, de forma a adequar a água tratada aos

padrões de potabilidade. Zuffo et al. (2002) afirma que a poluição difusa afeta o próprio abastecimento, e força as empresas de saneamento a interrompê-lo durante certas épocas, além de frequentemente aumentar os custos de tratamento da água.

A bacia do rio Urupá não possui um comitê de bacia responsável pela implementação da política de recursos hídricos. Um Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SGRH) é importante para esta bacia e visa assegurar a conservação da qualidade ambiental e prevenir possíveis contaminações dos recursos hídricos superficiais. Assim como esclarecem Nascimento e Villaça (2008) medidas preventivas são muitas vezes menos dispendiosas e onerosas do que as corretivas e o gerenciamento duradouro, isto é, de longo prazo, da bacia hidrográfica reúne todas as medidas de prevenção.

1.5.1 Enquadramento do rio Urupá

De acordo com a Resolução Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n° 357/2005 que versa sobre a classificação dos corpos de água e estabelece condições e padrões de lançamentos de efluentes, as águas doces são consideradas classe 2 enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos. Assim sendo, conforme estabelece esta Resolução, o Rio Urupá enquadra-se na classe 2, uma vez que não existe uma política voltada ao gerenciamento dos recursos hídricos.

A supracitada Resolução dispõe os principais usos da água de corpos de água superficial classe 2 em:

- a) abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA n° 274, de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- e) à aquicultura e à atividade de pesca.

Esta Resolução ainda expõe as condições e padrões para as águas doces de classe 2 (ver Anexo B). Referente ao enquadramento dos corpos de água em classe, a Lei 9433/1997 esclarece

que o objetivo é assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas; além de diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes. Percebe-se assim que enquadrar os corpos de água em classe intenta resolver ou minimizar a degradação da qualidade de suas águas através de medidas preventivas, como a manutenção dos valores máximos permitidos de cada parâmetro.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste item será apresentada a ETA que abastece a cidade de Ji-Paraná, a técnica usada nos ensaios de *Jar Test*, assim como, os métodos empregados na determinação das variáveis de qualidade bacteriológica e físico-química da água da área estudada.

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A estação de tratamento de água Urupá (ETA Urupá) situa-se na rua Menezes Filho nº 1672 – bairro Urupá (Figura 2). É responsável pelo abastecimento de água da sede do município de Ji-Paraná, o qual apresenta uma população total de 116.593 habitantes, sendo o mesmo, o segundo município mais populoso do estado de Rondônia (IBGE, 2010). Este município localiza-se na região centro-leste do estado e sua sede está locada nas coordenadas geográficas 10°56'41" S de latitude e 61°57'27" W de longitude e distante 373Km de Porto Velho, a capital do estado.

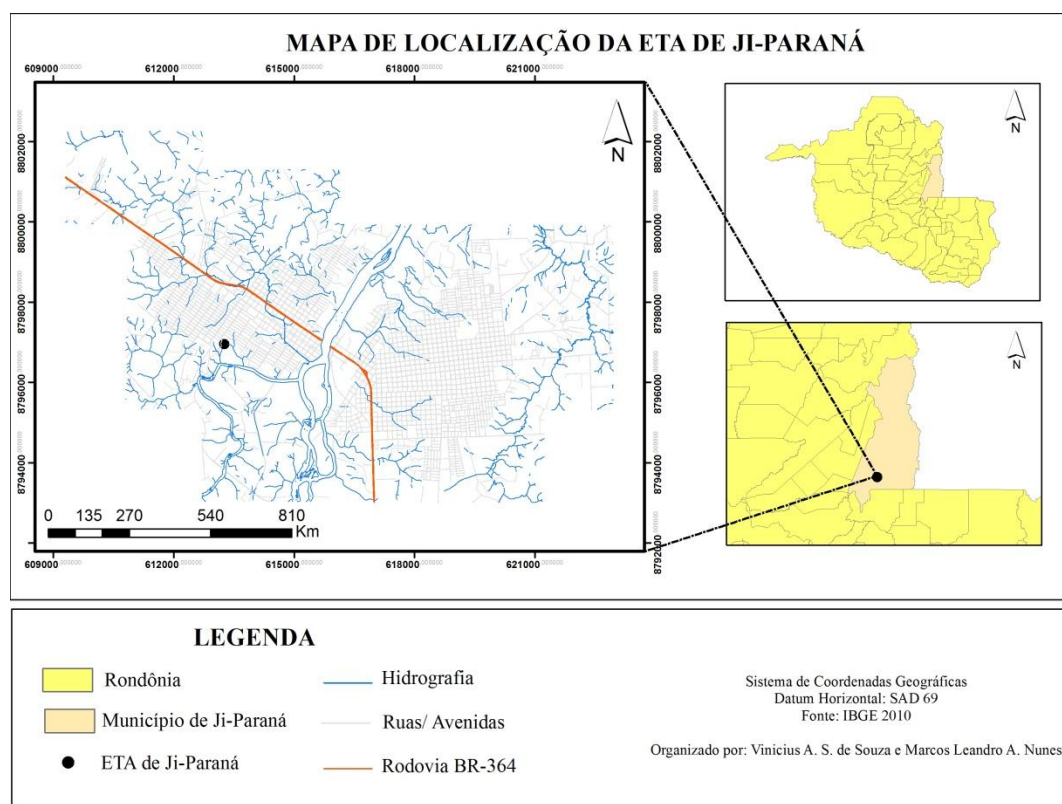


Figura 2 – Localização da Estação de Tratamento de Água de Ji-Paraná (ETA – Urupá).

A ETA Urupá opera com vazão de aproximadamente 180L/s, abastecendo aproximadamente, 17 mil economias (15 mil ligações), sendo atendido 82% da cidade de Jiparaná. Esta estação é dotada de um único ponto de captação de água, próximo ao exutório da bacia do rio Urupá, e a tomada de água dista 300m, em linha reta, da ETA. A bacia do rio Urupá é mostrada na Figura 3. A adução da água é feita em tubulações de sucção de 600mm e chega à ETA em uma tubulação de recalque de 800mm. O conjunto elevatório é constituído por 2 bombas operando afogadas e uma terceira reserva, assentadas em um poço de 11 metros de profundidade. Desta forma, do ponto de captação ao conjunto elevatório aproveita-se a energia potencial para veicular a água.

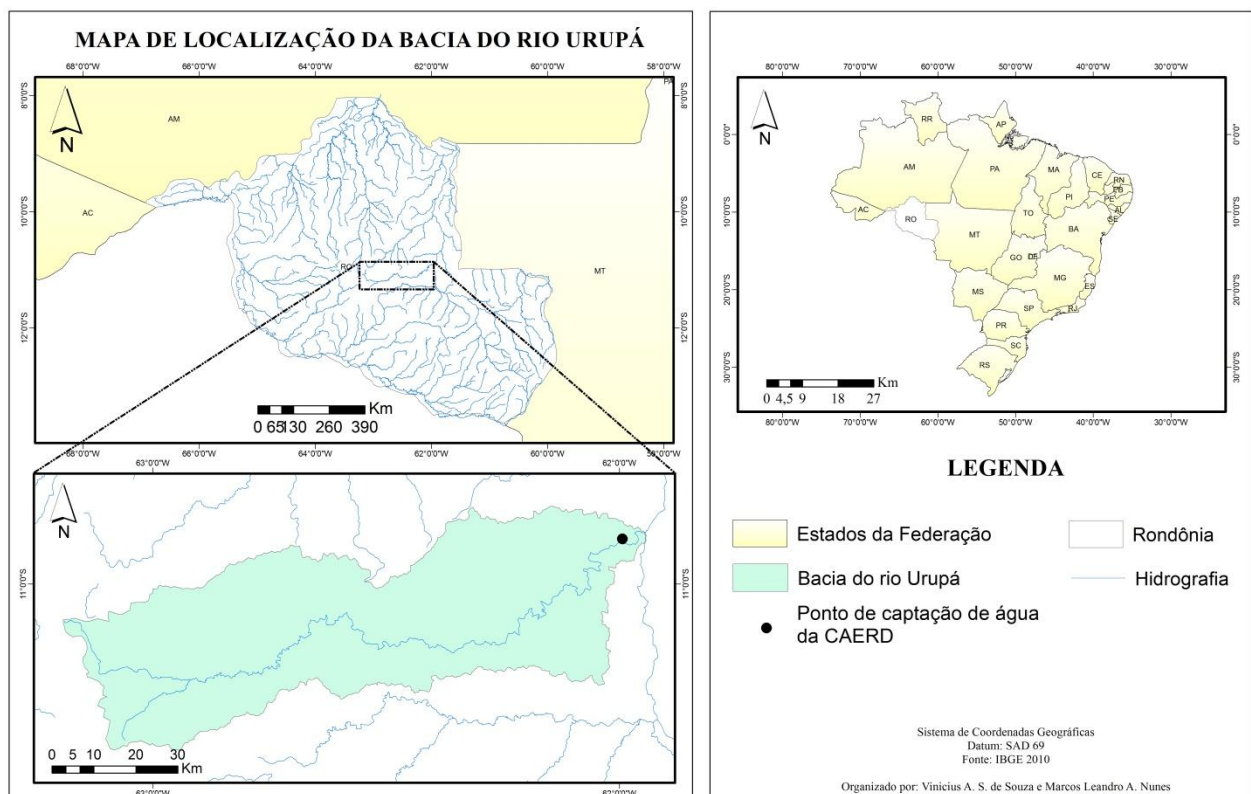


Figura 3– Bacia do rio Urupá.

O tratamento da água bruta é feito pela tecnologia de ciclo completo, compreendida pelas seguintes etapas:

- **Coagulação:** A água entra na câmara de carga e recebe, primeiramente, o cloro e imediatamente após a cloração é adicionado o agente coagulante, o sulfato de alumínio.

Em seguida, a água é conduzida por gravidade aos tanques de floculação em uma tubulação de 800mm de diâmetro. (COLOCAR SOBRE A PRÉ CLORAÇÃO)

- Floculação: Entrada d'água na parte inferior dos floculadores de fibra de vidro. O fluxo ascensional da água provoca o movimento da massa líquida, desejável para que ocorra o encontro e aglutinação entre flocos menores em outro com peso suficiente para decantar.
- Decantação: A água floculada segue para os decantadores onde ocorre a sedimentação dos flocos.
- Filtração: A água decantada segue para o filtro tipo Russo, constituído por 0,5m de pedra e 1,5m de areia fina, onde o material não decantado fica retido na camada filtrante.
- Distribuição: A água já tratada é conduzida ao reservatório de contado e deste é bombeada para o reservatório de distribuição. Por gravidade, a água presente nos reservatórios é distribuída para os domicílios.

Na figura 4 notam-se as principais etapas do processo de tratamento de água por ciclo completo, assim como descrito anteriormente.

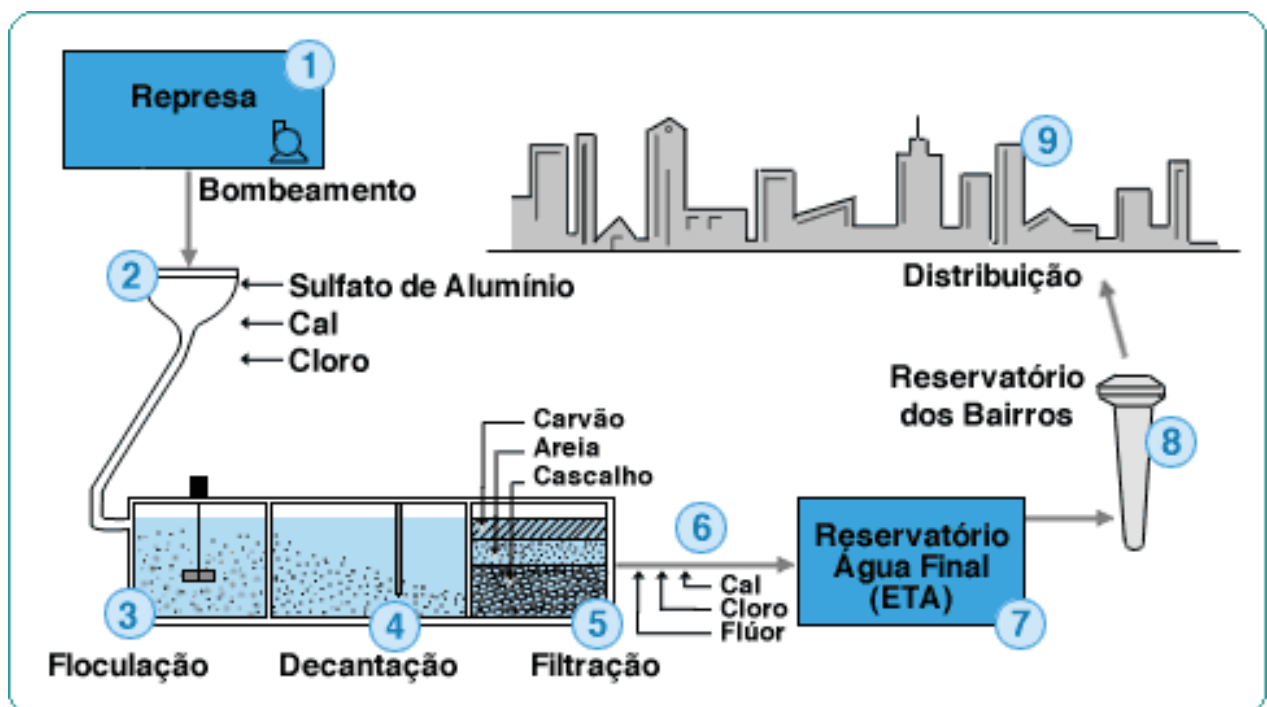


Figura 4 – Sistema de tratamento de água em ciclo completo.
Fonte: SABESP, 1997.

2.2 CLIMA

O clima típico da região é o tropical chuvoso, conforme classificação de Köppen, e de acordo com Webler et al. (2007) a precipitação média anual é em torno de 2.000 mm. A região possui duas estações bem distintas e definidas pelas características climáticas da região. A primeira com períodos de maior índice pluviométrico entre os meses de outubro a maio e a segunda com menores índices nos meses de junho a setembro.

Os dados de precipitação, relativo ao período da pesquisa, foram obtidos de uma torre pertencente ao LBA - *The Large Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia*, que está localizada na Universidade Federal de Rondônia, *Campus* de Ji-Paraná. O monitoramento e registro dos volumes diários de chuva precipitada foram feitos por um pluviômetro de balança, modelo SL 2000, com legibilidade de 0,2mm, com armazenamento dos dados em um *datalogger*. Somente a estação no exutório da bacia não expressa o real volume de chuva precipitado na mesma, assim, percebe-se a necessidade de considerar dados de outras estações. Todavia, por falta de dados de outras estações e, para as existentes a ausência de registros de chuvas e/ou a sua disponibilização foram determinantes para que se tenham informações de um ponto de monitoramento.

2.3 COLETA DE AMOSTRAS

As amostras destinadas a avaliar o índice de qualidade da água foram coletadas conforme a metodologia proposta no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995) em dez campanhas. As primeiras cinco campanhas ocorreram de 21/02/2011 a 21/03/2011, no primeiro dia útil de cada semana. A segunda metade aconteceu de 29/06/2011 a 27/07/2011.

As coletas de água foram realizadas entre 6:00h e 7:00h, todas na saída da tubulação que direciona a água bruta afluenta para a estação. Recolheu-se quatro amostras de água em cada campanha, uma alíquota para o exame bacteriológico acondicionada em frasco de vidro de 300ml, esterilizado em autoclave por 20 minutos a 120 °C e colocado em caixa isotérmica com gelo. A segunda, em frascos específicos para DBO, a terceira em frasco de vidro de 500ml e utilizada para as análises de sólidos totais e fósforo total. Para os ensaios de *Jar Test* coletou em

torno de 90 litros de água em cada campanha, no total de duas, nas datas 07/03/2011 e 06/07/2011 e, esses volumes foram acondicionados em galões de polietileno escuro.

2.4 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA AFLUENTE

2.4.1 Técnica da membrana filtrante em meio cromogênico

O período entre coleta e análise das amostras para os parâmetros microbiológicos não excedeu uma hora em todas as campanhas. As análises microbiológicas foram realizadas pelo método de membrana filtrante em meio cromogênico, técnica descrita no *Standart of Methods for the Examination of Water and Wasterwater* (1995), referência internacional em análises em águas. Tal método consiste em passar um volume d'água conhecido por uma membrana com porosidade de 0,45µm e diâmetro de 47mm com auxílio de um sistema de filtração e uma bomba a vácuo, ficando os microrganismos antes presentes na água retidos na membrana. O procedimento descrito foi seguido nos testes bacteriológicos e, o volume de água a ser filtrado, preparado com o fator de diluição 10^{-2} , ou seja, 1mL da amostra aferido a 100mL com água estéril. Após a filtração, a membrana foi colocada em um meio de cultura seletivo e diferencial, Chromocult Coliformes Agar (CCA) preparado conforme especificações do fabricante e permitindo a detecção simultânea de *E. coli* e coliformes totais. As membranas sobre meio de cultura foram, posteriormente, encubadas a uma temperatura de 35 ± 2 °C por 24 ± 2 hrs.

Transcorrido o período de incubação foram contadas como *E. Coli* as colônias de tonalidade azul escuro a violeta. Já os coliformes totais são as colônias de coloração salmão e /ou vermelho escuro, além das azul-violeta (*E. Coli*). A distinção entre os coliformes totais e *E. coli*, através da cor, ocorre em função do substrato cromogênico que reage com as enzimas produzidas por cada uma dessas bactérias. Para os coliformes totais o meio cromogênico reage com a enzima β-galactosidase, enquanto com a *E. coli* o meio reage com a enzima β- glicuronidase (MADIGAN et al., 2010).

2.4.2 Parâmetros físico-químicos

2.4.2.1 Determinação do pH, temperatura e turbidez

Os parâmetros pH e temperatura foram determinados *in situ* com o medidor multiparâmetros portátil, marca Hanna Instruments, modelo HI 9828. Enquanto a turbidez foi determinada no laboratório no turbidímetro de bancada portátil marca *Hach*, modelo 2100P.

2.4.2.2 Determinação de nitrato e fósforo total

A espectrometria de absorção ultravioleta é bastante utilizada para mensurar a absorção de luz ultravioleta por diferentes substâncias. Na faixa de onda de 220nm, permite a determinação do nitrato. Todavia, a matéria orgânica absorve ondas em 220nm e 275nm, porém, o nitrato não absorve esta última. Uma segunda leitura em 275nm foi feita, objetivando subtrair a matéria orgânica. Assim, efetuaram leituras das amostras nos comprimentos de onda 220nm, subtraído do dobro da leitura em 275nm e, desta forma, determinado a concentração de nitrato. Já, o fósforo total foi determinado com a leitura da absorbância da amostra na faixa de 882nm.

A equação de correlação da absorbância em função da concentração, gerada pela curva padrão de cada nutriente, permitiu a determinação de suas concentrações. A metodologia para a construção das curvas consiste em realizar leituras de soluções padrões, com concentrações conhecidas, para os íons nitrato e fosfato nos comprimentos de onda citados anteriormente. Na construção da curva de calibração para o nitrato utilizou-se uma solução padrão de $1000\text{mg.L}^{-1}\text{NO}_3^-$, preparada com 1,37g de nitrato de sódio (NaNO_3), previamente seco em estufa, a 100°C , por 24 horas. Na Tabela 5 estão presentes os volumes de solução padrão de nitrato utilizados no levantamento da curva de calibração.

A água para a preparação das soluções de calibração de nitrato foi previamente filtrada através de uma membrana de fibra de vidro de $0,45\mu\text{m}$. Posteriormente, colocou-se 2mL de um coagulante (Hidróxido de alumínio) para cada 100mL de água filtrada, sendo retirado o sobrenadante após a decantação e remoção da matéria orgânica. Por fim, o volume coletado foi novamente filtrado em uma membrana de fibra de vidro de $0,45\mu\text{m}$.

Tabela 6 - Volumes requeridos de solução padrão de nitrato para preparar a curva de calibração.

Concentração padrão (mg.L⁻¹ NO₃⁻)	Volume (µL) da solução padrão para 100mL da solução de calibração
1,0	100
2,0	200
3,0	300
4,0	400
5,0	500
6,0	600
7,0	700
8,0	800

A curva de calibração para o fósforo total foi elaborada com a utilização de uma solução padrão de 123mg.L⁻¹ PO₄²⁻, preparada com 0,1757g de fosfato monobásico de potássio anidro (KH₂PO₄), previamente seco em estufa, a 100 °C, por 24 horas. Os volumes de solução padrão de fosfato utilizados no levantamento da curva de calibração estão expostos na Tabela 6.

Tabela 7 - Volumes requeridos de solução padrão de fosfato para preparar a curva de calibração.

Concentração padrão (mg.L⁻¹ PO₄²⁻)	Volume (µL) da solução padrão para 100mL da solução de calibração
0,0123	100
0,0246	200
0,0369	300
0,0492	400
0,0615	500
0,0738	600
0,0861	700
0,0984	800

Para a determinação do fósforo total, o volume de 100mL de cada solução padrão preparada foi pipetado 10mL dessas soluções para tubos de ensaio, seguido da adição de 1mL de solução saturada de persulfato de potássio em cada tubo. Os tubos com as amostras foram

autoclavados por 1 hora, a temperatura de 120 °C e pressão de 1 atm. Já frios, adicionou 1ml de reagente misto em cada frasco, e efetuado a leitura das amostras no espectrofotômetro, 20 minutos após este procedimento. O reagente misto foi preparado com as seguintes soluções: 12,5mL de ácido sulfúrico 5N, 1,25mL de solução de tartarato de potássio e antimônio ($2,75\text{g.L}^{-1}$), 3,5mL de solução de molibdato de amônio (40g.L^{-1}) e 7,5mL de solução de ácido ascórbico ($17,6\text{g.L}^{-1}$).

Com as leituras dos padrões, traçaram-se curvas de absorvância x concentração dos íons, e ajustado regressão linear simples, com as suas respectivas equações. Por fim, as curvas foram submetidas a uma análise estatística quanto à significância dos seus coeficientes de correlação e de regressão (vide Apêndice A). Os resultados apontaram serem significativos ambos os coeficientes e os valores encontrados não foram casuais, ou seja, há evidências estatística suficiente para supor que há correlação e regressão entre as variáveis, absorvância e concentração dos íons.

2.4.2.3 Sólidos totais

Inicialmente, calcinou a cápsula de porcelana em forno mufla a 550 °C, por 15 minutos. Ao fim deste tempo, as cápsulas resfriaram em dessecador com sílica e já em temperatura ambiente determinou as massas (M_1) das cápsulas em balança analítica, marca Denver, modelo APX-60, com capacidade de 60g, legibilidade 0,1mg. Posteriormente, transferiu um volume conhecido da água bruta (V_1) para as cápsulas calcinadas sendo levadas, em seguida, para a estufa por 24 horas a 103-105 °C e determinada a massa do conjunto após o resfriamento em dessecador (M_2). A seguir, a Fórmula 3 utilizada no cálculo de sólidos totais:

$$\text{Mg de sólidos totais} \cdot \text{L}^{-1} = \frac{M_2 - M_1}{V_1} \quad (4)$$

2.4.2.4 Alcalinidade

Utilizou o método potenciométrico para a determinação desse parâmetro, conforme a metodologia descrita por Foresti et al. (2005) e baseados nos métodos da APHA (1995). Antes de iniciar os ensaios, a água bruta foi centrifugada em centrífuga modelo 80-2B, marca H.T. por 3 minutos a 1500rpm. O monitoramento do pH durante a titulação foi feito com o auxílio do pHmetro de bancada marca Quimis, modelo Q-400A, devidamente calibrado com as soluções de padrões pH 7,00 e pH 4,00. Sua faixa de medição é de 0,00 a 14,00 pH, com compensação automática de temperatura entre 0 a 100°C e legibilidade de 0,001pH. Após a centrifugação das amostras, estas foram tituladas, sob agitação magnética, com a adição de ácido sulfúrico padronizado (0,01 N) até o pH 5,75 e anotado o volume de ácido sulfúrico (V_1) utilizado. A titulação prosseguiu com a mesma solução, até pH 4,3 e anotado o volume de ácido requerido (V_2). Desta forma, calculou-se a alcalinidade total pela Fórmula 4:

$$A_{\text{total}} = \frac{V_3 \times N_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times 50.000}{V_{\text{Amostra}}} \quad (5)$$

Onde,

A_{total} – Alcalinidade ($\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$)

$V_3 = V_1 + V_2$ (L)

$N_{\text{H}_2\text{SO}_4}$ – Normalidade da solução de ácido sulfúrico

2.4.2.5 Cor aparente e verdadeira

A cor foi avaliada pelo método colorimétrico. As amostras foram colocadas em cubetas próprias para este parâmetro e lidas em espectrofotômetro no comprimento de onda 455nm. Para a determinação da cor aparente as alíquotas de água não foram centrifugadas antes da leitura, enquanto para cor verdadeira centrifugou-se por 15 min as amostras antes da leitura no aparelho. Os resultados de ambos os parâmetros são expressos em unidade de cor (UC).

2.4.2.6 Oxigênio dissolvido (OD)

As amostras para a determinação de oxigênio dissolvido foram coletadas em frasco de DBO com capacidade de 60mL e tampa de vidro esmerilhada. No ato da coleta fixou-se o oxigênio com a adição de 250 μ L das soluções sulfato manganoso e iodeto de potássio. A determinação da concentração de OD foi feita pelo método de Winkler. O tempo entre a coleta e a análise desse parâmetro não excedeu 2 horas.

2.4.2.7 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)

Primeiramente, mediu-se a concentração de OD inicial da amostra pelo método de Winkler, análise esta, efetuada até 2 horas após a coleta. As amostras para determinar o OD final seguiram para a incubadora por 5 dias e a temperatura constante de 20°C. O procedimento de análise utilizou o método de incubação sem diluição, aplicado a águas superficiais pouco poluídas. Transcorrido este período (120hrs \pm 2hrs), realizou uma nova medição do OD da amostra pelo mesmo método utilizado para a determinação da concentração inicial e a DBO foi calculada pela diferença entre o oxigênio inicial e final.

2.5 ENSAIOS DE TRATABILIDADE DA ÁGUA: *JAR TEST*

A água bruta coletada na entrada do tratamento, na câmara de carga, foi armazenada em barris de polietileno (PVC). Sua homogeneização era feita em cada coleta dos volumes para os ensaios de *Jar Test*, com a agitação vigorosa da água para que os sólidos decantados fossem ressuspensos.

Nos ensaios de *Jar Test* utilizou-se o aparelho marca *hidraulis*, composto por 3 reatores estáticos (jarros). O protocolo experimental consistiu em variar tanto o pH de coagulação das amostras quanto as concentrações empregadas dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico.

Os valores de pH estudados variaram entre 3 e 10 (3, 5, 7, 8, 9 e 10), sendo ajustados para cada amostra um pH específico com soluções de ácido sulfúrico (0,1 mol.L⁻¹) e hidróxido de sódio (0,1 mol.L⁻¹). As dosagens de coagulante oscilaram de 10 a 40mg.L⁻¹ (10, 15, 20, 25, 30, 35

e 40mg.L^{-1}). Utilizou-se como coagulantes a solução de sulfato de alumínio com cerca de 10g.L^{-1} e a solução de cloreto férrico a uma concentração de 10g.L^{-1} , ambas preparadas no início dos ensaios.

Preparadas as amostras, estas foram submetidas a mistura rápida (150rpm) no aparelho *Jar Test* durante 30 segundos e seguida por uma mistura lenta (30rpm) por 10 minutos. Transcorrido este tempo, retirou os agitadores das amostras e estas ficaram 15 minutos em repouso, a Tabela 7 resume os parâmetros físicos utilizados nos ensaios. Ao fim deste tempo, coletaram-se volumes do sobrenadante das amostras para a leitura da turbidez e cor. O ensaio, descrito anteriormente, ocorreu para cada um dos referidos coagulantes.

Os resultados dos ensaios de *Jar Test* foram reunidos e apresentados na forma de diagramas de coagulação, confeccionados no programa *Surfer 10*, versão demo. Na elaboração dos diagramas utilizou a *Krigagem* como método de interpolação para estimar os valores das variáveis estudadas em pontos com ausência de dados.

Tabela 8 - Parâmetros físicos para a elaboração dos diagramas de coagulação.

Parâmetro	Valor
Tempo de mistura rápida (T_{mr})	30s
Gradiente médio de mistura rápida (G_{mr})	210s^{-1}
Tempo de floculação (T_{fl})	10min
Gradiente médio de floculação (G_{fl})	20s^{-1}
Tempo de decantação (T_{dt})	15min
Velocidade de sedimentação (V_s)	$0,5\text{cm.min}^{-1}$

2.6 CÁLCULO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA – IQA

Inicialmente, calculou-se o valor dos nove sub-índices, conforme as equações ajustadas para as curvas de variação da qualidade da água. Posteriormente, o índice de qualidade da água foi calculado pelo produtório ponderado das características da água associado a cada um dos nove parâmetros conforme a fórmula 1 (página 23).

Com os resultados do índice, escala que pode variar de 0 a 100, classificou-se a qualidade da água, onde valores menores que 50 denotam água de qualidade ruim, enquanto valores maiores de IQA, tendendo a 100, expressam água de qualidade excelente.

2.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Utilizou o procedimento de análise de variância (ANOVA), objetivando verificar se há alguma diferença entre as médias de turbidez nas semanas monitoradas. O modelo de ANOVA utilizado foi o de fator único e com um nível de significância de 0,05 ($\alpha = 0,05$). Para os testes de hipóteses (teste t) e intervalo de confiança utilizou um nível de confiança de 95%.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Serão apresentadas as características da água do rio Urupá para os períodos de precipitação e estiagem, assim como os resultados dos ensaios de tratabilidade da água, *Jar Test*. Expressou-se a condição da qualidade da água com a utilização de nove variáveis, sintetizados em índice de qualidade. Cada variável é apresentada e discutida.

3.1 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA – IQA

Nas cinco semanas monitoradas (fevereiro-março), para a estação chuvosa, o índice de qualidade oscilou entre 60,90 a 63,55, com média de 62,00 (Figura 5A). Neste período a água pode ser considerada com qualidade média, pois os valores estão inseridos no intervalo $50 < IQA \leq 70$, definido pela CETESB como água de qualidade média. Já para as cinco semanas estudadas no período seco, o índice variou entre 74,18 a 87,78, com média de 79,83, assim como se observa na Figura 5B. Neste período a água apresentou qualidade boa, expresso pelos bons valores de IQA situados no intervalo $70 < IQA \leq 90$.

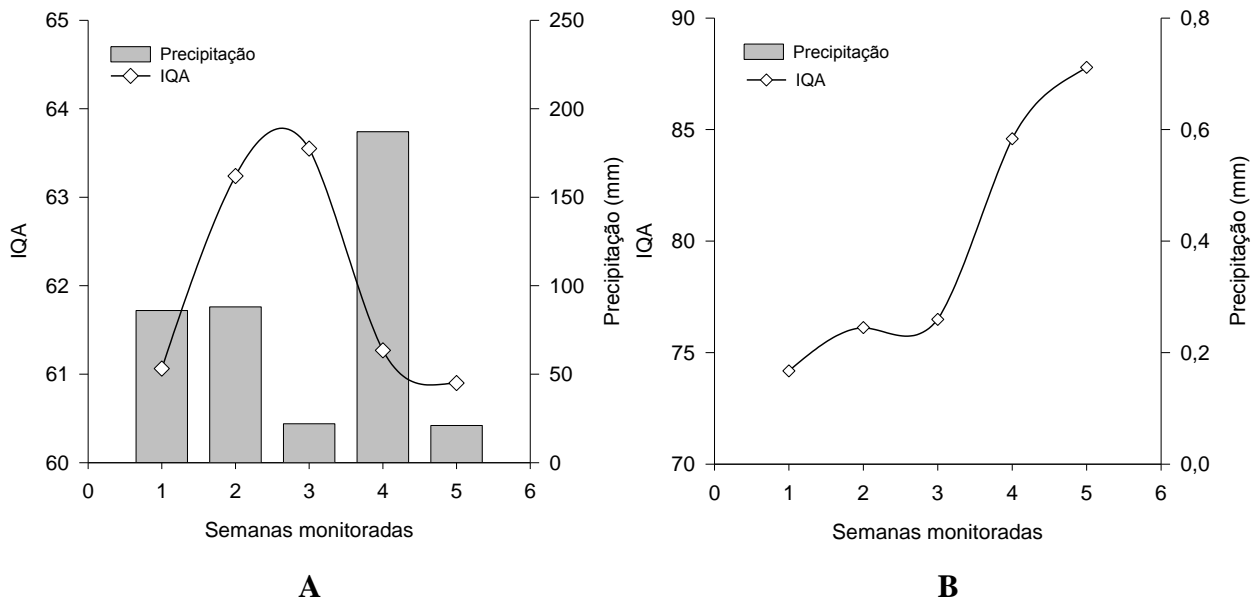


Figura 5 - Variação do Índice de qualidade da água (A – Estação chuvosa, B – Estação seca).

No período chuvoso, as semanas 2 e 3 apresentaram o melhor IQA. Não há uma relação clara entre o seu valor e os volumes precipitados, como se nota na Figura 5A. No ponto estudado,

nas semanas com menores volumes precipitados ocorre tanto um decréscimo nos valores de IQA (5ª semana) quanto melhora no índice (3ª semana). Em estudo desenvolvido na microbacia do córrego Bomba, Molina et al. (2006) observaram que o aumento dos valores de IQA nos pontos monitorados coincidiu com os períodos mais chuvosos, sendo atribuído ao provável efeito de diluição, ocorrido em função do aumento da vazão veiculada no córrego e a consequente redução das concentrações dos contaminantes, dentro os quais, os indicadores microbiológicos. No entanto, Sales et al. (2007) explica o oposto, conforme estudo desenvolvido na Bacia do rio das Mortes, onde os mesmos atribuíram a depreciação do IQA ao escoamento superficial, responsável em carrear para o corpo hídrico matéria biodegradável.

O rio Urupá apresenta melhor qualidade de suas águas no período seco, segundo resultados do IQA. Os resultados demonstraram que da estação chuvosa para a seca este índice aumenta 28,76%. Todavia, neste último período, há maior variabilidade do seu valor. Essa tendência torna-se nítida ao observar os coeficientes de variação das épocas chuvosa e seca, 2,06 e 7,5%, respectivamente, e exprimem a porcentagem de oscilação semanal do IQA em relação à média de cada período estudado. Esse efeito no período seco deve-se principalmente pela melhora da primeira para a última coleta das variáveis *Escherichia coli* e turbidez. Consequência do comportamento das variáveis foi observado na evolução semanal da qualidade da água, com a maior taxa de melhora de suas características da 3ª para a 4ª semana, índice que varia de 76,49 para 84,59. Na 5ª semana, o IQA teve o maior valor, 87,78, sendo a melhor qualidade da água de acordo com a metodologia para sua caracterização. A elevação dos valores de IQA atribui-se a diminuição das concentrações de *E. coli* e turbidez, parâmetros que possuem uma relação inversamente proporcional ao IQA, assim como se nota nas Figuras 6A e 6B.

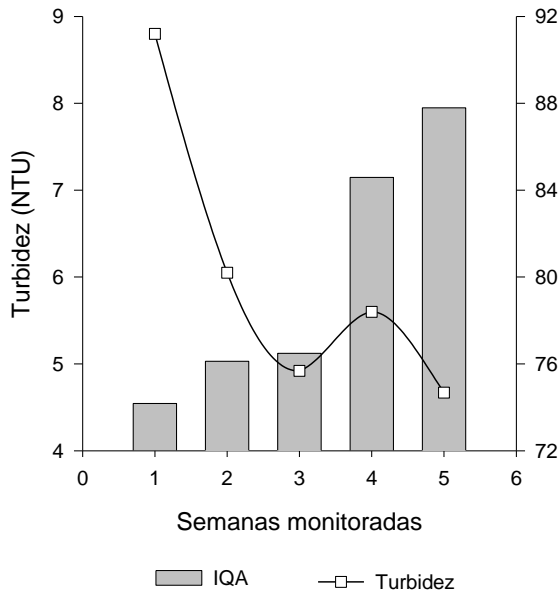


Figura 6A– Efeito dos valores de turbidez nos valores do IQA.

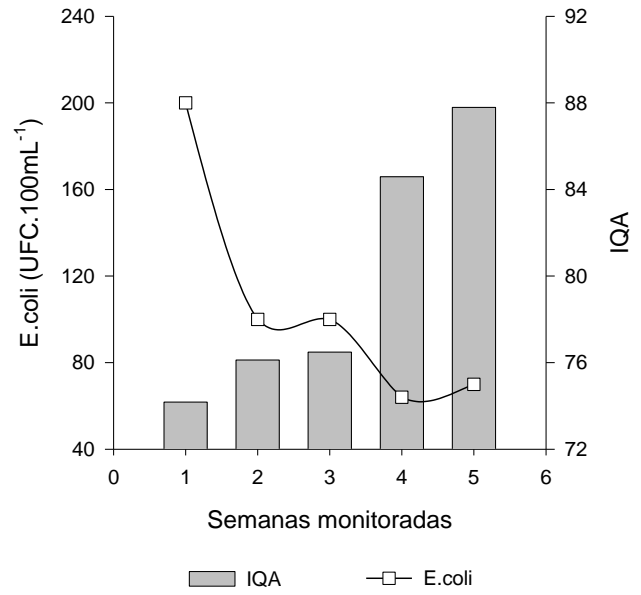


Figura 6B – Efeito dos valores de *E.coli* nos valores do IQA.

Embora, não se verifique a influência da precipitação nos valores de IQA na estação chuvosa, o mesmo não acontece ao se comparar os valores do IQA entre as estações estudadas, comportamento mostrado na Figura 7.

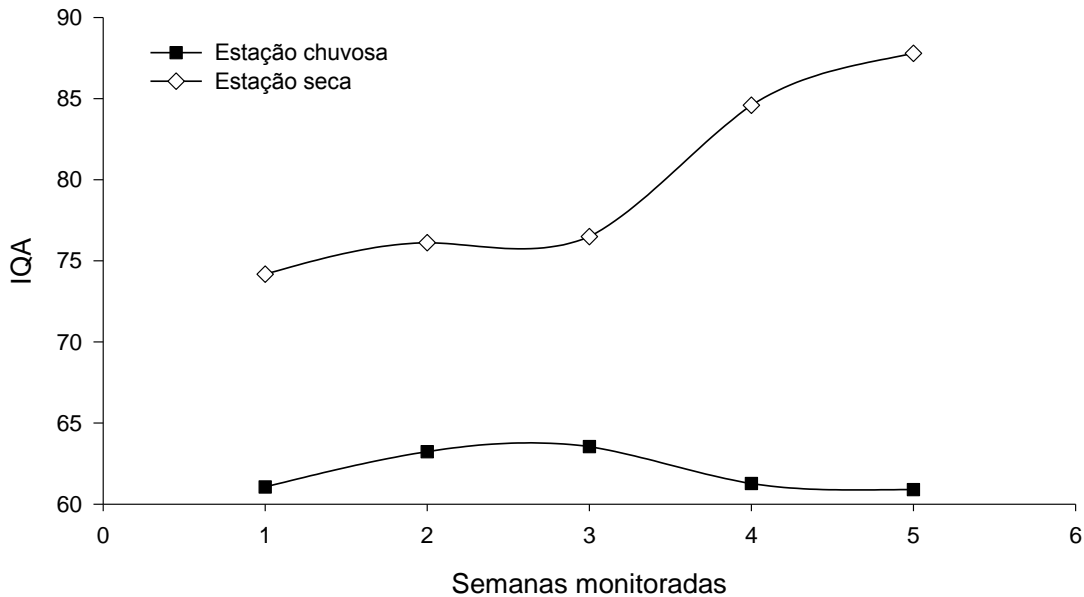


Figura 6 – Variação temporal nos valores do IQA.

Ao analisar os dados apresentados na Figura 7 depreende-se que a ausência de chuvas favorece a melhora na qualidade da água, pois com o fim do escoamento superficial na bacia, minimiza-se a influência da poluição difusa. Sobre o efeito da sazonalidade das chuvas no IQA, Ferreira e Idê (2001) observaram tendência de degradação da qualidade da água com o início das chuvas, uma vez que o aumento das torrentes sobre a bacia foi responsável pela ampliação da poluição difusa. Entre as principais variáveis responsáveis pela perda da qualidade da água, no período chuvoso, os autores enfatizam os coliformes fecais, sólidos totais e turbidez. O mesmo comportamento foi verificado nesse estudo e, assim como, no estudo citado, os maiores valores de turbidez e do indicativo microbiológico de contaminação provocaram uma depreciação nas características da água (Apêndice B).

Os coliformes totais (CT) estão presentes naturalmente nos solos e sua inserção nos mananciais de água indica o carregamento de material particulado para os mesmos. Apesar de não estar incluso no cálculo do Índice de Qualidade da Água, o comportamento das densidades de coliformes totais sugere a influência das chuvas na qualidade da água. Como se nota na Figura 8A e 8B os maiores valores de CT ocorreram na estação chuvosa, reflexo do escoamento superficial responsável em levar grande quantidade de impurezas para o rio. O fim do deflúvio superficial nos períodos de estiagem foi acompanhado por um sensível declínio dos valores de CT, redução esta de 28,82%, uma diferença significativa como sugere o teste estatístico.

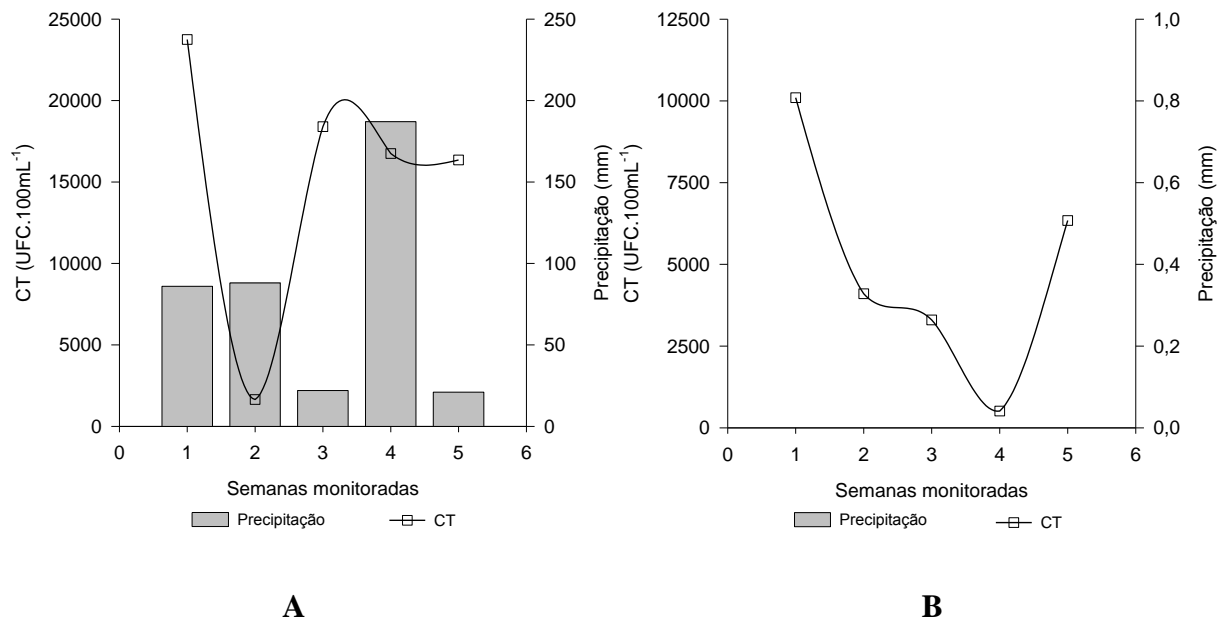


Figura 7 - Coliformes Totais na água do rio Urupá (A – Estação chuvosa, B – Estação seca).

Os sub-índices *Escherichia coli* (*E. coli*) e turbidez foram os principais responsáveis para a classificação da qualidade da água como média e não como boa para o período chuvoso, entretanto, as mesmas variáveis foram os responsáveis pela melhora do IQA na época sem chuvas. Todavia, o efeito da variável microbiológica foi preponderante. Shinma (2004) obteve resultados parecidos a este estudo, e a concentração de coliformes fecais foram os responsáveis pelo IQA ter sido classificado como bom e não como ótimo em seus estudos. Essa variável é responsável pelos resultados não por apresentar os maiores valores, mas sim por possuir o segundo maior peso no cálculo do IQA. Porém, o oposto ocorre na seca, onde há melhora da qualidade bacteriológica da água, como se nota ao comparar os valores da variável microbiológica nas Figuras 9A e 9B. O indicador microbiológico teve uma grande variação no período monitorado. Na figura 9A percebe-se que as menores densidades de *E. coli* ocorreram na segunda e terceira campanha na estação chuvosa, com 550 e 800 unidades formadoras de colônia (UFC)/100ml, respectivamente. Enquanto para o período seco (Figura 9B), as menores densidades de *E. coli* ocorreram na quarta e quinta campanha, com 64 e 70 UFC/100ml, respectivamente.

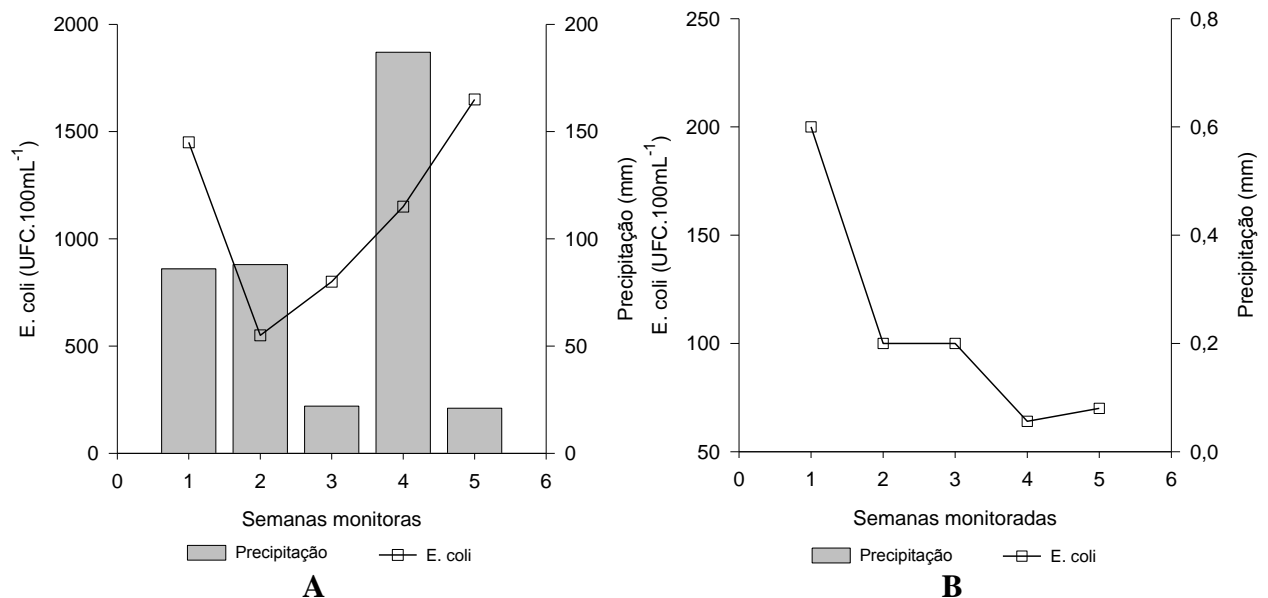


Figura 8 - Variação da concentração de *Escherichia coli* (A – Estação chuvosa, B – Estação seca).

Outro parâmetro significativo para água ter sido classificada com qualidade média na estação chuvosa foi a turbidez. Na figura 10 percebe-se que o parâmetro pouco variou nas semanas de monitoramento, constatação endossada pelo teste ANOVA, pois este sugere ser não apreciável a diferença nos valores de turbidez. A análise gráfica dos valores de turbidez (Figura 9A) aponta a pouca influência dos volumes precipitados em seus resultados para o período, com máximo de 31,5 unidades nefelométrica de turbidez (NTU) e mínimo de 23 NTU, com média de 26,5 NTU. No entanto, ao comparar os valores de turbidez do período chuvoso e seco nota-se a influência dos volumes precipitados nos valores de turbidez. Portanto, a turbidez foi maior para épocas com precipitação e menor para períodos de chuvas escassas, sendo diretamente proporcional às precipitações. A análise das figuras evidencia uma grande diferença da variável entre os períodos estudados, com média para a estação chuvosa de 26,5 NTU e 6,01 NTU para a seca, valor este 77,32% menor que no período anterior. O teste estatístico ratifica a análise gráfica, e as evidências estatísticas apontam diferenças entre os valores de turbidez de ambos os períodos.

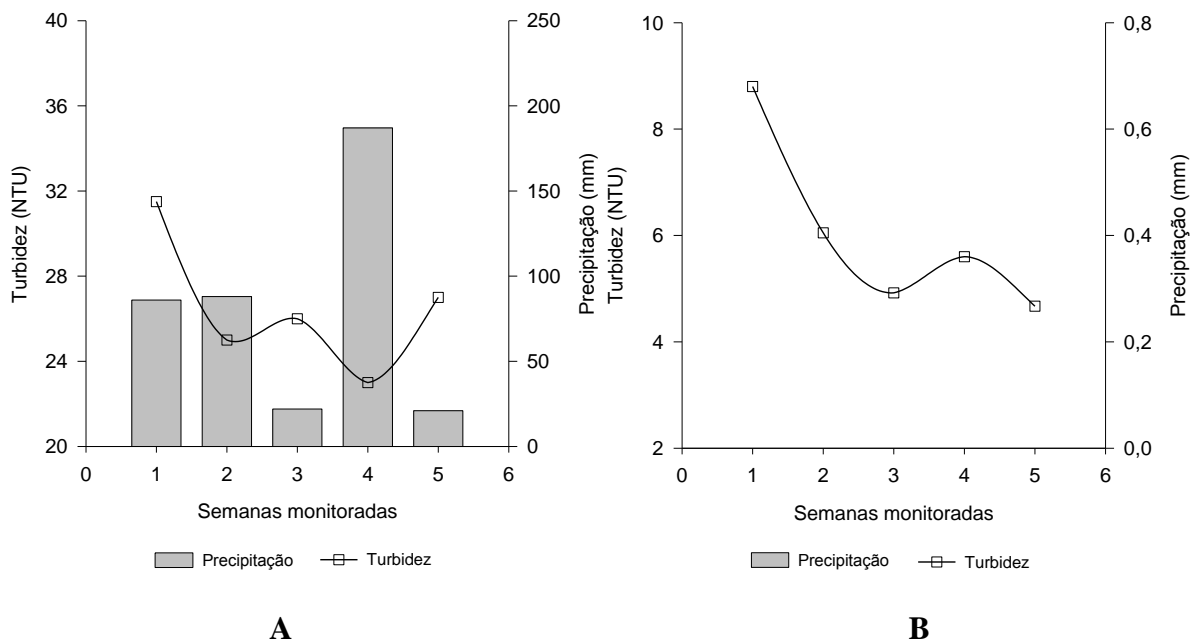


Figura 9 - Variação da turbidez (A – Estação chuvosa, B – Estação seca).

Outras variáveis de interesse sanitário como a DBO, OD e nitrato exprimiram boa qualidade da água e apontam uma situação não preocupante, pois os valores de DBO e nitrato

foram relativamente baixos, e o OD relativamente alto como observado nas Figuras 11A, 11B, 12A e 12B, tanto para o período chuvoso quanto para o seco.

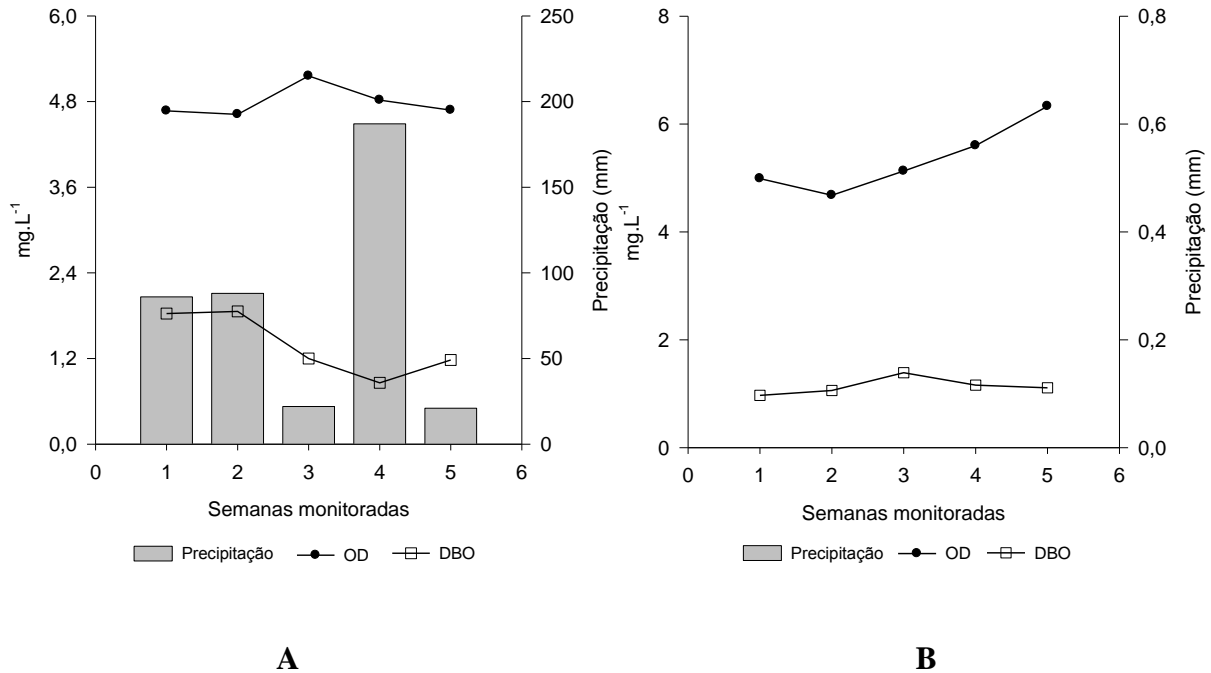


Figura 10 - Resultados da DBO e OD (A – Estação chuvosa, B – Estação seca).

O valor médio de DBO para o período chuvoso foi de $1,39\text{mg.L}^{-1}$ e $1,14\text{mg.L}^{-1}$ para o período seco. O nitrato e o OD tiveram valores médios, respectivamente, de $0,81\text{mg.L}^{-1}$ e $4,79\text{mg.L}^{-1}$, na estação chuvosa e $1,29\text{mg.L}^{-1}$ e $5,35\text{mg.L}^{-1}$ para a estação seca.

Quanto ao íon nitrato, este esteve abaixo de $10\text{mg.L}^{-1}\text{N}$, valor máximo permitido em água para abastecimento humano, segundo Portaria MS n° 518/2004 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004). Em ambas as estações os valores não ultrapassaram $1,8\text{mg.L}^{-1}\text{N}$, conforme se nota nas Figuras 12A e 12B. O acompanhamento desse parâmetro, bem como, sua manutenção em baixas concentrações é importante à proteção da saúde pública. Fontes de água com elevados teores de nitrato são indutoras de inúmeras patologias, destacando as neoplasias gastrintestinais (ALABURDA e NISHIHARA, 1998). Outro fator para manter seus baixos valores deve-se ao fato da tecnologia de ciclo completo, técnica utilizada no tratamento da água em Ji-Paraná, ser ineficiente na remoção de NO_3^- .

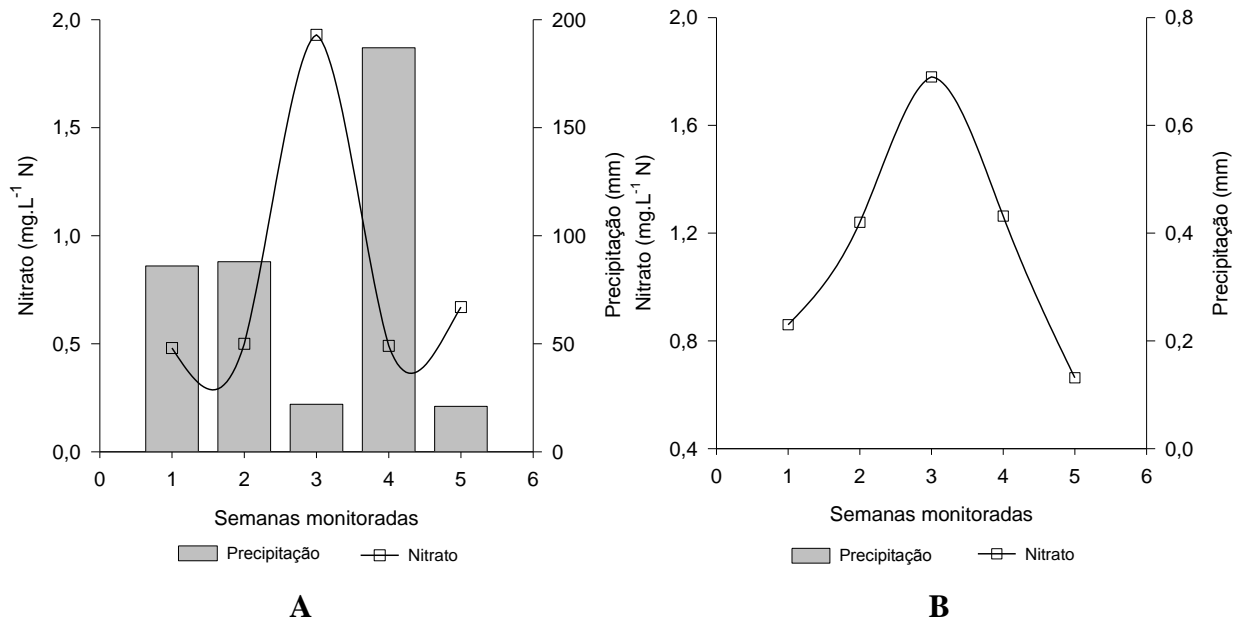


Figura 11 – Variação temporal do íon nitrato (A – Estação chuvosa, B – Estação seca).

Ações desenvolvidas a montante do ponto de captação de água podem prejudicar a qualidade da água tratada. O aporte de material lixiviado, efluentes, principalmente domésticos e nutrientes como nitrogênio e fósforo podem inviabilizar a atual tecnologia de tratamento de água e requerer técnicas onerosas de tratamento de água a fim de removê-los, de forma a adequar a água tratada aos padrões de potabilidade. Embora, não exprima a maior ou menor facilidade da água do Rio Urupá ser tratada, o IQA é um forte indicativo da variação da qualidade da água em um certo período, e sua utilização mostra-se como uma excelente ferramenta, de fácil entendimento sobre a evolução das características da água do manancial superficial e, os resultados úteis para uma política de recursos hídricos com o intuito de preservar a qualidade ambiental do rio e implantar melhorias na bacia, tendo como meta melhorar suas características.

3.2 DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO

Os ensaios de simulação dos processos de coagulação, floculação e decantação com o sulfato de alumínio resultaram na melhor faixa para a sua aplicação entre os valores de pH de coagulação 5 e 8, como pode-se verificar na Figura 13.

Entre os valores de pH estudados, a maior eficiência na remoção de turbidez ocorreu em pH 7, associado a dosagem de 30 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio. Todavia, dosagens menores apresentaram notável capacidade de atenuação da turbidez, como a utilização de 20mg.L⁻¹, resultando em uma eficiência de 95,27%. Para a remoção de cor o intervalo ótimo de pH situa entre os valores 5 e 8. Esses resultados foram verificados para as amostras do período chuvoso.

A utilização de 30mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio em pH 7 de coagulação resultou no maior decréscimo de turbidez, 97,36%. Em outras faixas de pH sua remoção foi similar ou inferior a anterior, no entanto, eficiência parecida foi alcançada com dosagens de sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃) superior a primeira. No pH de coagulação 3, a remoção máxima de turbidez, aferida pela eficiência, foi de 60,9%, alcançada com 40mg.L⁻¹ de coagulante, dosagem esta, 14,3% superior a aplicada na melhor faixa de trabalho, pH igual a 7, além de desempenho aquém ao ponto ótimo. Outros valores de pH, entre estes 5, 8, 9 e 10, o melhor desempenho quanto à remoção de turbidez foi conseguida com as respectivas dosagens: 40, 30, 40 e 40mg.L⁻¹ Al₂(SO₄)₃.

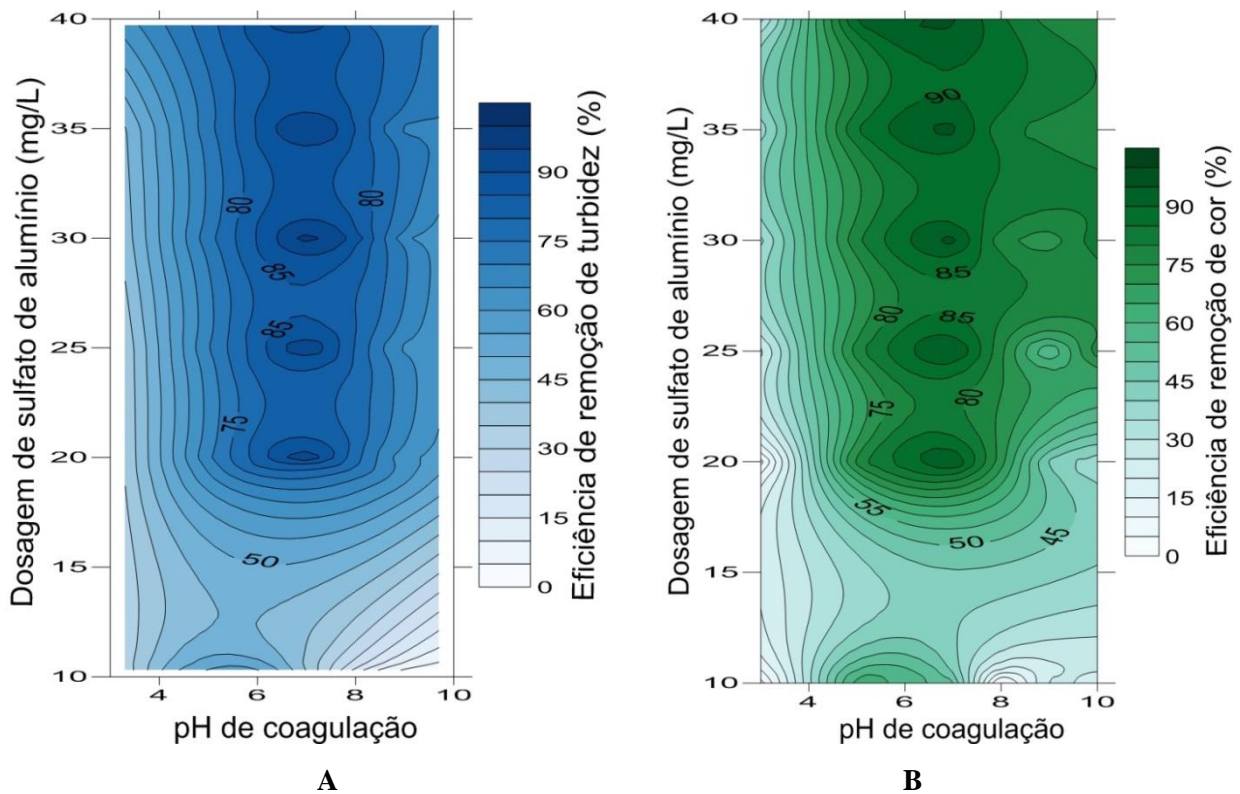


Figura 12 – Diagramas de coagulação de remoção de turbidez (A) e cor (B) em função da dosagem de sulfato de alumínio e pH de coagulação referente à estação chuvosa.

A diminuição dos valores de turbidez da água nestes valores de pH foi inferior ao ponto ideal de coagulação. Tais resultados denotam o efeito preponderante do pH no processo de coagulação, sendo determinante na quantidade de produtos químicos requeridos para remover a turbidez da água, observação sustentada pela análise entre a região de pH ótimo de coagulação e os valores de pH mais afastados dessa faixa. Sobre a influência do pH de coagulação e a dose de sulfato de alumínio Fernandes et al. (2010) verificaram que as maiores remoções médias de turbidez corresponderam a valores de pH mais próximos da neutralidade, independentemente da dose adotada de coagulante, enquanto as menores remoções foram obtidas em condição de superdosagem e valor de pH baixo. Explicando a baixa eficiência alcançada por tais coagulantes em valores de pH afastados da neutralidade Coral et al. (2009), Pavanelli (2001) perceberam que valores de pH muito abaixo ou acima da faixa ótima de coagulação tornaram os íons alumínio solúveis, não agregando os sólidos presentes em meio líquido, resultando em uma baixa eficiência de coagulação.

Outros pontos no diagrama de coagulação demonstram disparidade parecida. Por exemplo, a comparação entre os valores de pHs 7 e 3 mostra que com uma dosagem de 10mg.L^{-1} de sulfato de alumínio, houve a remoção de 48,73% da turbidez para o primeiro valor de pH, enquanto para o segundo somente 26,63%. Ao comparar os mesmos valores de pH, nota-se que para o pH igual a 7 a dosagem de 25mg.L^{-1} de coagulante resulta em 95,27% de remoção de turbidez, enquanto, para o pH 3, somente 30,39%. Caso a comparação prossiga com outros valores de pH afastados da faixa ótima, como o pH 10, percebe-se as mesmas tendências explicitadas entre os pHs 7 e 3.

Os resultados obtidos nos ensaios de *Jar Test* estão de acordo com os obtidos por Pavanelli e Di Bernardo (2002b), onde ambos perceberam em seus estudos que a eficiência de remoção de turbidez apresenta uma região ótima, associado a um pH e dosagens ideais. Esses autores ainda concluíram que traçar diagramas de coagulação é de grande relevância uma vez que, o emprego de produtos químicos em certas faixas de pH pode requerer dosagens maiores de coagulante para remover satisfatoriamente a turbidez da água. Conclusão condizente com a análise dos resultados dos ensaios de *Jar Test* desse estudo.

Quanto à remoção de cor, a melhor eficiência foi obtida com a aplicação de 30mg.L^{-1} de sulfato de alumínio, conjugado ao pH 7, assim como se verifica na Figura 13B. Ainda na Figura 13B, percebe-se que os ensaios conduzidos em valores de pH afastados do ponto ótimo de

remoção de cor exigiram dosagens superiores de coagulante para apresentar desempenho relativamente próximo a esta região ótima.

Conforme demonstra a Figura 14A, na estação seca, a melhor faixa de remoção de turbidez compreende os valores de pH 7 e 8, e o ponto ótimo de sua remoção foi alcançado com a utilização de 35mg.L^{-1} de sulfato de alumínio e com o pH 8 de coagulação. Para a remoção de cor, o melhor desempenho esteve associado aos pH 7,8 e 9, como se observa na Figura 14B e com ponto ótimo de sua remoção no pH 9 e dosagem de 40mg.L^{-1} de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Ao comparar as eficiências de remoção de turbidez e cor em ambas às estações fica evidente efeito da sazonalidade no processo de clarificação da água e no período chuvoso há uma maior eficiência na remoção de ambas as variáveis na água.

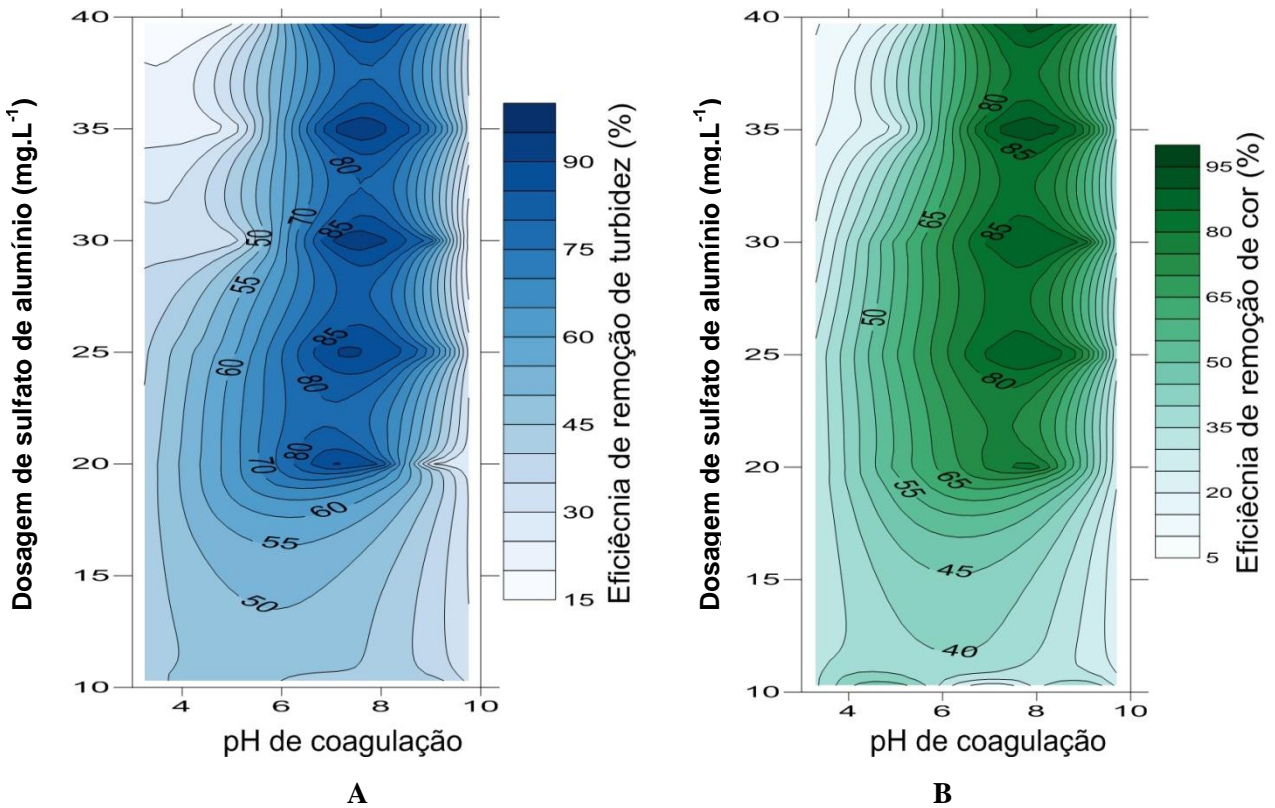


Figura 13 – Diagramas de coagulação de remoção de turbidez (A) e cor (B) em função da dosagem de sulfato de alumínio e pH de coagulação referente à estação seca.

De acordo com a Figura 15A, na estação chuvosa, a dosagem de 30mg.L^{-1} de cloreto férrico combinado ao pH 5 proporcionou a máxima remoção de turbidez, valor 98,44% menor comparado a turbidez inicial, 42,25NTU. Referente a amenização da cor da água, a dosagem de

35mg.L^{-1} associado ao pH 7, como se nota na Figura 15B, resultou na máxima remoção desta variável, ou seja, eficiência de 98,85%. Já, na estação seca, verifica-se na Figura 16A e 16B que a máxima eficiência na remoção de turbidez (96,69%) e cor (96,22%) foram obtidas com 20mg.L^{-1} de cloreto férrico com pH de coagulação 7 para a primeira variável, enquanto, para a cor utilizou 25mg.L^{-1} de coagulante associado ao pH 7. Desta forma, há um decréscimo de 33,3 % na dosagem de cloreto férrico para remover quantidade equivalente de turbidez e aumento de 28,6% para a máxima remoção de cor.

Comportamento similar ao sulfato de alumínio ocorre com o cloreto férrico ao promover ensaios de *Jar Test* com pH de coagulação afastado da faixa ótima, comportamento evidenciado nas Figuras 15 e 16. Ao analisar essas figuras nota-se que à medida que se afasta da faixa de pH que resultou na maximização da remoção de turbidez e cor há um aumento do volume requerido de cloreto férrico para se obter eficiência equânime ou próxima ao ponto ideal de coagulação.

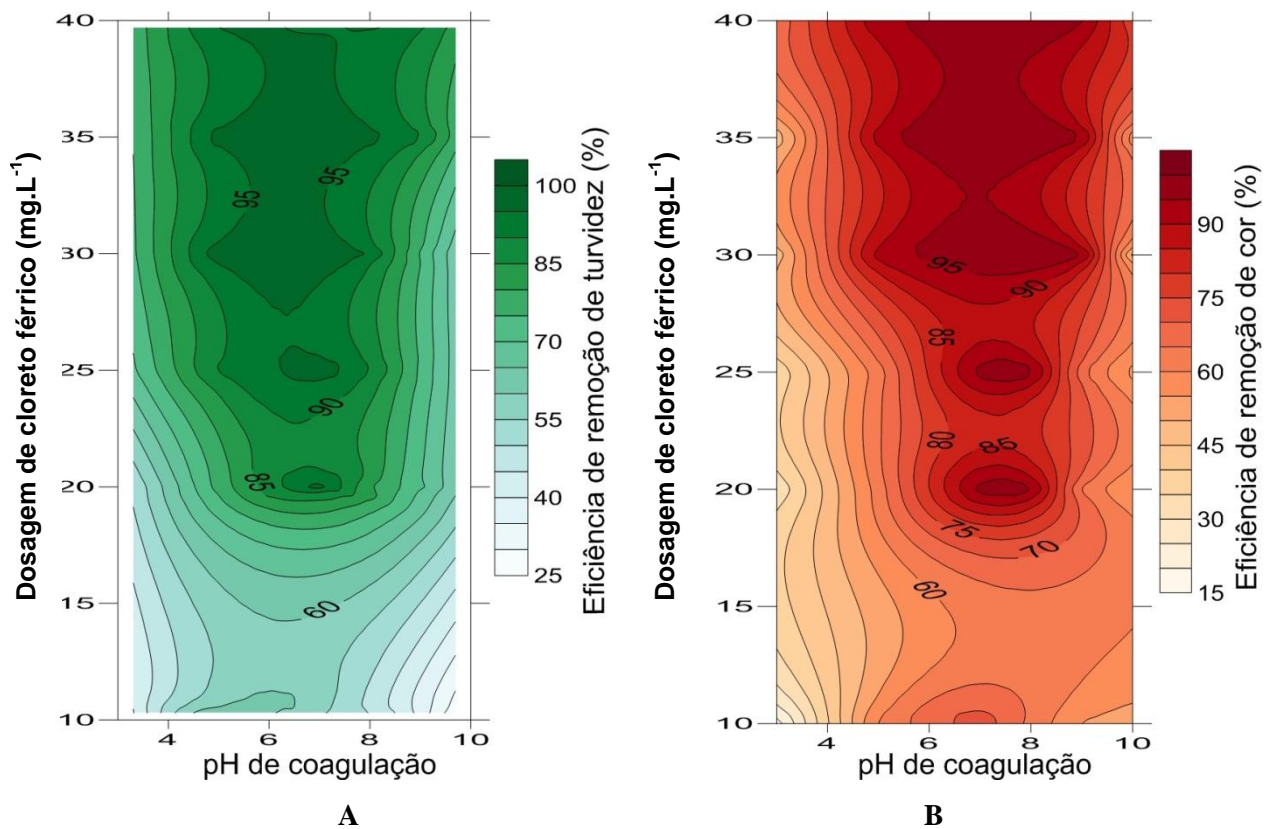


Figura 14 – Diagramas de coagulação de remoção de turbidez (A) e cor (B) em função da dosagem de cloreto férrico e pH de coagulação referente à estação chuvosa.

Comparado ao sulfato de alumínio, o cloreto férrico possui uma faixa de pH de trabalho mais ampla, conclusão obtida pela comparação entre a turbidez remanescente nos ensaios utilizando ambos os coagulantes. No período chuvoso, a faixa de pH de atuação do sulfato de alumínio abrange os valores de 7 a 8 e para o cloreto férrico os valores de 5 a 9, amplitude ligeiramente maior para o último coagulante. Ao comprar sais de ferro com sais de alumínio Matos et al. (2007) constataram a maior versatilidade dos coagulantes a base de sais de ferro, como o cloreto férrico. Eles observaram que este coagulante possui uma faixa de aplicação mais ampla se comparado aos sais de alumínio, apresentando maior remoção em pH mais ácido. As características verificadas por estes autores para ambos os coagulantes também se observa neste estudo, como discutido anteriormente.

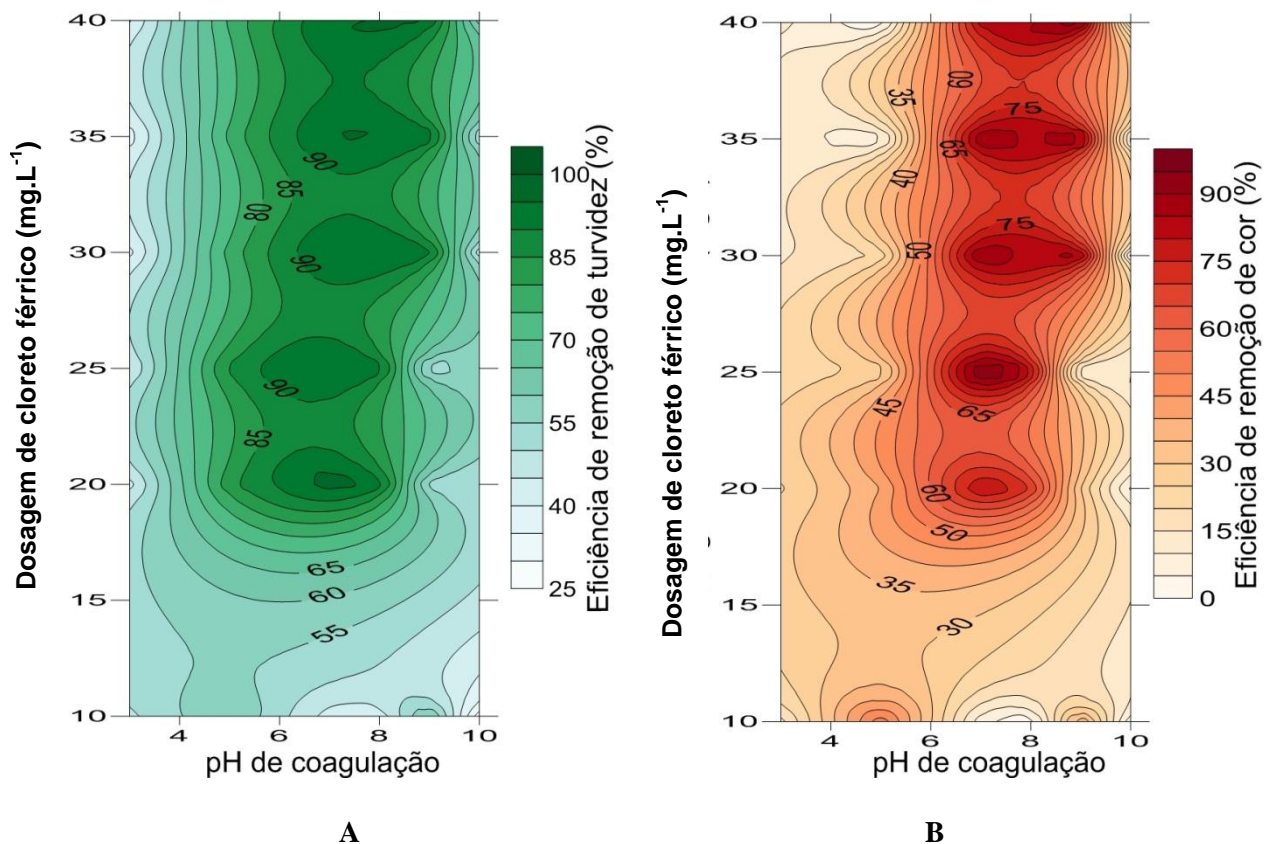


Figura 15 – Diagramas de coagulação de remoção de turbidez (A) e cor (B) em função da dosagem de cloreto férrico e pH de coagulação referente à estação seca.

Neste estudo, as melhores condições de coagulação para o sulfato de alumínio ocorreram pela coagulação por varredura. Carvalho (2008) explica o seguinte mecanismo como uma região

com o pH oscilando no intervalo 5,5 a 9,0 e aplicação de coagulante, geralmente, superior a 30mg.L^{-1} . Entre as razões para a maior eficiência na remoção de turbidez e cor para o mecanismo de varredura destaca-se a formação dos flocos, maiores e com velocidades de precipitação pronunciadamente superior aos outros processos de coagulação (SANTOS et al., 2007). Algo análogo ocorre para o cloreto férrico, onde o processo de varredura atuou como o mecanismo de coagulação, porém o pH de coagulação compreendeu os valores entre 5,0 e 9,0 e dosagens de cloreto férrico entre 20 e 40mg.L^{-1} .

Costa (2005) ao estudar a tratabilidade da água percebeu que o emprego de sulfato de alumínio apresentou melhor desempenho na faixa de pH de 6,5 a 7,5, enquanto neste estudo a sua maior eficiência foi verificado na faixa de valores de pH de 7,0 a 8,0 na estação chuvosa e seca. O mesmo autor citado anteriormente avaliou o cloreto férrico, e os resultados de seus estudos indicaram o intervalo de pH 6,0 a 9,4 sua melhor faixa de atuação, com uma região ótima compreendida entre os pH 6,0 e 7,0. Porém, neste estudo, a melhor faixa para o cloreto férrico engloba os valores de pH de 5 a 9, nas estações estudadas, com faixa ótima para o período chuvoso 5 a 7 e para o período seco entre 7 e 8, valores parecidos aos encontrados por Costa.

Ainda, ao comparar ambos os coagulantes, tendo como referência o ponto ótimo de coagulação, percebe-se que o cloreto férrico com dosagem menor obteve maior eficiência na remoção de turbidez e cor na estação seca, associado a menores valores de pH. Entretanto, na estação chuvosa, o cloreto férrico apresentou melhor performance somente na remoção de cor. Quanto à turbidez, no período chuvoso sua maior remoção foi obtida com a aplicação de 35mg.L^{-1} para cada coagulante estudado, com sua maior atenuação no ensaio com cloreto férrico. Frederico et al. (1999) ao comparar a eficiência do sulfato de alumínio e cloreto férrico, notou que este último coagulante com uma dosagem menor foi capaz de proporcionar menores valores de turbidez, mesma tendência constatada neste estudo.

3.3 DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO DA ÁGUA BRUTA SEM PRÉVIA CORREÇÃO DO pH

O valor do pH da água para os ensaios de tratabilidade foi 7,15, na estação chuvosa, enquanto na seca, apresentou valor próximo do primeiro, ou seja, 7,08. Na tabela 8 estão

presentes os intervalos de confiança para outras características da água, relevantes para os ensaios de *Jar Test*.

Tabela 9 - Características da água bruta nas estações chuvosa e seca.

Parâmetros	Estação	
	Chuvosa	Seca
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	23,1 ± 1,35	27,2 ± 0,36
Turbidez (NTU)	42,25 ± 2,815	8,16 ± 0,017
Cor (UC)	119,6 ± 2,67	22,71 ± 0,31

As principais características preponderantes ao tratamento da água (pH, turbidez e cor) sofreram influência das estações. O pH, principal parâmetro do processo de clarificação da água diminuiu 0,98% e alcalinidade aumenta 17,75%.

Os valores pH entre as estações são muito similares, e a diferença numérica não foi significativa, conforme aponta o teste estatístico de hipótese (teste t). Apesar de não significativa a diferença entre os valores de pH de coagulação, a performance do processo de coagulação, em ambos os períodos, foram distintos, como se observa nas eficiências de remoção de turbidez e cor. Todavia, seu desempenho não foi determinado exclusivamente pelo pH, o processo ainda recebe influência de outras características da água como a turbidez. Esse parâmetro, de uma estação para outra, diminuiu 77,32%, porém a queda no teor de turbidez das amostras empregadas nos ensaios de *Jar Test* foi ligeiramente maior para os mesmos períodos e chegou a 80,62%. Libânio et al. (1997) esclarecem o efeito da turbidez na coagulação e explica que a dimensão e a densidade dos flocos são determinantes em sua velocidade de sedimentação, influenciando a eficiência de remoção de turbidez. Ainda sobre o efeito da turbidez no processo de coagulação química, águas de baixa turbidez, possivelmente, apresentarão coagulação ineficiente devido à dificuldade em induzir o encontro de partículas.

Referente à eficiência de remoção de turbidez no período chuvoso, a utilização do coagulante sulfato de alumínio resultou na melhor faixa de sua remoção entre 30 e 40mg.L⁻¹ como se observa na Figura 17. A eficiência para essas dosagens foram 81,07% e 95,27%, respectivamente.

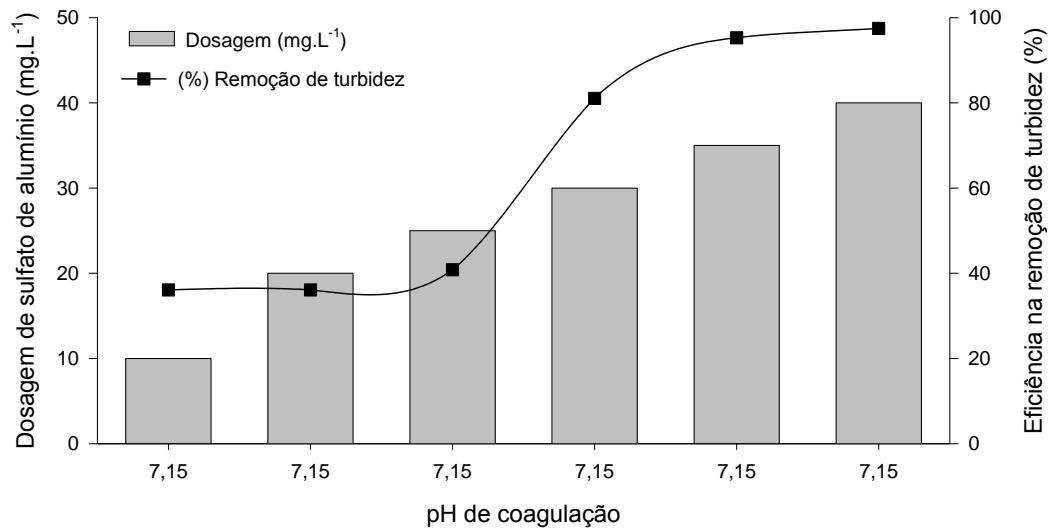


Figura 16 - Eficiência na remoção de turbidez da água com a utilização de sulfato de alumínio (Estação Chuvosa).

Na estação seca, eficiência parecida é alcançada com uma dosagem de sulfato de alumínio de 20mg.L⁻¹. Ao analisar a Figura 18 verifica-se que dosagens maiores provocam pouco efeito na remoção de turbidez.

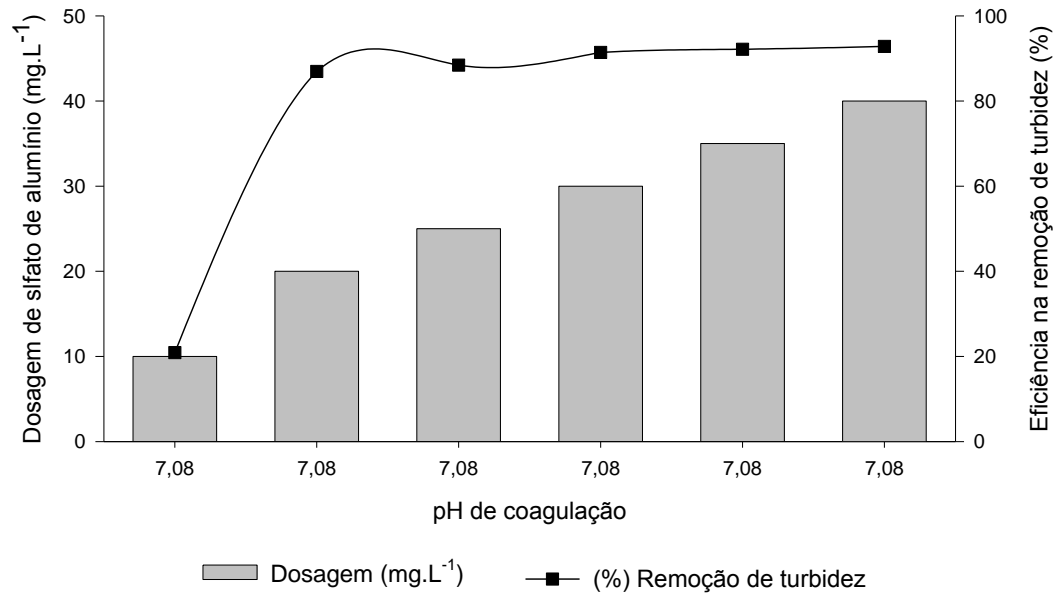


Figura 17 - Eficiência na remoção de turbidez da água com a utilização de sulfato de alumínio (Estação seca).

O índice de remoção de turbidez para 20mg.L^{-1} de sulfato de alumínio é 86,93%, ao passo que uma dosagem de 40mg.L^{-1} do mesmo coagulante resulta em uma taxa de remoção de 92,83%. Apesar de maior a remoção de turbidez para esta última dosagem, a primeira (20mg.L^{-1}), ou seja, metade demonstrou expressivo efeito na atenuação da turvação da água. Como lembram Veras e Di Bernardo (2008), águas de baixa turbidez ($<10\text{NTU}$) podem ser direcionadas da captação diretamente para os filtros, poupando tempo, produtos químicos e minimizando a formação de lodo.

Para o período seco o valor da turbidez da água bruta foi 8,16NTU e como exposto anteriormente por Veras e Di Bernardo (2008), a água poderia ter sido direcionada diretamente para filtração lenta, dispensando a etapa de coagulação química.

A maior eficiência na remoção de cor com o coagulante sulfato de alumínio esteve associado à dosagem de 40mg.L^{-1} para ambos os períodos estudados, como se nota nas Figuras 19A e 19B. Na estação chuvosa sua taxa de remoção foi 95,02% e na estação seca 90,56%.

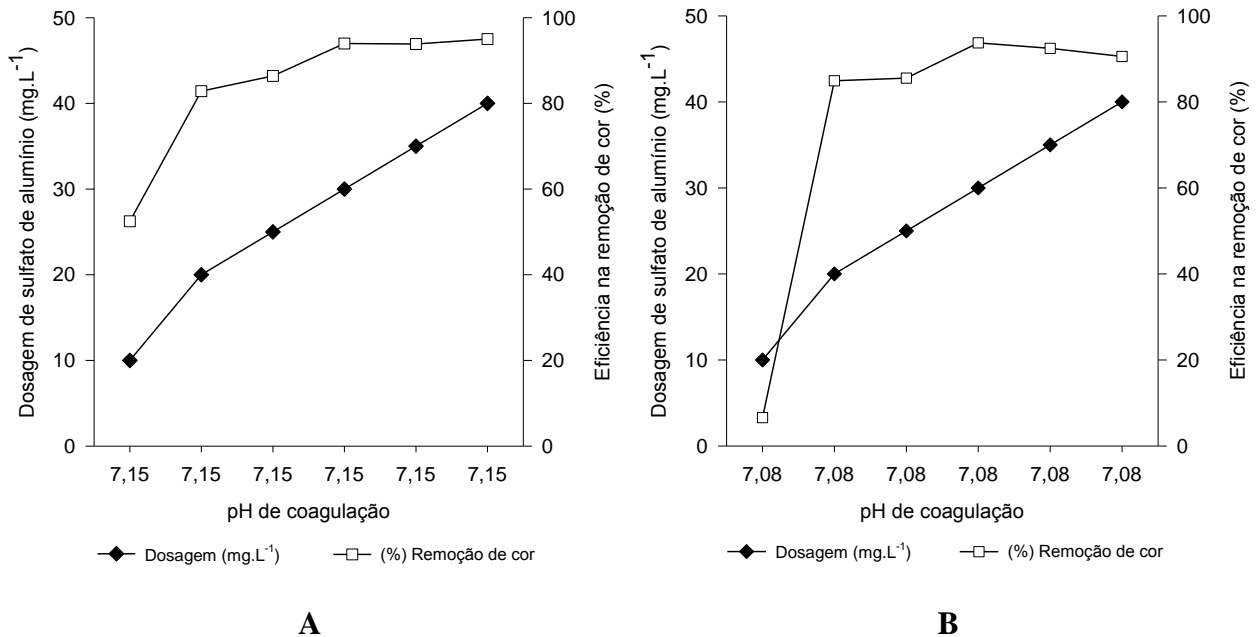


Figura 18 - Eficiência na remoção de cor aparente da água com a utilização de sulfato de alumínio (A- Estação chuvosa, B Estação seca).

Contudo, dosagens menores, como por exemplo, 20mg.L^{-1} apresentou acentuada eficácia na remoção de cor, ou seja, 82,85% e 84,90%, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente.

Para o cloreto férrico a maior remoção de turbidez esteve associada à dosagem de 40mg.L^{-1} tanto no período chuvoso quanto no seco, e as eficiências foram respectivamente 97,75% e 95,63%. Eficiência parecida foi conseguida com a dosagem de 35 e 30mg.L^{-1} de cloreto férrico nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. Todavia, neste último período a eficiência foi ligeiramente menor, 94,1% e para o primeiro período 96,52%, comportamento este observado nas Figuras 20.

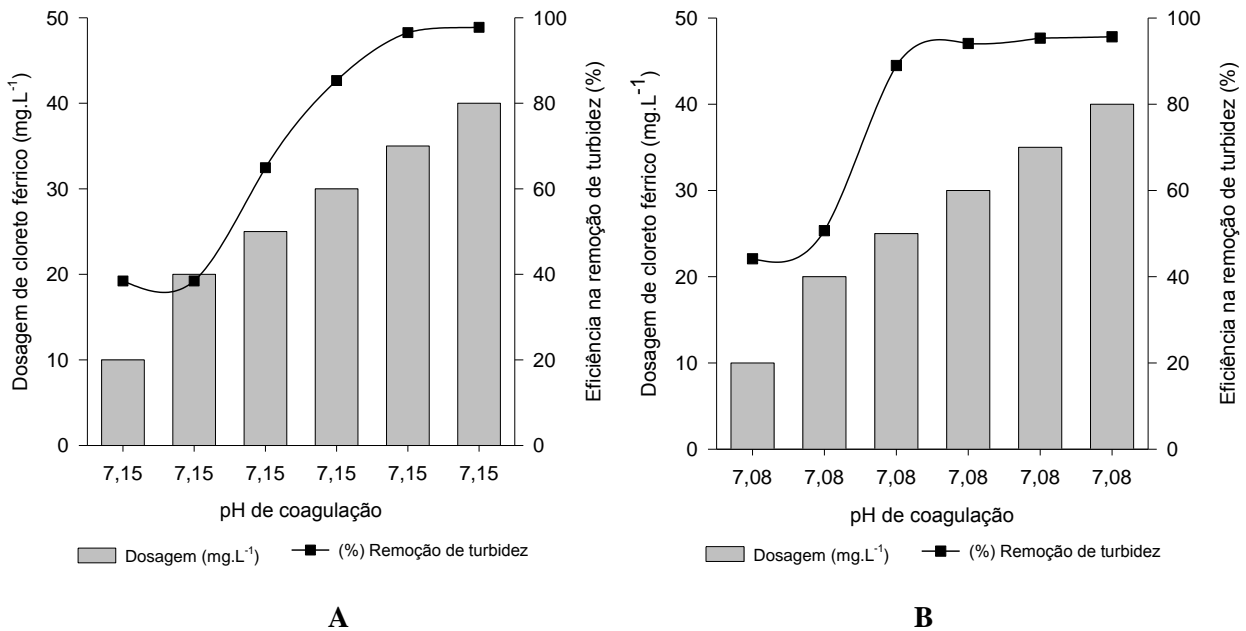


Figura 19 - Eficiência na remoção de turbidez da água com a utilização de cloreto férrico (A- Estação chuvosa, B Estação seca).

Quanto à remoção de cor aparente a dosagem de 25mg.L^{-1} removeu 95,11% de cor na estação chuvosa e na seca uma dosagem 30mg.L^{-1} foi necessária para obter eficiência similar, ou seja, 90,63% (Figura 21). Percebe-se que a dosagem de cloreto férrico aumenta 14,3% da estação chuvosa para a seca para conseguir eficiência parecida na remoção de turbidez e aumenta 20% para a remoção de cor de uma estação para outra. Ao comparar a utilização de sulfato de alumínio e cloreto férrico nota-se que a eficiência de remoção de turbidez e cor para o segundo coagulante foi maior na estação chuvosa, entretanto, a maior eficiência verificada para o cloreto férrico não foi significativa como aponta o teste de hipótese (teste t). Nas Figuras 20A e 21A nota-se que a maior eficiência na remoção de turbidez e cor, 97,75% e 96,84%, com o coagulante

cloreto férrico acontece com a dosagem 40mg.L^{-1} , eficiência parecida, ou seja, 97,49% para turbidez e 95,02% para cor, alcançada com 40mg.L^{-1} de sulfato de alumínio no mesmo período.

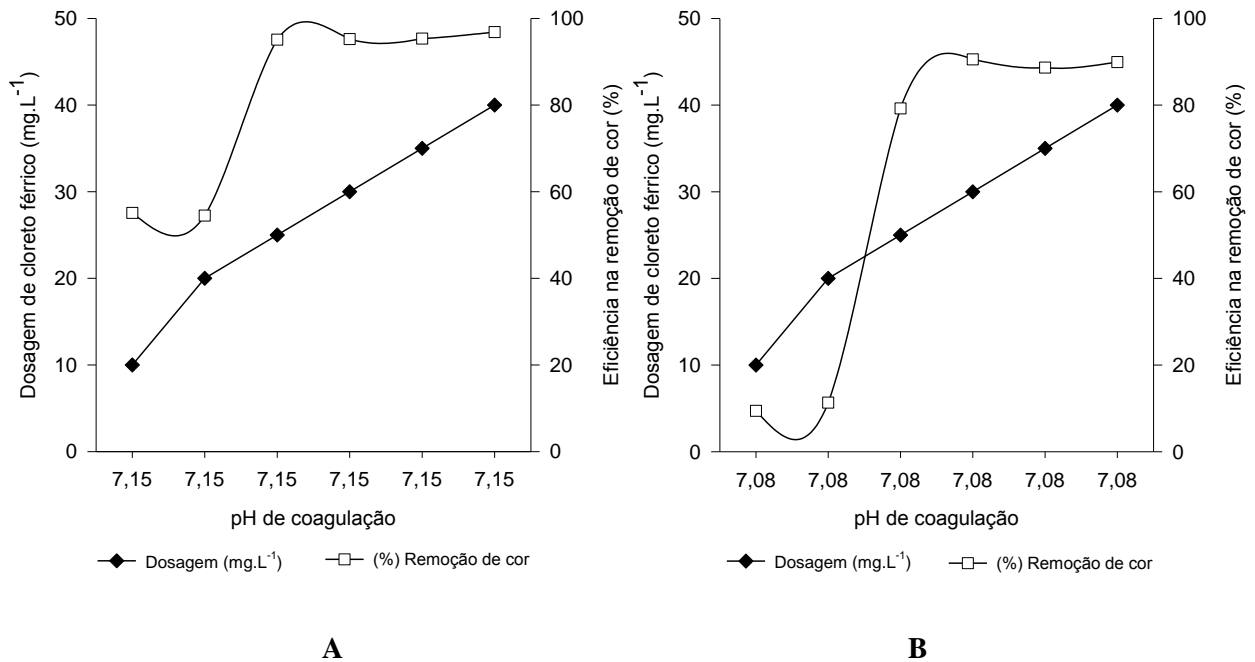


Figura 20 - Eficiência na remoção de cor aparente da água com a utilização de cloreto férrico (A- Estação chuvosa, B Estação seca).

Na estação seca o cloreto férrico possui eficiência maior somente na remoção de turbidez, enquanto o sulfato de alumínio apresentou maior eficiência na remoção de cor. Para ambos, a maior eficiência foi alcançada com a dosagem de 40mg.L^{-1} , entretanto, dosagens menores, como 25mg.L^{-1} apresentou considerável remoção de turbidez e cor. Novamente, o teste de hipótese (teste t) aponta que tais diferenças não são significativas.

CONCLUSÕES

Os resultados evidenciaram que a qualidade da água do Rio Urupá é melhor na estação seca, de acordo com o índice de qualidade da água. Entre os fatores determinantes para a melhora na qualidade da água, o fim do deflúvio superficial foi preponderante, pois carrega para o rio materiais com características poluentes. Assim, a diminuição do escoamento superficial sobre a bacia na estação seca favorece a melhora na qualidade da água.

Quanto à evolução da qualidade da água, no período chuvoso esta se manteve constante, ou seja, qualidade média. Parâmetros como a turbidez e bacteriológico representado pela *E. coli* foram os responsáveis pela água ter sido classificada como média e não com um IQA melhor. Todavia, os mesmos parâmetros foram os responsáveis pela melhora do índice de qualidade da água na estação seca, que apresentou boa qualidade segundo IQA. Desta forma, no estudo da variação temporal, o IQA apresentou comportamentos sazonais relevantes.

A elaboração dos diagramas de coagulação evidenciou a faixa de melhor desempenho da etapa de coagulação, floculação e decantação e apontaram os valores ideais dos principais parâmetros envolvidos no processo de tratamento da água. Na análise desses gráficos ficou evidente que o uso de dosagens incorretas de coagulantes podem levar ao desperdício de materiais e sobrelevação nos custos do processo de tratamento de água, ou até mesmo resultar na ineficiência da etapa de clarificação.

Observou-se que o pH foi a principal variável a influenciar o procedimento de tratamento da água, e os estudos apontaram para cada coagulante um valor que determina a máxima remoção de turbidez e cor, conjuntamente com a dosagem de produtos químicos. A melhor faixa de pH de coagulação para o sulfato compreende os valores de 7 a 8 tanto na estação chuvosa quanto na seca. Já o cloreto férrico se mostrou mais eficiente na faixa de pH 5 a 9 para os dois períodos.

No ponto ótimo de coagulação para ambos os produtos estudados há uma região de máxima remoção de turbidez e cor, associado a uma dosagem de coagulante. Porém, dosagens menores, sensivelmente inferiores a que determina o melhor desempenho, removem apreciável quantidade de ambos os parâmetros. A utilização de 30mg.L^{-1} de sulfato de alumínio, na estação chuvosa, resultou na remoção de 97,36% de turbidez e 96,77% de cor, no entanto, uma dosagem menor, ou seja, 25 mg.L^{-1} pode ser usada eficientemente. Sua utilização é viável, pois há uma redução de 95,27% de turbidez e 95% de cor, além da economia em produtos químicos e minimização dos impactos ambientais advindos da menor geração do lodo nas ETAS. Nos outros períodos e com cloreto férrico se observou o mesmo comportamento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. Presença de composto de nitrogênio em águas de poços. **Revista de Saúde Pública**, v. 32, n. 2, p. 531-537, 1998.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington: APHA, 1995.

BAIRD, C. **Química ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BARRETO, L. V.; ROCHA, F. A.; OLIVEIRA, M. S. C. Monitoramento da qualidade da água na microbacia hidrográfica do rio Catolé, em Itapetinga-BA. **Centro Científico Conhecer – Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 5, n. 8, 2009.

BASTOS, R. K. X.; BEZERRA, N. R.; BEVILACQUA, P. D. Planos de segurança da água: Novos paradigmas em controle de qualidade da água para consumo humano em nítida consonância com a legislação brasileira. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2007.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, p. 470-474, 09 jan 1997, Seção 1.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 518 de 25 de março de 2004. Estabelece normas e o padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano. **Diário Oficial da União**, Brasília, v. 59, p. 266-270, 26 mar. 2004, Seção 1.

BRASIL, Decreto Lei nº 357, de 17 de abril de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, n. 53, p. 58, 18 mar. 2005, Seção 1.

CARDOSO, L. S.; BERINO, E.; DEUS, A. B. S.; DE LUCA, S. J. Cryptosporidium e Giardia em águas e efluentes: Estado da arte. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 28., 2002, Cancún. **Anais...** Cancún: ABES, 2002.

CARVALHO, M. J. H. Uso de Coagulantes Naturais no Processo de Obtenção de Água Potável. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Estadual de Maringá. Maringá: UEM, 2008.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Microbiologia ambiental**. São Paulo: CETESB, 2003.

CORAL, L. A.; BERGAMASCO, R.; BASSETTI, F. J. Estudo da viabilidade de utilização do polímero natural (TANFLOC) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo. 2º International Workshop Advances in Cleaner Production. São Paulo, 2009.

COSTA, E. R. H. Estudos de tratabilidade para redução do consumo de coagulante e remoção eficiente de ferro e do manganês (estudo de caso). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2005.

COSTANTINO, A. F.; YAMAMURA, V. D. Redução do gasto operacional em estação de tratamento de água utilizando o PAC. In: SIMPÓSIO EM PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA, 2., 2009. **Anais...** Maringá, 2009.

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

DI BERNARDO, L; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de tecnologias de água**. São Carlos: LDIBE LTDA, 2008.

DORIGON, E. B. Qualidade da água em uma microbacia de uso agrícola e urbano em Xanxerê-SC. **Rev. de Ciências Ambientais**, Canoas, v.2, n. 2, p. 105-120, 2008.

FERNANDES, N. M. G.; GIONORIS, Y. P.; RIOS, ROSELY, H. T.; BRANDÃO, C. C. S. Influência do pH de coagulação e da dose de sulfato de alumínio na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente. **Rev. Eng. Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 375-384, 2010.

FREDERICO, E. A.; GARZUZI, M. P.; FERREIRA FILHO, S. S.; MOZETO, A. A. Remoção de composto orgânicos naturais no processo convencional de tratamento de água: Influência do pH e da dosagem de coagulante na eficiência do processo. Rio de Janeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999.

FORESTI, E., et al. **Métodos de análises físico-químicas de rotina de águas residuárias tratadas biologicamente**. São Paulo: USP, 2005.

FERREIRA, L. M.; IDÊ, C. N. Avaliação comparativa da sensibilidade do IQA-NSF, IQA-Smith e IQA-Horton, aplicados ao rio Miranda, MS. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades por Unidades Federativas**. 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>> Acesso em: 15 jun. 2011.

LEITE, N. K. **A biogeoquímica do rio Ji-Paraná, Rondônia**. Dissertação apresentada ao Programa de mestrado em Ecologia de Agroecossistemas da Universidade de São Paulo. Piracicaba: USP, 2004.

LIBÂNIO, M. et al. Avaliação do emprego de sulfato de alumínio e cloreto férrico na coagulação de águas naturais de turbidez média e cor elevada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1997.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, 2005.

LIMA, L.S.; IZARIO FILHO, H. J.; CHAVES, F. J. M. Determinação de demanda bioquímica de oxigênio para teores ≤ 5 mg/L O₂. **Revista Analytica**, Lorena, n. 25, p. 52-57, 2006.

MACÊDO, J. A .B. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**. Belo Horizonte: MACÊDO, 2005.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; DUNLAP, P. V.; CLARK, D.P. *Microbiologia de Brock*. 12 ed. Porto Alegre: ARTMED, 2010.

MATOS, A.; CABANELLAS, C. F. G.; CECON, P. R.; BRASIL, M. S.; MUDADO, C. S. Efeito da concentração de coagulantes e do pH da solução na turbidez da água, em recirculação, utilizada no processamento do frutos do cafeeiro. **Rev. Eng. Agríc.** Jaboticabal, v.27, n.2, p.544-551, 2007.

MARCHETTO, M. et al. Diagrama de coagulação simulando a tratabilidade das águas das lagoas do Pantanal Matogrossense. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2007.

MERTEN, G.H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentado*. Porto Alegre, v. 3, n. 4, 2002.

MOLINA, P. M.; HERNANDEZ, F. B. T.; VANZELA L. S. Índice de qualidade de água na microbacia degradada do Córrego água da Bomba – município de Regente Feijó – SP. XVI Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem, 2006.

NASCIMENTO. W. M.; VILAÇA, M. G. Bacias Hidrográficas: Planejamento e Gerenciamento. *Rev. Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros*. Três Lagoas, n. 7, 2008.

PAVANELLI, G. Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada. 2001. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

PAVANELLI, G.; DI BERNARDO, L. Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com turbidez eleva e cor verdadeira baixa. In:

SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2002a.

PAVANELLI, G.; DI BERNARDO, L. Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor elevada e baixa turbidez. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 28., 2002, Cancún. **Anais...** Cancún: ABES, 2002b.

RESENDE, A. V. Agricultura e qualidade da água: Contaminação da água por nitrato. **EMBRAPA Cerrados**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002.

RIBEIRO, M. L. DEUS, A. B. S.; DE LUCA, S. J. Bacia hidrográfica do rio Caí/RS: Índices podem mascarar a avaliação da qualidade da água? CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., Rio de Janeiro, 1999. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETO, J. M. **Tratamento de água - Tecnologia Atualizada**. São Paulo: Edgard Blucher, 1991.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à química ambiental**. 2 ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.

SABESP. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Água – Um bem limitado. Disponível em: < <http://site.sabesp.com.br/site/interna/subHome.aspx?secaoId=63>>. Acessado em: 05 dez. 2011.

SALES, M. A.; CAOVILO, F. C.; FIGUEIREDO, S. B. Monitoramento de qualidade da água: o IQA da sub-bacia do Rio das Mortes de 2006. I Simpósio de Recursos Hídricos do Norte e Centro-Oeste, Cuiabá, 2007.

SANTOS, S. R. **Tratamento da água: monitoramento das características de qualidade da água potável**. Dissertação apresentada ao programa de mestrado em Métodos Numéricos em Engenharia da Universidade Federal do Paraná. Curitiba: UFPR, 2007.

SANTOS, E. P. C. C.; TEIXEIRA, A. R.; ALMEIDA, C. P.; LIBÂNIO, M.; PÁDUA, V. L. Estudo da Coagulação Aplicada à Filtração Direta Descendente. *Re. Eng. Sanitária Ambiental*. Rio de Janeiro, v. 12, n. 4, 2007.

SILVA, N.; CANTÚSIO NETO, R.; JUNQUEIRA, V. C. A.; SILVEIRA, N. F. A. **Manual de Métodos de Análise Microbiológica da Água**. São Paulo: Varela, 2005.

SHINMA, E. A. **Avaliação da qualidade das água dos rios da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai – Pantanal**. Dissertação apresentada ao Programa de mestrado em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande: UFMS, 2004.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. 8 ed. Porto Alegre: Artmed, 2005.

VERAS, L. R. V.; DI BERNARDO, L. Tratamento de água de abastecimento por meio da tecnologia de filtração em múltiplas etapas – FIME. **Rev. Eng. Sanit. Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 109-116, 2008.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

WEBLER, A. D.; AGUIAR, R. G; AGUIAR, L. J. G. Características da precipitação em área de floresta primária e área de pastagem no Estado de Rondônia. **Rev. Ciência e Natura**. Santa Maria, v. Esp., p. 55-58, 2007.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for drink-water quality. Recommendation. 3ed. Geneva: WHO, 2004.

ZUFFO, A. C.; REIS, F. L. R. SANTOS, R. F.; CHAUDHRY, F. H. Aplicação de Métodos Multicriteriais ao Planejamento de Recursos Hídricos. **Rev. Brasileira de Recursos Hídricos**. Rio de Janeiro, v. 7, n. 1 p. 81-102, 2002.

APÊNDICE A

Teste estatístico de correlação e regressão das curvas de calibração para os parâmetros nitrato e fósforo

NITRATO

Tabela A.1. Curva de calibração de nitrato para as análises na estação chuvosa.

Concentração (mg/L)	Absorbância em 220 nm			Absorbância em 275 nm			Absorbância (abs. média 220 nm) – 2*(abs. média 275 nm)
	abs.	abs.	média	abs.	abs.	média	
	1	2		1	2		
1	0,307	0,342	0,3245	0	0,019	0,0095	0,3055
2	0,661	0,71	0,6855	0,033	0,038	0,0355	0,6145
4	1,309	1,311	1,31	0,026	0,027	0,0265	1,257
6	1,9782	2,019	1,9986	0,024	0,027	0,0255	1,9476
8	3,118	3,233	3,1755	0,036	0,029	0,0325	3,1105

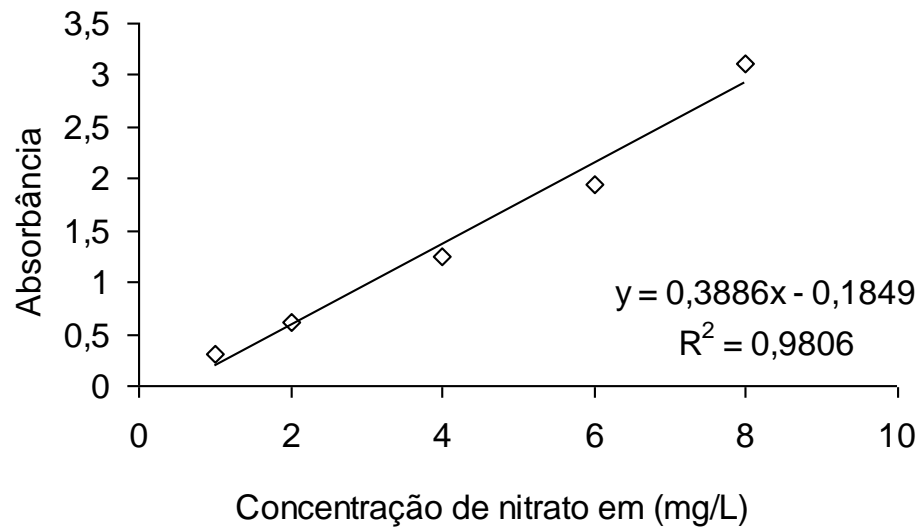


Figura A.1 – Curva de calibração para o nitrato para as análises da estação chuvosa

Teste da significância do coeficiente de correlação da curva de calibração para o íon nitrato

$\alpha = 0,01$

p-value = 0,001, logo o coeficiente é significativo.

Teste da significância do coeficiente de regressão da curva de calibração para o íon nitrato

$\alpha = 0,05$

p-value = 0,001, logo o coeficiente é significativo.

Tabela A.2. Curva de calibração de nitrato para as análises na estação seca.

Concentr. (mg/L)	Absorbância em 220 nm				Absorbância em 275 nm				Absorbância (abs. média 220 nm) – 2*(abs. média 275 nm)
	abs. 1	abs. 2	abs. 3	média	abs. 1	abs. 2	abs. 3	média	
1	0,292	0,291	0,291	0,29	0,001	0,00	0,001	0,0007	0,29
2	0,599	0,598	0,0596	0,60	0,004	0,004	0,004	0,0040	0,59
3	0,859	0,858	0,858	0,86	0,003	0,003	0,003	0,0030	0,85
4	1,151	1,155	***	1,27	0,003	0,003	0,003	0,0030	1,27
5	1,421	1,421	1,419	1,42	0,003	0,004	0,004	0,0037	1,41
6	1,722	1,726	1,728	1,73	0,004	0,004	0,005	0,0043	1,72
7	2,051	2,050	2,051	2,05	0,005	0,005	0,005	0,0050	2,04

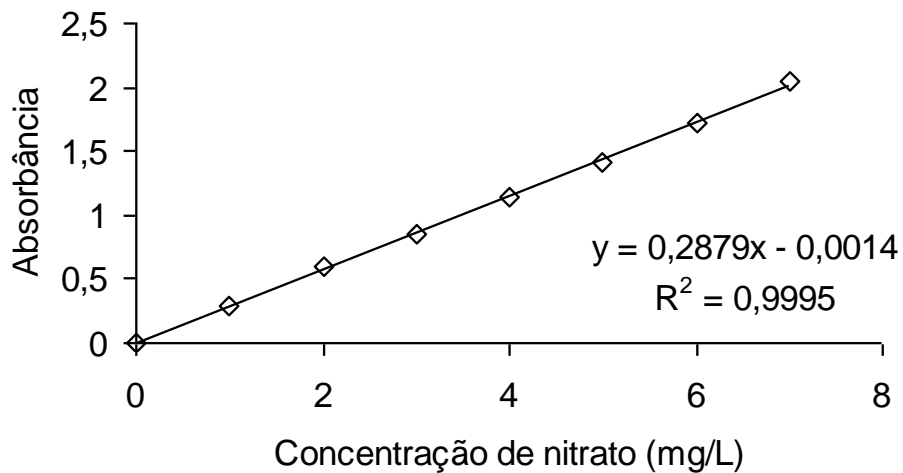


Figura A.2 – Curva de calibração para o nitrato para as análises da estação seca.

Teste da significância do coeficiente de correlação da curva de calibração para o íon nitrato

$\alpha = 0,01$

p-value = 0,000, logo o coeficiente é significativo.

Teste da significância do coeficiente de regressão da curva de calibração para o íon nitrato

$\alpha = 0,05$

p-value = 0,000, logo o coeficiente é significativo.

Tabela A.3. Curva de calibração de fósforo total para a as análises na estação chuvosa.

Concentração (mg/L)	Absorbância 01	Absorbância 02	Absorbância Média
0,0123	0,004	0,004	0,004
0,0246	0,007	0,007	0,007
0,0369	0,011	0,011	0,011
0,0492	0,014	0,014	0,014
0,0615	0,017	0,017	0,017
0,0738	0,02	0,02	0,02
0,0861	0,024	0,024	0,024
0,0984	0,027	0,027	0,027
0,1107	0,031	0,031	0,031

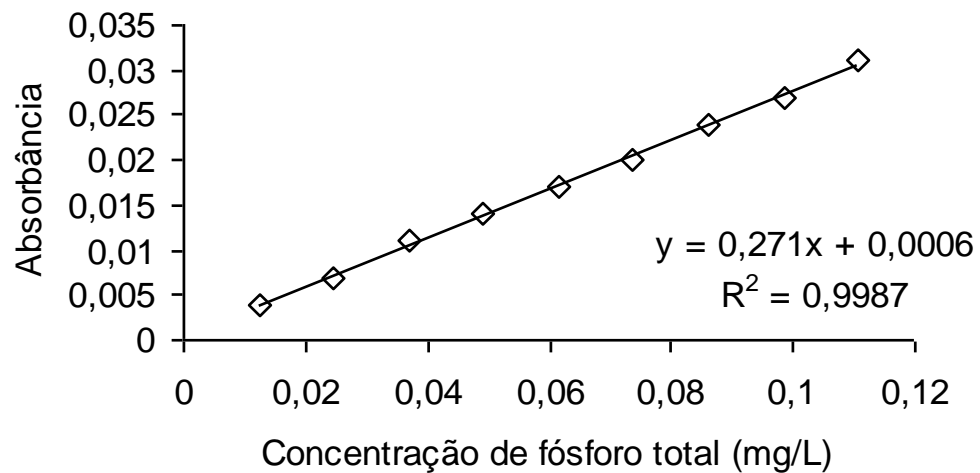


Figura A.3 – Curva de calibração para o fósforo total para as análises da estação chuvosa.

Teste da significância do coeficiente de correlação da curva de calibração para o parâmetro fosfato.

$$\alpha = 0,01$$

P-value = 0,000. Logo o coeficiente é significativo.

Teste da significância do coeficiente de regressão da curva de calibração para o parâmetro fosfato.

$$\alpha = 0,05$$

p-value = 0,00. Logo, o coeficiente de regressão é significativo.

Tabela A.4. Curva de calibração de fósforo total para a as análises na estação seca.

Concentração (mg/L)	Absorbância 01	Absorbância 02	Absorbância Média
0,0123	0,002	0,004	0,003
0,0246	0,007	0,007	0,007
0,0369	0,009	0,01	0,0095
0,0492	0,013	0,013	0,013
0,0615	0,017	0,017	0,017
0,0738	0,02	0,021	0,0205
0,0861	0,023	0,023	0,023
0,0984	0,026	0,027	0,0265
0,1107	0,03	0,031	0,0305

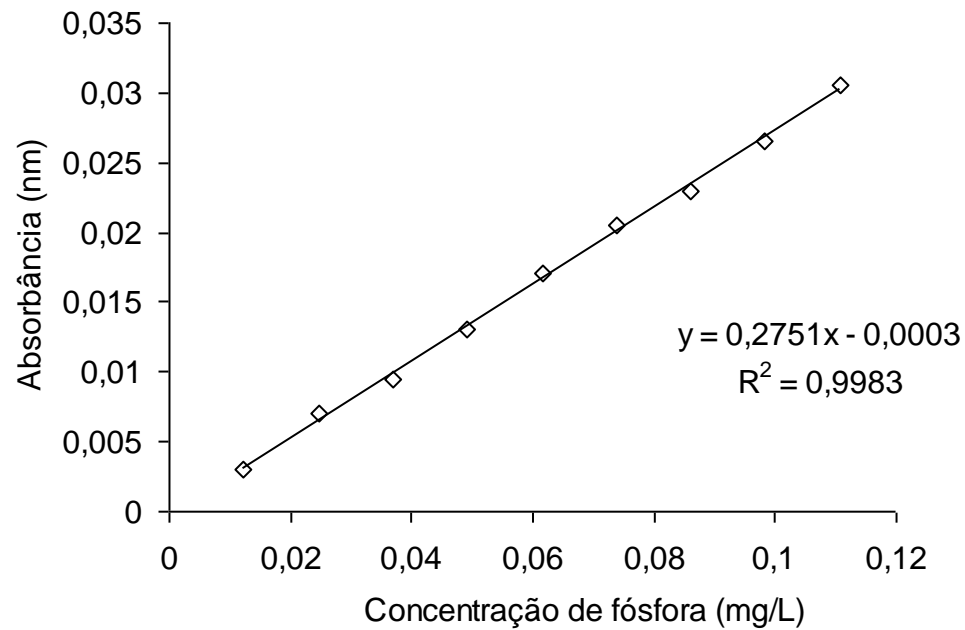


Figura A.4 – Curva de calibração para o fósforo total para as análises da estação seca.

Teste da significância do coeficiente de correlação da curva de calibração para o parâmetro fosfato.

$$\alpha = 0,01$$

P-value = 0,000. Logo o coeficiente é significativo.

Teste da significância do coeficiente de regressão da curva de calibração para o parâmetro fosfato.

$$\alpha = 0,05$$

p-value = 0,00. Logo, o coeficiente de regressão é significativo.

APÊNDICE B

Resultados dos parâmetros monitorados constituintes do IQA

Tabela A.5. Valores do IQA e dos índices para o seu cálculo para os períodos chuvoso e seco.

Estação	Parâmetros	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	5ª coleta	Média	Desv. Padrão
CHUVOSA	pH	6,47	6,12	6,35	6,15	6,59	6,34	0,20
	Temperatura (°C)	23,4	25,4	26,8	26	27,3	25,78	1,52
	Turbidez (NTU)	31,5	25	26	23	27	26,5	3,16
	OD (mg/L)	4,67	4,62	5,16	4,82	4,68	4,79	0,22
	E. coli (UFC/100mL)	1450	550	800	1150	1650	1120	452,22
	Nitrato (mg/L)	0,48	0,5	1,93	0,49	0,67	0,81	0,63
	Fósforo total (mg/L)	0,0181	0,024	0,027	0,027	0,030	0,0255	0,00
	DBO ₅ (mg/L)	1,83	1,86	1,20	0,86	1,18	1,39	0,44
	Sólidos totais (mg/L)	36,2	26,1	37,8	46,8	58,4	49,6	24,3
	IQA	61,064	63,24	63,55	61,27	60,90	62,00	1,28
SECA	pH	7,16	7,08	7,14	7,37	7,18	7,19	0,11
	Temperatura (°C)	25	24,4	27,9	27,2	27,21	26,34	1,54
	Turbidez (NTU)	8,8	6,05	4,92	5,60	4,67	6,01	1,65
	OD (mg/L)	4,99	4,68	5,13	5,60	6,33	5,35	0,64
	E. coli (UFC/100mL)	200	100	100	64	70	106,8	54,69
	Nitrato (mg/L)	0,86	1,24	1,78	1,263	0,663	1,29	0,43
	Fósforo total (mg/L)	0,0628	0,0883	0,0628	0,1355	0,0792	0,085	0,03
	DBO ₅ (mg/L)	0,97	1,06	1,39	1,16	1,11	1,14	0,155
	Sólidos totais (mg/L)	16,87	14,52	12,166	14,67	15,82	14,811	1,759
	IQA	74,18	76,12	76,49	84,59	87,78	79,83	5,97

ANEXO

Condições e padrões para as águas doces de classe 2

Tabela 1. Padrões de qualidade da água doce superficial classe 2

PARÂMETROS	VALOR MÁXIMO
Clorofila <i>a</i>	10 µg/L
Densidade de cianobactérias	20.000 cel/mL ou 2 mm ³ /L
Sólidos dissolvidos totais	500 mg/L
PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Alumínio dissolvido	0,1 mg/L Al
Antimônio	0,005mg/L Sb
Arsênio total	0,01 mg/L As
Bário total	0,7 mg/L Ba
Berílio total	0,04 mg/L Be
Boro total	0,5 mg/L B
Cádmio total	0,001 mg/L Cd
Chumbo total	0,01mg/L Pb
Cianeto livre	0,005 mg/L CN
Cloreto total	250 mg/L Cl
Cloro residual total (combinado + livre)	0,01 mg/L Cl
Cobalto total	0,05 mg/L Co
Cobre dissolvido	0,009 mg/L Cu
Cromo total	0,05 mg/L Cr
Ferro dissolvido	0,3 mg/L Fe
Fluoreto total	1,4 mg/L F
Fósforo total (ambiente lântico)	0,020 mg/L P
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lântico)	0,025 mg/L P
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	0,1 mg/L P
Lítio total	2,5 mg/L Li
Manganês total	0,1 mg/L Mn
Mercúrio total	0,0002 mg/L Hg
Níquel total	0,025 mg/L Ni
Nitrato	10,0 mg/L N
Nitrito	1,0 mg/L N

Nitrogênio amoniacal total	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5
Prata total	0,01 mg/L Ag
Selênio total	0,01 mg/L Se
Sulfato total	250 mg/L SO ₄
Sulfeto (H ₂ S não dissociado)	0,002 mg/L S
Urânio total	0,02 mg/L U
Vanádio total	0,1 mg/L V
Zinco total	0,18 mg/L Zn
PARÂMETROS ORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Acrilamida	0,5 µg/L
Alacloro	20 µg/L
Aldrin + Dieldrin	0,005 µg/L
Atrazina	2 µg/L
Benzeno	0,005 mg/L
Benzidina	0,001 µg/L
Benzo(a)antraceno	0,05 µg/L
Benzo(a)pireno	0,05 µg/L
Benzo(b)fluoranteno	0,05 µg/L
Benzo(k)fluoranteno	0,05 µg/L
Carbaril	0,02 µg/L
Clordano (cis + trans)	0,04 µg/L
2-Clorofenol	0,1 µg/L
Criseno	0,05 µg/L
2,4-D	4,0 µg/L
Demeton (Demeton-O + Demeton-S)	0,1 µg/L
Dibenzo(a,h)antraceno	0,05 µg/L
1,2-Dicloroetano	0,01 mg/L
1,1-Dicloroetano	0,003 mg/L

2,4-Diclorofenol	0,3 µg/L
Diclorometano	0,02 mg/L
DDT (p,p'-DDT + p,p'-DDE + p,p'-DDD)	0,002 µg/L
Dodecacloro pentaciclodecano	0,001 µg/L
Endossulfan (α + β + sulfato)	0,056 µg/L
Endrin	0,004 µg/L
Estireno	0,02 mg/L
Etilbenzeno	90,0 µg/L
Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,003 mg/L C ₆ H ₅ OH
Glifosato	65 µg/L
Gution	0,005 µg/L
Heptacloro epóxido + Heptacloro	0,01 µg/L
Hexaclorobenzeno	0,0065 µg/L
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0,05 µg/L
Lindano (γ -HCH)	0,02 µg/L
Malation	0,1 µg/L
Metolacloro	10 µg/L
Metoxicloro	0,03 µg/L
Paration	0,04 µg/L
PCBs - Bifenilas policloradas	0,001 µg/L
Pentaclorofenol	0,009 mg/L
Simazina	2,0 µg/L
Substâncias tensoativas que reagem com o azul de metileno	0,5 mg/L LAS
2,4,5-T	2,0 µg/L
Tetracloroeto de carbono	0,002 mg/L
Tetracloroeteno	0,01 mg/L
Tolueno	2,0 µg/L
Toxafeno	0,01 µg/L
2,4,5-TP	10,0 µg/L
Tributilestanho	0,063 µg/L TBT

Triclorobenzeno (1,2,3-TCB + 1,2,4-TCB)	0,02 mg/L
Tricloroetano	0,03 mg/L
2,4,6-Triclorofenol	0,01 mg/L
Trifluralina	0,2 µg/L
Xileno	300 µg/L

Fonte: BRASIL, 2005.