

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA SAÚDE**

**PATRÍCIA PIMENTEL SANTOS**

---

**Indicadores Bacteriológicos de Poluição e sua Relação com Parâmetros  
Físico-Químicos em Água de Abastecimento Humano, Antes e Após o  
Tratamento, em Goiânia**

---

**Goiânia**  
**2010**

---

**PATRÍCIA PIMENTEL SANTOS**

---

---

**Indicadores Bacteriológicos de Poluição e sua Relação com Parâmetros Físico-Químicos em Água de Abastecimento Humano, Antes e Após o Tratamento, em Goiânia**

---

---

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde da Universidade Federal de Goiás para obtenção do Título de Mestre em Ciências da Saúde.

Orientador: Álvaro Bisol Serafini

Co-orientadora: Maria Cláudia Dantas Porfírio Borges André

**Goiânia**

**2010**

---

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
GPT/BC/UFG**

S237i Santos, Patrícia Pimentel.  
Indicadores bacteriológicos de poluição e sua relação com parâmetros físico-químicos em água de abastecimento humano, antes e após o tratamento, em Goiânia [manuscrito] / Patrícia Pimentel Santos. - 2010.  
ii, 108 f., figs, tabs.

Orientador: Prof. Dr. Álvaro Bisol Serafini; Co-orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maria Cláudia Dantas Porfírio Borges André.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Faculdade de Medicina, 2010.

Bibliografia f. 67-78.

Inclui lista de tabelas, figuras, siglas e abreviaturas.

Anexos

1. Abastecimento de água - Tratamento. 2. Coliformes. 3. Água - Parâmetros físico-químicos. I. Título.

CDU: 628.1

**Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde  
da Universidade Federal de Goiás**

**BANCA EXAMINADORA  
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Aluna: Patrícia Pimentel Santos**

**Orientador: Álvaro Bisol Serafini**

**Co-Orientadora: Maria Cláudia Dantas Porfírio Borges André**

**Membros:**

**1. Maria Cláudia Dantas Porfírio Borges André - Presidente**

**2. Geraldo Sadoyama Leal - Membro**

**3. José Daniel Gonçalves Vieira - Membro**

**4. Cláudio R. Leles- Suplente**

**5. Talissa de Moraes Tavares Miranda - Suplente**

**Data: 16 / 03 /2010**

**Dedico este trabalho aos meus pais, minha querida irmã, amigos(as) e cachorros, com os quais aprendi a ser uma pessoa melhor e lutar para vencer as dificuldades da vida.**

“Alles ist aus dem Wasser entsprungen,  
Alles vird durch das Wasser erhalten “  
    (“Tudo surgiu da água,  
Tudo é mantido pela água”)  
    *(Goethe)*

## AGRADECIMENTOS

---

---

À Deus por me permitir viver e realizar este grande sonho tão esperado e almejado.

Ao meu orientador e amigo, Prof. Dr. Álvaro Bisol Serafini, pela orientação, amizade, estímulo, confiança e dedicação.

À minha co-orientadora e amiga, Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maria Cláudia Dantas Porfírio Borges André, pela co-orientação, paciência, amizade, auxílio, sugestões e disponibilidade em todos os momentos que precisei.

À coordenação do Programa de Mestrado em Ciências da Saúde da Faculdade de Medicina da Universidade Federal de Goiás.

Ao Laboratório de Enterobactérias - Centro de Referência Nacional de Cólera e outras Enteroinfecções Bacterianas- da Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ), especialmente à Dr<sup>a</sup> Eliane Moura Falazina dos Reis, que tornou possível a sorotipagem das cepas de *Salmonella* spp.

Ao Hospital das Clínicas, na pessoa do Sr. Lindon Johnson, pelas análises realizadas.

Ao Instituto Nacional de Meteorologia - INMET, na pessoa de Elizabete Alves Ferreira, pela atenção e préstimos.

À minha querida amiga, Prof<sup>a</sup>. Msc. Rosana Garrote Marques, pelo apoio, incentivo, sugestões, disponibilidade e colaboração desde minha inserção no meio científico.

À Prof<sup>a</sup> Msc. Sandra Maria Santos de Vasconcelos, pelas sugestões e direcionamento para especialistas da área.

Aos meus amigos, Msc. Carlos Roberto Alves dos Santos e Dr. Geraldo Sadoyama Leal, pelas sugestões, execução das análises estatísticas e apoio.

Ao professor Gercino Monteiro Filho, pelas sugestões nas análises estatísticas.

À equipe técnica da SANEAGO, por proporcionar e concretizar esta realização, coleta e análise de amostras.

Aos meus pais, pelo apoio, incentivo em meus estudos desde quando criança, sempre proporcionando o melhor para mim como pesquisadora e antes de tudo, como pessoa, ensinando valores e humildade acima de tudo.

À minha irmã, pelo incentivo, compartilhamento de momentos felizes e tristes, me suportar nos meus momentos de *stress* durante os estudos para seleção e no desenvolvimento do trabalho.

Aos meus parentes, especialmente aos meus avós maternos (*in memorian*), avô paterno (*in memorian*), avó paterna, meu primo Raynel, prima Lílian, madrinha Alice, padrinho Salvador (Dodô), madrinha Delvina Xavier, tia Osita, amiga Claudinéa Rocha Vieira, por sempre incentivar meus estudos e torcerem por mim.

À minha amiga, Adriana Santos, por ajudar na correção da dissertação.

À minha amiga, Maria do Socorro, pela amizade, incentivo, motivação, compartilhamento e exemplo de vida.

Aos meus amigos, Wilia Marta E. D. Brito, Talissa de Moraes Tavares Miranda, Letícia Silva, Keili Maria Cardoso de Souza, Geraldo Sadoyama Leal, Ariana Alves Rodrigues, Renata Moreira Gonçalves, Jacqueline Rocha, pela amizade e aprendizagem.

À todos que participaram diretamente ou indiretamente deste trabalho e/ou da minha formação profissional, o meu muito obrigada!

## SUMÁRIO

---

<b>Lista de Tabelas</b>	x
<b>Lista de Figuras</b>	xi
<b>Lista de Anexos</b>	xii
<b>Lista de Siglas e Abreviaturas</b>	xiii
<b>Resumo</b>	xv
<b>Abstract</b>	xvi
<b>1 INTRODUÇÃO</b>	<b>17</b>
1.1 Água, Saneamento e Saúde	17
1.2 Indicadores Bacteriológicos	21
1.3 Bactérias Heterotróficas	23
1.4 Microrganismos patogênicos na água	24
1.5 Parâmetros Físico-Químicos	26
1.6 Legislação Brasileira	28
<b>2 OBJETIVOS</b>	<b>30</b>
2.1 Objetivo Geral	30
2.2 Objetivos Específicos	30
<b>3 MÉTODOS</b>	<b>31</b>
3.1 Caracterização dos Mananciais Estudados	31
3.2 Pontos de Amostragem	32
3.3 Coleta e Transporte das Amostras	33
3.4 Procedimentos Microbiológicos Analíticos	33
3.4.1 Determinação da presença/ausência de coliformes totais e coliformes termotolerantes em água tratada	34
3.4.2 Contagem de Bactérias Heterotróficas	35
3.4.3 Enumeração de coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> em água bruta	35
3.4.4 Pesquisa de bactérias do gênero <i>Salmonella</i>	36
3.4.4.1 Pré-enriquecimento	36

3.4.4.2	Enriquecimento seletivo	37
3.4.4.3	Plaqueamento seletivo	37
3.4.4.4	Confirmação preliminar	37
3.4.4.5	Confirmação da identificação por método semi-automatizado e antibiograma	40
3.4.4.6	Sorologia	40
3.5	Procedimentos Analíticos Físico-Químicos	40
3.5.1	Determinação da turbidez	40
3.5.2	Determinação do teor de cloro residual livre	41
3.5.3	Determinação do pH	41
3.5.4	Determinação da temperatura	41
3.5.5	Determinação do Oxigênio Dissolvido	41
3.5.6	Determinação Bioquímica de Oxigênio	42
3.6	Análise estatística	43
<b>4</b>	<b>RESULTADOS</b>	<b>44</b>
<b>5</b>	<b>DISCUSSÃO</b>	<b>54</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO</b>	<b>66</b>
<b>7</b>	<b>REFERÊNCIAS</b>	<b>67</b>
	<b>ANEXOS</b>	<b>79</b>
	Anexo 1	79
	Anexo 2	96
	Anexo 3	100
	Anexo 4	101
	Anexo 5	102
	Anexo 6	103
	Anexo 7	104
	Anexo 8	105
	Anexo 9	106
	Anexo 10	107
	Anexo 11	108

## TABELAS

---

- Tabela 1** Dados descritivos do rio Meia Ponte e ribeirão João Leite, 2007/2008.
- Tabela 2** Matriz de coeficiente de correlação de Pearson entre dados bacteriológicos e físico-químicos nas captações de água bruta no rio Meia Ponte e ribeirão João Leite, 2007/2008.
- Tabela 3** Número de amostras de água bruta e tratada com valores que não atendem os padrões físico-químicos e microbiológicos exigidos na legislação vigente (BRASIL, 2004a; 2005b). Goiânia, 2007/2008.
- Tabela 4** Dados descritivos de água tratada na ETA Engenheiro Rodolfo José da Costa e Silva e ETA Jaime Câmara, 2007/2008.

## FIGURAS

---

- Figura 1** Teores de oxigênio dissolvido (OD) no rio Meia Ponte e ribeirão João Leite no período de julho/2007 a junho/2008.
- Figura 2** Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) no rio Meia Ponte e ribeirão João Leite no período de julho/2007 a junho/2008.
- Figura 3** Teores de turbidez no rio Meia Ponte e ribeirão João Leite no período de julho/2007 a junho/2008.
- Figura 4** Potencial hidrogeniônico (pH) no rio Meia Ponte e ribeirão João Leite no período de julho/2007 a junho/2008.
- Figura 5** Teores de turbidez na ETA Engenheiro Rodolfo José da Costa e Silva (RMP) e ETA Jaime Câmara (RJL) no período de julho/2007 a junho/2008.
- Figura 6** Potencial hidrogeniônico (pH) na ETA Engenheiro Rodolfo José da Costa e Silva (RMP) e ETA Jaime Câmara (RJL) no período de julho/2007 a junho/2008.
- Figura 7** Índice de coliformes totais e *Escherichia coli* na captação do rio Meia Ponte no período de julho/2007 a junho/2008.
- Figura 8** Índice de coliformes totais e *Escherichia coli* na captação do ribeirão João Leite no período de julho/2007 a junho/2008.

## ANEXOS

---

- Anexo 1** Artigo
- Anexo 2** Normas de publicação da Revista Cadernos de Saúde Pública
- Anexo 3** Destino e classificação de águas doces segundo CONAMA nº357/05
- Anexo 4** Limites dos padrões físico-químicos e microbiológicos exigidos na legislação vigente (BRASIL, 2004a; 2005b).
- Anexo 5** Fluxograma da determinação de ausência/presença de coliformes totais e termotolerantes em água tratada
- Anexo 6** Fluxograma de contagem de bactérias heterotróficas pela técnica “Pour Plate”
- Anexo 7** Fluxograma da enumeração de coliformes totais e *Escherichia coli* em água bruta - Técnica dos Tubos Múltiplos (NMP) com substrato enzimático
- Anexo 8** Fluxograma de detecção de ausência/presença e identificação de *Salmonella* spp. em água bruta e tratada
- Anexo 9** Mapa da localização geográfica da captação do rio Meia Ponte (Estação de Tratamento de Água Engenheiro Rodolfo José da Costa e Silva). Goiânia/GO.
- Anexo 10** Mapa da localização geográfica da captação do ribeirão João Leite (Estação de Tratamento de Água Jaime Câmara). Goiânia/GO.
- Anexo 11** Mapa da localização da ETA: Engenheiro Rodolfo José da Costa e Silva (RMP) e da ETA Jaime Câmara (RJL). Goiânia/GO.

## SIGLAS E ABREVIATURAS

---

<b>AB</b>	Água bruta
<b>APHA</b>	<i>American Public Health Association</i>
<b>AT</b>	Água tratada
<b>BH</b>	Bactérias heterotróficas
<b>PP</b>	Precipitação pluviométrica
<b>CL</b>	Cloro residual livre
<b>CONAMA</b>	Conselho Nacional do Meio Ambiente
<b>CTO</b>	Coliformes totais
<b>DBO</b>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
<b>DP</b>	Desvio padrão
<b>EC</b>	<i>Escherichia coli</i>
<b>ETA</b>	Estação de Tratamento de Água
<b>FUNASA</b>	Fundação Nacional de Saúde
<b>IBGE</b>	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
<b>INMET</b>	Instituto Nacional de Meteorologia
<b>MS</b>	Ministério da Saúde
<b>NE</b>	Nordeste
<b>NMP</b>	Número Mais Provável
<b>NW</b>	Noroeste
<b>OD</b>	Oxigênio Dissolvido
<b>OF</b>	Oxigênio final
<b>OI</b>	Oxigênio inicial
<b>OMS</b>	Organização Mundial da Saúde
<b>pH</b>	Potencial hidrogeniônico
<b>RJL</b>	Ribeirão João Leite
<b>RMP</b>	Rio Meia Ponte

<b>TAG</b>	Temperatura da água
<b>TUR</b>	Turbidez
<b>UFC</b>	Unidade Formadora de Colônia
<b>UNT</b>	Unidade Nefelométrica de Turbidez

## RESUMO

---

A cidade de Goiânia é abastecida pelo rio Meia Ponte e seu afluente, o ribeirão João Leite, os quais recebem descargas poluidoras significativas ao longo dos seus cursos, decorrentes do crescimento demográfico, das atividades agropecuárias e industriais. Este estudo teve o objetivo de avaliar a qualidade bacteriológica e físico-química de água bruta proveniente de rios e da água tratada em duas Estações de Tratamento de Água (ETAs) em Goiânia-GO. Foram coletadas e analisadas 24 amostras de água bruta e 24 de água tratada durante o período de julho de 2007 a junho de 2008. A análise microbiológica seguiu os protocolos estabelecidos pela *American Public Health Association* (APHA) procedendo-se a determinação do Número Mais Provável (NMP/100mL) de coliformes totais, coliformes termotolerantes, *Escherichia coli*, a contagem de bactérias heterotróficas e a pesquisa de *Salmonella* spp. A análise físico-química também seguiu os padrões recomendados pelo APHA para a determinação do oxigênio dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, temperatura, pH, cloro residual livre e turbidez. Das cepas de *Salmonella* isoladas foi realizada a sorotipagem pelo Laboratório de Referência para *Enterobacteriaceae* da Fundação Oswaldo Cruz/RJ e avaliou-se o perfil de suscetibilidade a antimicrobianos pelo sistema semi-automatizado. Das amostras de água bruta, 12/24 (50,0%) estavam fora dos padrões microbiológicos nacionais vigentes e 5/24 (21,0%) em desacordo em um ou dois parâmetros físico-químicos e microbiológicos para água doce de classe 2. Todas as amostras (100%) de água tratada estavam de acordo com os padrões microbiológicos estabelecidos pela legislação vigente, entretanto 25,0% da água tratada do ribeirão João Leite não atendeu aos padrões físico-químicos da legislação. A presença de *Salmonella* spp. foi detectada em 3/24 (12,5%) das amostras de água bruta do ribeirão João Leite, sendo identificados os seguintes sorotipos: S. Hadar, S. Akuafo e S. Mbandaka. As cepas apresentaram sensibilidade intermediária para moxifloxacina e sensibilidades aos antimicrobianos: ampicilina/sulbactam, ampicilina, aztreonam, cefepime, cefotaxime, ceftazidime, ceftriaxone, ciprofloxacina, imipenem, levofloxacina, meropenem, piperacilina/tazobactam, piperacilina, ticarcilina/ác. clavulânico, trimetoprim/ sulfametoxazol. Embora a qualidade da água bruta em 50,0 % das amostras brutas não tenha atendido os limites estabelecidos pela legislação, após o tratamento, a qualidade da água nas ETAs aponta para um tratamento eficiente.

Palavras-chave: água de abastecimento público, coliformes, *Salmonella* spp, parâmetros físico-químicos.

## ABSTRACT

The city of Goiânia is supplied by Meia Ponte River and its tributary, the João Leite Stream, which receive significant amount of pollutant along its course, arising from population growth, farming and industrial activities. This study aimed to investigate the bacteriological and physicochemical quality of superficial waters from the river, stream and of drinking water from two water treatment plants (WTP) in Goiânia-GO. Twenty-four samples of superficial waters and 24 samples of drinking water were collected and analyzed during July 2007 and June 2008. The microbiology analysis followed the protocols established by the *American Public Health Association* (APHA) proceeding the determination of the Most Probable Number (MPN/100mL) of total coliform bacteria, thermotolerant coliforms, *Escherichia coli*, the counting of heterotrophic bacteria and the detection of *Salmonella* spp.. The physicochemical analysis also followed APHA's protocols for the determination of dissolved oxygen, Biochemical Oxygen Demand, temperature, pH, chlorine residual and turbidity. *Salmonella* isolates were submitted to antimicrobial susceptibility tests in semi-automatic systems and serotypes were confirmed by the reference laboratory for *Enterobacteriaceae* of Fundação Oswaldo Cruz/RJ. Twenty-four (50.0%) samples of superficial water were above national microbiological standards and 5/24 (21.0%) were in disagreement on one or more physicochemical parameters and microbiological for class 2 freshwater. All drinking water samples were in accordance with microbiological standards established by national legislation while 25.0% of drinking water of João Leite Stream were in disagreement to physicochemical patterns. The presence of *Salmonella* spp. had been detected in 3/24 (12.5%) of superficial water samples from João Leite Stream being identified the following serotypes: *Salmonella* Hadar, S. Akuafo and S. Mbandaka. The strains presented intermediate susceptibility to moxifloxacin and susceptibility to ampicillin/sulbactam, ampicillin, aztreonam, cefepime, cefotaxime, ceftazidime, ceftriaxone, ciprofloxacin, imipenem, levofloxacin, meropenem, piperacillin/tazobactam, piperacillin, ticarcillin/ac. clavulanic, trimethoprim/ sulfamethoxazole. Although the half (50.0%) of untreated waters did not attend the limits established by the national legislation, after treatment, the quality of water pointed to an efficient treatment at WTP.

Keywords: public water supply, coliforms, *Salmonella* spp., physicochemical parameters.

## 1 INTRODUÇÃO

---

### 1.1 ÁGUA, SANEAMENTO E SAÚDE

A água é uma das substâncias fundamentais para a existência do ser humano, cobrindo aproximadamente 75% da superfície da Terra. No entanto, 95% é água salgada e encontra-se nos oceanos e mares. Do total, 5% é água doce, estando 99,7% congelada nas regiões polares. Apenas o restante, ou seja, 0,3% constituem águas superficiais e subterrâneas. Como não se conhece ainda o percentual da água utilizada pela população que se encontra contaminada, sugere-se que a quantidade e qualidade da água doce possa estar ameaçada (BRANCO & ROCHA, 1991; DI BERNARDO & DANTAS, 2005; MACÊDO, 2007; TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Este elemento vital à natureza e às atividades humanas constitui-se de uma solução de vários elementos e compostos sólidos, líquidos e/ou gasosos e microrganismos, em proporções diversas, que determina suas características químicas, físicas, biológicas e organolépticas (BRANCO & ROCHA, 1991; AMARAL et al., 1994; CEBALLOS et al., 1995; SILVA FILHO et al., 1999; BORGES & BERTOLIN, 2002).

No ano de 2000 foram distribuídos diariamente no Brasil, 260 litros de água por pessoa, sendo que no Centro-Oeste a média per capita foi de 200 litros, dos quais 190 litros eram de água tratada (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2002). Um adulto ingere por dia mais de dois litros de água, que corresponde cerca de 3% do seu peso corporal, que por sua

vez é constituído por até 80% de água, sendo, portanto, a água de fundamental para a sobrevivência do ser humano (MACÊDO, 2007).

É impossível pensar na elevação dos padrões de vida de uma população desvinculado ao fornecimento de água, tanto em termos de quantidade suficiente, como de atributos de qualidade, a fim de atender às necessidades básicas da existência e da sobrevivência humana. Com a queda progressiva da qualidade de água doce existente, mostra-se necessário uma maior atenção para assegurar suas características físicas, químicas e microbiológicas, de modo que as condições sanitárias adequadas sejam alcançadas (MACÊDO, 2007).

As características físicas, químicas e biológicas da água doce tem sido alteradas por ações antrópicas, que comprometem a sua integridade (BRANCO & ROCHA, 1991; KASKANTIS NETO & OLIVEIRA, 2000). Os problemas mais graves que afetam a qualidade da água de rios e lagos decorrem de diferentes situações, tais como: esgotos domésticos tratados de forma inadequada, controle inapropriado dos efluentes industriais, perda e destruição das bacias de captação, localização errônea de unidades industriais, desmatamento, agricultura migratória sem controle e de práticas agrícolas ineficientes (AMARAL et al., 1994; BITTON, 1994; CEBALLOS et al., 1995; World Health Organization - WHO, 2003).

A água é um dos importantes veículos de enfermidades diarreicas de natureza infecciosa, o que torna primordial a avaliação de sua qualidade microbiológica (ISAAC-MARQUEZ et al., 1994). As doenças de veiculação hídrica são causadas principalmente por microrganismos patogênicos de origem entérica, animal ou humana, que são excretados pelas fezes de indivíduos infectados e contaminam a água ou alimento destinado ao consumo humano (GRABOW, 1996).

Apesar de ser um meio desfavorável à multiplicação de bactérias, a água é capaz de mantê-las viáveis por tempo suficiente para infectar quem a consome (AMARAL, 2000; PINTO, 2000). De acordo com o Ministério da Saúde

– MS (BRASIL, 2006b), apesar da *Salmonella* spp. ter baixa resistência ao cloro, ela pode permanecer na água por mais de 30 dias.

A qualidade da água deve atender aos parâmetros estabelecidos pela legislação vigente (BRASIL, 2004a; 2005b), com a finalidade de satisfazer às exigências necessárias para assegurar a saúde da população (SEMENZA et al., 1998; SILVA FILHO et al., 1999; BORGES & BERTOLIN, 2002; WHO, 2004a).

Nos países em desenvolvimento, em virtude das precárias condições de saneamento e da má qualidade das águas, doenças de veiculação hídrica como, por exemplo, febre tifóide, cólera, salmonelose, hepatite A, rotavíruses e verminoses, tem sido causadoras de vários surtos e de elevadas taxas de mortalidade infantil (ORLANDI et al., 2001; SOUSA et al., 2001; BORGES & BERTOLIN, 2002; WHO, 2004b; BRASIL, 2006b).

As necessidades de saúde da população são muito mais amplas do que a simples garantia de cobertura dos serviços de saúde, englobando também: a precariedade do sistema de água e de esgotos sanitários e industriais; o uso abusivo de defensivos agrícolas; a inadequação das soluções utilizadas para o destino do lixo; a ausência ou insuficiência de medidas de proteção dos mananciais contra enchentes e erosão; além dos níveis de poluição e contaminação hídrica, atmosférica, do solo, do subsolo e alimentar (MAGALHÃES, 1995).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), uma definição clássica de saneamento básico engloba o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeitos deletérios sobre seu estado de bem estar físico, mental ou social. Neste conceito, fica clara a articulação do saneamento com o enfoque ambiental, ao situá-lo no campo do controle dos fatores do meio físico, e com a abordagem preventiva de saúde, assumindo aquilo que a própria OMS considera o bem estar físico, mental e social como definição de saúde (HELLER, 1998).

A combinação de água potável e saneamento básico com a educação sanitária pode reduzir 25% dos casos de diarreia, 29% de verminose e 55% da

mortalidade infantil, sendo, portanto, uma prática de medicina preventiva (BIO,1999).

Dados estatísticos sugerem que oito entre dez doenças contraídas são transmitidas por veiculação hídrica. Estimam também que, de cada R\$ 1,00 gasto com saneamento básico, são economizados R\$ 4,00 com medicina curativa (BRASIL, 2007). O acesso aos serviços de saneamento básico é condição fundamental para a sobrevivência e dignidade humana, enquanto o seu déficit gera consequências graves para a saúde pública, meio ambiente e cidadania (TEIXEIRA & PUNGIRUM, 2005).

De acordo com o relatório mundial de saúde da OMS, estima-se que em 2007 existiam cerca de 1,1 bilhões de pessoas sem acesso à água segura e 2,6 bilhões sem saneamento adequado. Isto contribui diariamente para a morte no mundo de 4.500 crianças com até cinco anos de idade, devido a doenças que poderiam ser facilmente prevenidas com o saneamento básico, como a diarreia (WHO, 2007). A OMS estima ainda que a falta de suprimento de água potável, esgotamento sanitário e higiene são responsáveis por cerca de 88% das diarreias no mundo (WHO, 2004b).

Segundo dados da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), no Brasil, todos os anos são registradas 700 mil internações decorrentes da poluição dos rios e da falta de saneamento básico (BRASIL, 2004c).

Corvalán (2004) define saúde ambiental como sendo os aspectos da saúde humana e das enfermidades que são determinados por fatores ambientais. De acordo com a FUNASA, a OMS conceitua saúde ambiental como a parte da saúde pública que se ocupa das formas de vida, das substâncias e das condições em torno do homem que podem exercer alguma influência sobre a saúde e o bem-estar. Portanto, a conservação e a proteção do meio ambiente são indispensáveis para a promoção da saúde nas populações (BRASIL, 2006c).

Dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2000) revelam que 97,9% dos municípios brasileiros possuem serviço de abastecimento de

água por rede geral, sendo no Centro-Oeste este índice chega a 98,4% (IBGE, 2002).

A preocupação com a seleção de águas para abastecimento público se inicia com a escolha do manancial, pois o tipo de tratamento a ser aplicado depende das características qualitativas e quantitativas da água natural, bem como a sua finalidade, sendo relevante para a segurança da população consumidora a qualidade da água superficial a ser tratada para a distribuição (BENETTI & BIDONE, 1993; AMARAL et al., 1994). Um bom tratamento de água destinada ao consumo humano exige a remoção ou destruição de microrganismos patogênicos, sendo necessária a realização de várias etapas de tratamento durante esse processo (WHO, 2004a).

O tratamento convencional consiste das seguintes etapas: coagulação, floculação, sedimentação, filtração, seguida de correção de pH, desinfecção e fluoretação. Outro tipo de tratamento utilizado é o não-convencional podendo utilizar o clarificador de contato, estações de tratamentos de água compactas, ou filtragem rápida. Pode ser feita ainda uma simples desinfecção das águas captadas, com a utilização de cloro ou seus compostos, objetivando a eliminação de organismos patogênicos. No Centro-Oeste, 58,8% da água tratada distribuída por dia sofre tratamento convencional, 21,2% tratamento não-convencional e 20,7% desinfecção simples (IBGE, 2002).

## 1.2 INDICADORES BACTERIOLÓGICOS:

Para avaliar a contaminação da água por organismos patogênicos utilizam-se microrganismos indicadores de contaminação, pois o isolamento e a identificação de diferentes patógenos a partir da água requerem metodologias complexas e onerosas, e a obtenção de resultados demanda muito tempo (MACÊDO, 2007).

Na escolha de um organismo indicador de contaminação fecal é importante a observação de algumas características, tais como: ser aplicável a todos os tipos de água, ter uma população mais numerosa no ambiente que os

demais patógenos; sobreviver mais que os possíveis patógenos (especialmente importante na avaliação da água clorada); ter como habitat natural apenas o trato intestinal humano ou de outros animais homeotérmicos; não se multiplicar facilmente fora deste ambiente; ser facilmente evidenciado por técnicas laboratoriais simples. A *Escherichia coli* reúne todas estas exigências, sendo o indicador mais utilizado para a detecção de contaminação fecal recente. A detecção e enumeração de coliformes termotolerantes ou fecais tem sido aplicada na investigação de contaminação fecal de corpos d'água desde o fim do século XIX (EDBERG, 2000; SILVA et al., 2001; WHO 2001; 2003; 2004a; APHA, 2005; MACÊDO, 2007). Deste modo, verificando-se a presença de bactérias coliformes termotolerantes em uma amostra de água, pode-se considerar que ela recebeu matéria fecal e passa a ser potencialmente perigosa à saúde humana (CETESB, 1993; GRAY, 1995; WHO, 2001; 2003; 2004a).

A determinação de microrganismos indicadores é preconizada pela legislação vigente, não somente no Brasil (BRASIL, 2004a; 2005b), mas em vários países como nos Estados Unidos (Environmental Protection Agency-EPA, 2000), na Comunidade Européia (European Union Council Directive-EEC, 1998), na Alemanha (Deutsche Vereinigung des Gas und Wasserfaches-DVGW, 2001), além de ser recomendada pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2001; 2003; 2004a).

Os coliformes totais são bastonetes gram-negativos, não formadores de esporos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, capazes de fermentar a lactose com produção de gás em 24-48h a 35°C. O grupo destes microrganismos inclui gêneros de origem fecal, bem como de bactérias não entéricas, como *Serratia* e *Aeromonas*. O grupo dos coliformes termotolerantes compreende os microrganismos pertencentes à família *Enterobacteriaceae*, representados principalmente pelos gêneros *Escherichia* e algumas cepas de *Enterobacter*. Os coliformes termotolerantes são capazes de fermentar a lactose, com produção de gás em 24h a 44,5°C (MACÊDO, 2005; APHA, 2005).

Os coliformes termotolerantes podem se desenvolver em sistemas de distribuição, onde exista abundância de nutrientes e com baixo teor de cloro

residual livre. Por esta razão estes microrganismos ainda guardam certa credibilidade como indicadores da qualidade da água tratada e distribuída (OMS, 1995).

Na aferição da qualidade bacteriológica da água tratada, a ausência dos coliformes totais é um indicador adequado e suficiente da eficiência do tratamento, uma vez que apresentam taxa de decaimento (inativação) similar ou superior à dos coliformes termotolerantes e de *E. coli* (OMS, 1995). Porém os coliformes totais não são indicadores adequados da qualidade de água *in natura*, guardando validade apenas como indicadores da qualidade da água tratada (BASTOS et al., 2000).

O gênero *Escherichia* é constituído por sete espécies (*Escherichia adecarboxylata*, *Escherichia albertii*, *Escherichia blattae*, *Escherichia coli*, *Escherichia fergusonii*, *Escherichia hermannii* e *Escherichia vulneris*) sendo a *Escherichia coli* a mais comum e clinicamente importante. Este microrganismo está associado a uma ampla variedade de doenças, incluindo gastroenterite, meningite neonatal, infecções das vias urinárias e sepse. Tem sido observado que a *E. coli* constitui o bastonete gram-negativo mais comumente isolado de pacientes com sepse e que é ainda responsável por cerca de 90% das infecções das vias urinárias em mulheres jovens e pela maioria das infecções hospitalares (JAWETZ et al., 2009).

### 1.3 BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS:

A determinação da densidade de bactérias heterotróficas em uma amostra baseia-se no princípio de que, devido às condições de nutrição, temperatura e tempo de incubação, se houver bactérias viáveis na água, que possam se desenvolver nas condições estabelecidas, haverá formação de colônias, que serão visualizadas após o período de incubação determinado. A determinação de bactérias heterotróficas tem pouco valor sanitário, mas pode ser usada para avaliar a eficácia do tratamento de água, especialmente em

processos de coagulação, filtração e desinfecção, os quais reduzem o número de bactérias (WHO, 2004a).

Segundo Campos & Queiroz (2003), as bactérias heterotróficas geralmente não são nocivas à saúde humana, porém, servem como indicador da coexistência potencial de microrganismos patogênicos e oportunistas ao excederem certos níveis. Normalmente, não causam danos a indivíduos saudáveis, apesar de poderem causar infecções graves e até mesmo fatais em pessoas imunodeprimidas (APHA, 2005).

As bactérias heterotróficas são microrganismos que requerem carbono orgânico como fonte de nutrientes. Sua detecção fornece ainda informações sobre a qualidade bacteriológica da água de uma forma ampla, indicando a presença de bactérias ou esporos de origem fecal, componentes da microbiota natural da água ou resultantes da formação de biofilmes no sistema de distribuição, que podem causar corrosão nos mesmos. Assim, funcionam como indicador auxiliar da qualidade da água, pois fornecem informações adicionais sobre eventuais falhas na desinfecção (GUERRA et al., 2006; MACÊDO, 2007).

A determinação da densidade de bactérias heterotróficas é importante, visto que o seu aumento pode comprometer a detecção de bactérias do grupo coliforme, bem como provocar o aparecimento de odores e sabores desagradáveis (BRASIL, 2004b).

#### 1.4 MICRORGANISMOS PATOGÊNICOS NA ÁGUA:

Vários tipos de bactérias patogênicas podem ser encontradas na água, dentre elas os principais gêneros são: *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio*, *Yersinia* e *Campylobacter* (MACÊDO, 2007).

A presença de microrganismos entéricos patogênicos, como a *Salmonella*, em água é um risco potencial para saúde. Elas tem sido isoladas em diferentes tipos de amostras de águas, tais como rios, córregos, lagos, esgotos, águas tratadas, recreacionais e de irrigação (FARIAS, 2000; LOUREIRO, 2007).

O gênero *Salmonella* pertence à família *Enterobacteriaceae*, sendo constituído por bastonetes gram-negativos, anaeróbios facultativos, fermentadores de glicose e manose, não fermentadores de lactose e sacarose, não produtores de esporos, produtores de ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S) e predominantemente móveis. Com temperatura ótima de crescimento de 35°C a 37°C e pH ótimo de 6,5 a 7,5 podem sobreviver por longos períodos em águas congeladas (GRAY, 1995; MACÊDO, 2007; JAWETZ et al., 2009). Este gênero constitui de duas espécies, *S. enterica* e *S. bongori*, sendo identificados mais de 2.500 sorotipos, cuja transmissão ocorre principalmente por alimentos e água contaminada (SHEET, 2005, TWORT et al., 2005; TORTORA et al., 2006; JAWETZ et al., 2009).

A taxonomia do gênero *Salmonella* é baseada, segundo Kauffmann-White, na composição de seus antígenos de superfície, que são os antígenos somáticos (O), os flagelares (H) e os capsulares (Vi). Os antígenos O são designados por números arábicos (1, 2, 4, etc.). Os antígenos H são designados por letras minúsculas de nosso alfabeto e por números arábicos. Como o número de antígenos H é maior que o de letras do alfabeto, a última letra (z) recebe expoentes numéricos: z<sub>1</sub>, z<sub>2</sub>, z<sub>3</sub>, etc. Só existe um tipo imunológico de antígeno Vi, encontrado somente em *S. Typhi*, *S. Dublin* e *S. Paratyphi C* (TRABULSI & ALTERTHUM, 2008).

A febre tifóide de veiculação hídrica se manifesta por casos isolados ou epidemias explosivas, acometendo um grande número de pessoas, conforme observado em Angra dos Reis em 1934, com 350 casos entre 2.000 habitantes (PINTO, 2000). No Brasil, a febre tifóide ocorre sob a forma endêmica, com superposição de epidemias, refletindo as condições de vida de sua população (BRASIL, 2005a). Segundo a FUNASA, no Brasil foram confirmados 601 casos de febre tifóide no ano de 2000 (BRASIL, 2001).

*Salmonella* Paratyphi A, *Salmonella* Scchottmülleri e *Salmonella* Hirschfeldii, respectivamente conhecidos como bacilos paratíficos A, B e C causam a chamada febre paratífóide, semelhante à febre tifóide, porém com sintomas mais brandos, incluindo febre contínua, diarréia e eventualmente

observa-se o aparecimento de manchas róseas no tronco. A via de infecção é semelhante e a letalidade é geralmente baixa (PINTO, 2000; TORTORA et al., 2006; JAWETZ et al., 2009). Já a *Salmonella* Typhimurium é o sorotipo mais prevalente na Europa e América, e de importante ocorrência no sudeste da Ásia, África e oeste do Pacífico (HERIKSTAD et al., 2002). Os sintomas dependerão dos sistemas de defesa específicos e inespecíficos do indivíduo infectado, sendo o índice de mortalidade maior entre lactentes, idosos, crianças e imunodeprimidos (TORTORA et al., 2006).

A determinação de *Salmonella* não é geralmente utilizada como indicador, devido à complexa metodologia de análise e à presença variável na água poluída. O grande número de sorotipos de *Salmonella* conhecidos faz do grupo particularmente útil para estudos epidemiológicos (ANTUNES, 1995).

Sob o ponto de vista da gestão ambiental, no referente aos benefícios econômicos, ambientais, de saúde pública e da prevenção de poluição ou contaminação das águas superficiais, é necessário avaliar a qualidade das bacias hidrográficas e identificar as causas principais de sua alteração. A análise físico-química e bacteriológica avalia a qualidade da água refletindo o padrão desta matéria-prima utilizada em inúmeros procedimentos e para o consumo humano, qualificando-a sob aspectos geológicos e higiênico-sanitários (CEBALLOS et al., 1995; STURMER et al., 2001). A análise bacteriológica tem maior sensibilidade na determinação das condições atuais da água do que os exames físico-químicos que indicam poluição remota (BRANCO & ROCHA 1991; APHA, 2005).

## 1.5 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS:

A percepção do homem das alterações da qualidade da água através de seus sentidos dá-se pelas características físico-químicas deste recurso, pois espera-se que a mesma seja transparente, sem cor e sem odor (BRANCO &

ROCHA, 1991). A Portaria nº 518/2004 (BRASIL, 2004a) estabelece as normas físico-químicas para água destinada ao consumo humano.

A turbidez é a alteração da penetração da luz pelas partículas em suspensão (bactérias, argila, silte, plâncton e outros), que provocam a sua difusão e absorção. Quando acima dos valores considerados ideais pelo padrão de potabilidade, indica a presença de substâncias em suspensão que reduzem a eficiência da cloração, devido à proteção física que pode propiciar aos microrganismos, evitando contato direto destes com os desinfetantes. Além disso, podem transportar matérias orgânicas capazes de causar odor e sabor indesejáveis, comprometendo assim a qualidade sensorial e microbiológica da água (BATALHA & PARLATORE, 1993).

A eficiência do método de cloração está baseada na destruição das células bacterianas pela oxidação dos grupamentos sulfidril livres (CAMPOS et al., 2003). O cloro residual livre é o principal desinfetante usado no tratamento de água na maioria dos países (TWORT et al., 2005).

O pH, ou potencial hidrogeniônico, está relacionado com a quantidade livre de íons hidrogênio em solução aquosa. Essa medida é feita em escala logarítmica e, sendo assim, o aumento ou diminuição de um ponto equivale a 10 vezes mais alcalinidade ou acidez. É muito influenciado pela quantidade de matéria morta a ser decomposta. Quanto maior a quantidade de matéria orgânica disponível, menor é o pH devido à decomposição. O pH de um corpo d'água pode variar influenciado pelo espaço e pelo tempo, dependendo da área que este corpo recebe as águas da chuva, os esgotos e a água do lençol freático. Quanto mais ácido for o solo da bacia hidrográfica, mais ácidas serão as águas deste corpo d'água (BRANCO & ROCHA, 1991).

A temperatura é de fundamental importância para os sistemas aquáticos terrestres. A maior parte dos organismos aquáticos tem sua temperatura regulada pelo meio externo, portanto a velocidade de suas reações metabólicas dependem da temperatura da água. A elevação da temperatura, por exemplo, por introdução de águas mais quentes (poluição térmica) ou esgoto pode aumentar a solubilidade dos sais minerais e diminuir a solubilidade

dos gases, a viscosidade da água, a tensão superficial, o calor específico, a compressibilidade, o calor latente de vaporização e a constante de ionização, além de influenciar no crescimento bacteriano, pois cada microrganismo possui uma faixa ideal de temperatura. A variação de temperatura depende da localização geográfica do ponto de coleta, da altitude, da vegetação ao redor e da cor da água (BRANCO & ROCHA, 1991; TUNDISI & TUNDISI, 2008).

A quantidade de oxigênio disponível em um corpo d'água é importante por ser este responsável pela oxidação da matéria orgânica, que é realizada com ação catalisadora de microrganismos aeróbios. A introdução de matéria orgânica, portanto, reduz os teores de oxigênio que vão suprir a Demanda Bioquímica de Oxigênio (MACÊDO, 2007).

O teor de oxigênio dissolvido na água varia principalmente com a temperatura e com a altitude. Quanto maior a sua concentração, melhor a qualidade da água. Este avalia o efeito de despejos oxidáveis no recurso hídrico, serve como indicador das condições de vida na água e para avaliar o processo de auto depuração (MACÊDO, 2005; TUNDISI & TUNDISI, 2008).

O crescimento desordenado da cidade, bem como o intenso e diversificado desenvolvimento industrial, refletem-se na qualidade da água desses mananciais, sendo de extrema importância a avaliação constante da qualidade da água consumida e utilizada para várias finalidades por toda a população da região em estudo (VASCONCELOS, 2002).

## 1.6 LEGISLAÇÃO BRASILEIRA:

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução nº357 de 17 de março de 2005, define usos de águas naturais do país e estabelece padrões de qualidade a serem atendidos pelas diferentes classes de água (BRASIL, 2005b). As águas de classe doce 1 podem ser usadas em abastecimento doméstico sem nenhum ou com tratamento simplificado; as de classes doce 2 e 3 são usadas para abastecimento doméstico após tratamento convencional, embora a classe 3 estabeleça limites

menos exigentes; e as de classe 4 não se destinam ao abastecimento doméstico (Anexo 3).

A Portaria nº 518 de 25 de março de 2004 do MS (BRASIL, 2004a) estabelece o padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano (Anexo 4).

## 2 OBJETIVOS

---

### 2.1 OBJETIVO GERAL:

- Avaliar a qualidade bacteriológica e físico-química da água do rio Meia Ponte e do ribeirão João Leite, antes e após o tratamento em duas Estações de Tratamento de Água (ETAs) de Goiânia.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Avaliar a qualidade da água de abastecimento antes e após o tratamento em ETAs, através da pesquisa de coliformes totais, coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* e de *Salmonella*, além de fatores físico-químicos de acordo com os requisitos recomendados pela legislação brasileira vigente;
- Correlacionar fatores físico-químicos e bacteriológicos em mananciais de abastecimento público e em água potável;
- Para as amostras positivas para *Salmonella*, realizar a identificação dos sorotipos circulantes em água bruta e/ou tratada, bem como determinar o perfil de suscetibilidade destas bactérias aos antimicrobianos.

### 3 MÉTODOS

---

#### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DOS MANANCIAIS ESTUDADOS:

O rio Meia Ponte (RMP) recebe como um de seus afluentes o ribeirão João Leite (RJL) e são, atualmente, os dois principais mananciais de abastecimento de água da cidade de Goiânia, onde 59,76% da população é abastecida pelo primeiro e 39,45% pelo segundo (SANEAGO, 2007c).

O clima da região Centro-Oeste é tropical, quente, semi-úmido com quatro a cinco meses secos. O clima é influenciado pelo relevo, pela ação da massa de ar e latitude. A temperatura média varia de 30°C a 32°C no verão, e é inferior a 20°C no inverno, quando os ventos de NE (nordeste) e NO (noroeste) promovem a elevação da temperatura e queda da umidade, podendo chegar a 15% (NIMER et al., 1989; MENDONÇA & DANNI-OLIVEIRA, 2007).

O município de Goiânia apresenta temperaturas elevadas durante todo o ano com pequena queda sazonal no inverno (a média mensal das mínimas de julho é de 13,2°C), período de estiagem resultado das invasões da massa polar sobre o Centro-Oeste brasileiro. As mais elevadas temperaturas anuais ocorrem entre setembro e novembro, onde a média pode atingir 32°C e as máximas absolutas superam 38°C. Um estudo do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) de 1961-1990, em Goiânia, revelou valores médios de temperatura: 23,7°C; 23,2°C; 21,6°C; 24,3°C respectivamente, no verão, outono, inverno e primavera (MENDONÇA & DANNI-OLIVEIRA, 2007).

Na região Centro-Oeste é expressiva a sazonalidade, com exuberante ritmo anual definido por duas estações: o inverno e o verão. O verão é essencialmente quente e chuvoso, enquanto o inverno é excessivamente seco apresentando temperaturas amenas (VIANELLO & ALVES, 1991; MENDONÇA & DANNI-OLIVEIRA, 2007).

Em Goiânia, o inverno é caracterizado pelo período de estiagem entre maio e setembro. As chuvas são, geralmente, concentradas no verão

prolongado entre outubro a abril. O trimestre de junho, julho e agosto apresenta os mais baixos índices pluviométricos, com médias em torno de 10mm (MENDONÇA & DANNI-OLIVEIRA, 2007).

A Bacia do rio Meia Ponte faz parte do complexo hidrográfico da Bacia do Rio Paraná, localizando-se na região superior (norte) do Rio Paranaíba. Suas nascentes localizam-se na Serra dos Brandões, município de Itauçu, a uma altitude de 983m, na região de Mato Dentro, nas coordenadas 49°19'43,85547'' O e 16°34'08,89426'' S (Anexo 9). Compreende uma área de 1.598 km<sup>2</sup> e estende-se por cerca de 550 km até a confluência com o Rio Paranaíba, município de Cachoeira Dourada, na divisa do Estado de Goiás com o Estado de Minas Gerais (SIQUEIRA, 1996; Fundação Estadual de Meio Ambiente- FEMAGO, 1999; SANEAGO, 2006).

O ribeirão João Leite nasce na Serra do Sapato Arcado, situada no município de Ouro Verde, e seus principais formadores são o córrego das Pedras, a noroeste, e o córrego Jurubatuba, a nordeste, que confluem formando o curso principal. A captação localiza-se nas coordenadas 49°14'56,02344'' O e 16°38'31,10663'' S (Anexo 10). É um dos componentes da bacia hidrográfica do rio Paraná Norte. Abrange parte dos municípios de Goiânia, Anápolis, Ouro Verde, Nerópolis e Goianápolis com área de 776,5 km<sup>2</sup> e uma extensão aproximada de 130 km. O ribeirão João Leite toma a direção norte-sul até se lançar pela margem esquerda no rio Meia Ponte dentro da cidade de Goiânia (CASSETI & SANTOS, 1990; NASCIMENTO, 1998; SANEAGO, 2006).

### 3.2 PONTOS DE AMOSTRAGEM

O estudo foi realizado na Estação de Tratamento de Água (ETA) Jaime Câmara e ETA Engenheiro Rodolfo José da Costa e Silva (Anexo 11), que têm suas captações de água no ribeirão João Leite e rio Meia Ponte, respectivamente.

As amostras de água bruta foram coletadas mensalmente, no período matutino, entre julho de 2007 e junho de 2008, nas duas captações das ETAs e as de água tratada, nas saídas dos respectivos reservatórios da cidade de Goiânia.

### 3.3 COLETA E TRANSPORTE DAS AMOSTRAS

A coleta das amostras de água para análises de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos foi realizada seguindo os critérios sugeridos pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 1988).

Para coleta das amostras de água para análises bacteriológicas foram utilizados frascos de vidro, com capacidade de 100mL, devidamente higienizados e esterilizados em autoclave a 121°C por 15 minutos. Nas amostras de água clorada, o cloro residual foi neutralizado imediatamente após a coleta, impedindo assim a continuação do seu efeito bactericida sobre a microbiota presente. Para tal, foi adicionado para cada 100mL de amostra, 0,15mL de tiosulfato de sódio ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ) a 3% aos frascos de coleta, antes da esterilização.

Para coleta das amostras de água para análises físico-químicas foram utilizados frascos de polietileno, com capacidade de 1.000mL, devidamente higienizados com detergente neutro e enxaguados com água destilada.

Após as coletas, os frascos foram tampados e acondicionados em caixa isotérmica contendo gelo reciclável. O tempo de coleta, transporte e o procedimento analítico foi o menor possível não excedendo o período de três horas (APHA, 2005).

### 3.4 PROCEDIMENTOS MICROBIOLÓGICOS ANALÍTICOS:

As análises foram realizadas no Laboratório de Microbiologia de Alimentos e Ambiental do Instituto de Patologia Tropical e Saúde Pública da

Universidade Federal de Goiás e no Laboratório da Saneago, seguindo os critérios e padrões microbiológicos estabelecidos pela Resolução nº 375/ CONAMA (BRASIL, 2005b) e Portaria nº 518/ MS (BRASIL, 2004a) e as metodologias analíticas da APHA (2005), constando de:

#### **3.4.1 Determinação da presença/ausência de coliformes totais e coliformes termotolerantes em água tratada**

Foi adicionado ao meio Presença/Ausência (P/A) 100mL de água tratada. Após homogeneização, procedeu-se a incubação a  $35^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$  por 18-48 horas. Foram consideradas provas positivas para coliformes totais, as amostras que apresentaram coloração amarela pela viragem ácida do indicador.

Dos frascos de P/A positivo (prova presuntiva) foram retiradas alíquotas com auxílio de alça bacteriológica e semeadas em tubos contendo 10 mL de caldo lactosado verde brilhante bile a 2% (CLBVB) com tubos de Durham invertidos e incubados a  $35^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$  por 24-48 horas. Os tubos que apresentaram produção de gás no interior do tubo de fermentação foram considerados positivos (prova confirmatória para coliformes totais).

Para a confirmação de coliformes termotolerantes, foram retiradas alíquotas com auxílio de alça bacteriológica do tubo de CLBVB que apresentou crescimento e produção de gás no tubo de CLBVB, para tubo de caldo *Escherichia coli* (EC), que foram incubados em banho-maria com agitação a  $44,5 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$  por 24 horas. Foram considerados positivos os tubos que apresentaram produção de gás no interior do tubo de fermentação.

O resultado final foi expresso como Presença/Ausência de coliformes totais e/ou coliformes termotolerantes/100mL de amostra, segundo o protocolo descrito pela APHA (2005). O anexo 5 apresenta o fluxograma de presença/ausência de coliformes totais e coliformes termotolerantes em água tratada.

### 3.4.2 Contagem de bactérias heterotróficas:

Foi utilizada a técnica de plaqueamento em profundidade (“pour plate”). Após a homogeneização da amostra, invertendo o frasco 25 vezes em arco de 30 cm, inoculou-se 1mL da amostra de água tratada em 15 mL de Ágar Padrão para Contagem (APC) fundido e resfriado, com movimentos moderados. Após solidificação, as placas foram incubadas a  $35^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$  por 48 horas. Após a contagem das colônias, o resultado foi expresso em Unidades Formadoras de Colônias (UFC/mL). O anexo 6 apresenta o fluxograma de contagem de bactérias heterotróficas em água tratada.

### 3.4.3 Enumeração de coliformes totais e *Escherichia coli* em água bruta

A enumeração de coliformes totais e *Escherichia coli* em água bruta foram obtidos através da técnica dos tubos múltiplos com substrato enzimático cromogênico 1-isopropil- $\beta$ -D-1-tio-galactopiranosídeo (IPTG), 5-bromo-4-cloro-3-indolil- $\beta$ -D-galactopiranosídeo (X-GAL) e fluorogênico 4-metilumbeliferil- $\beta$ -D-glicoronídeo (MUG).

Utilizando-se três séries de cinco tubos contendo caldo fluorocult lauril sulfato, inoculou-se 1 mL da amostra na primeira série, e nas 2<sup>a</sup> e 3<sup>a</sup> séries, inoculou-se 1 mL da diluição  $10^{-1}$  e 1 mL da diluição  $10^{-2}$ , respectivamente, sendo utilizado como diluente, 9 mL de água peptonada tamponada. Após homogeneização, os tubos foram incubados por 18-24 horas a  $35^{\circ}\text{C}$ . Foram consideradas positivas para coliformes totais as amostras que apresentaram coloração verde-azulada.

Para a confirmação de *E.coli*, os tubos positivos para coliformes totais foram submetidos à luz ultravioleta de 336nm de comprimento de onda. O 4-metilumbeliferil- $\beta$ -D-glicoronídeo (MUG) é um composto não fluorescente, utilizado como substrato para indicar a presença da enzima  $\beta$ -glicuronidase. Esta enzima é caracteristicamente produzida por *E. coli*, mas não pelos seus acompanhantes habituais na análise de água. Quando o MUG é degradado

pela enzima  $\beta$ -glicuronidase, o produto resultante (4-metilumbeliferona) é fluorescente sob luz ultravioleta de onda longa (336nm).

Foram considerados positivos para a presença de *E. coli.*, aqueles tubos que apresentaram coloração verde-azulada e com desenvolvimento de fluorescência azul sob luz ultravioleta (4W), ondas longas (366nm) em uma cabine escura.

Foi realizada a confirmação adicional para a presença de *E.coli* gotejando-se o reativo de Indol, segundo Kovacs, nos tubos que apresentaram fluorescência. O desenvolvimento de um anel vermelho-rosado na superfície do tubo indicava reação positiva, pois o triptofano presente na composição do meio é desdobrado pela enzima triptofanase da *E.coli* produzindo indol.

O Número Mais Provável (NMP) foi calculado a partir da combinação de números de tubos positivos e negativos em três séries de cinco tubos, empregando-se a tabela de acordo com o protocolo descrito pela APHA (2005). O anexo 7 apresenta o fluxograma de enumeração de coliformes totais e *Escherichia coli* em água bruta.

### **3.4.4 Pesquisa de bactérias do gênero *Salmonella***

#### **3.4.4.1 Pré-enriquecimento**

A pesquisa de *Salmonella* spp. foi realizada através da técnica da membrana filtrante, analisando-se por filtração, com auxílio da bomba de vácuo, 1.000 mL da amostra de água tratada ou de água bruta, em filtros de acetato de celulose de 0,45  $\mu$ m de poro, com sua transferência para frasco contendo 200 mL de água peptonada a 0,1% que foram incubados a 35°C por 24 horas. Este procedimento corresponde à etapa de enriquecimento não seletivo ou pré-enriquecimento e a partir desta, foram realizados os procedimentos microbiológicos para detecção e identificação de *Salmonella* spp.

#### 3.4.4.2 Enriquecimento seletivo

A partir dos frascos com água peptonada a 0,1%, foi transferido 1,0 mL para tubo de ensaio contendo 10 mL de caldo tetracionato (TT), adicionado de 0,2 mL de solução iodo-iodetada e 0,1 mL de solução aquosa de verde brilhante a 0,1% e 1,0 mL para tubo contendo 10 mL de caldo selenito cistina (SC), sendo ambos incubados a 43°C/ 24 horas.

#### 3.4.4.3 Plaqueamento seletivo

Após a incubação, as culturas foram semeadas, pela técnica de esgotamento, em duplicata, em placas contendo ágar xilose lisina desoxicolato (XLD) e ágar bismuto sulfito (BS) com posterior incubação a 35°C por 24 horas.

Foram consideradas colônias típicas no ágar XLD as colônias vermelhas com centro negro pela produção de H<sub>2</sub>S e no ágar bismuto sulfito colônias marrons ou negras, com ou sem brilho metálico.

#### 3.4.4.4 Confirmação preliminar

Colônias típicas foram inoculadas em tubos contendo ágar lisina ferro (LIA) e ágar tríplice açúcar ferro (TAF) e incubados a 35°C por 24 horas.

Para a fermentação da lactose e/ou sacarose e produção de H<sub>2</sub>S utilizou-se o ágar TAF sendo considerados positivos os tubos que apresentaram bisel alcalino (vermelha) e fundo ácido de coloração amarela, com ou sem produção de H<sub>2</sub>S.

A prova positiva da descarboxilação no ágar lisina ferro (LIA) é a presença da coloração púrpura (sem alteração da cor do meio), com ou sem produção de H<sub>2</sub>S.

Na ocorrência de reações típicas de *Salmonella* spp. foram realizados os seguintes testes para identificação bioquímica:

- Desaminação da Fenilalanina

Após o período de incubação por 24 horas a 35°C, foi adicionado ao tubo contendo ágar fenilalanina, duas a três gotas de cloreto férrico a 10%. O desenvolvimento de coloração verde indica prova positiva, ou seja, produção da enzima fenilalanina desaminase. *Salmonella* spp. é fenilalanina-desaminase negativa.

- Produção de Urease

A prova positiva é observada pela viragem do indicador com mudança da cor do meio de pêssego para cor de rosa (alcalinização), no tubo de caldo uréia utilizando-se como indicador de pH o vermelho de fenol, devido à hidrólise da uréia em amônia. A maioria das cepas de *Salmonella* spp. é urease negativa.

- Prova do Malonato

A prova positiva é observada pela viragem do indicador, no ágar malonato, com mudança do meio de cor verde para azul, ou seja, há utilização do malonato de sódio como a única fonte de carbono e do sulfato de amônio como fonte de nitrogênio, produzindo hidróxido de sódio (NaOH) que alcaliniza o meio. A maioria das cepas de *Salmonella* spp. é malonato negativa.

- Prova do VM-VP (Vermelho de Metila/Voges-Proskauer)

Para a prova de VM, foi adicionado após 24 horas de incubação do tubo de caldo contendo glicose (VM-VP), duas a três gotas do reativo vermelho de metila (VM). O desenvolvimento de cor vermelha indica prova positiva, ou seja, pH abaixo de 4,5 devido a fermentação da glicose produzindo ácidos. Para a prova de VP retirou-se, previamente a realização da prova de VM, uma alíquota de 1,5 mL do tubo contendo o inóculo e incubou-se por mais 24 horas, depois adicionou-se 0,6 mL de uma solução  $\alpha$ -naftol a 5% e 0,2 mL de uma solução de hidróxido de potássio (KOH) a 40%. O desenvolvimento de coloração vermelha

no meio indica produção de acetoina a partir da fermentação da glicose. A maioria das cepas de *Salmonella* é VM positiva e VP negativa.

- Prova da motilidade, produção de H<sub>2</sub>S e produção de indol

Para observação da produção de indol a partir do triptofano presente no meio, após o período de incubação por 24 horas a 35°C, foi adicionado ao meio sulfito indol motilidade (SIM) duas a três gotas de reativo de Kovacs. Na prova positiva, há formação de um anel vermelho. *Salmonella* spp. é indol negativa. A maioria das cepas de *Salmonella* spp. é móvel. A prova positiva para H<sub>2</sub>S é observada devido a reação de gás ácido sulfídrico com íons férricos, presentes no meio, produzindo sulfeto ferroso (insolúvel) que forma o precipitado negro. As cepas de *Salmonella* spp. podem ser H<sub>2</sub>S positivas ou negativas.

- Prova do Citrato de Simmons

A prova positiva é observada pela viragem do indicador de pH (azul de bromotimol) pela alcalinização com mudança do meio de cor verde para azul, ou seja, utilização do citrato como única fonte de carbono e de sal inorgânico de amônia como fonte de nitrogênio. A maioria das *Salmonella* spp. é citrato positiva.

- Fermentação dos açúcares (glicose, lactose e sacarose)

A prova positiva é observada pela mudança de cor do meio de vermelha para amarela, devido sua acidificação e viragem do indicador de pH vermelho de fenol. A *Salmonella* spp. é glicose positiva com produção de gás no tubo de Durham, lactose negativa e sacarose negativa para a maioria das cepas.

#### 3.4.4.5 Confirmação da identificação por método semi-automatizado e antibiograma:

As colônias que tiveram resultado bioquímico típico de *Salmonella* spp. foram confirmadas pelo sistema semi-automatizado MicroScan® (Dade Behring) no laboratório de Microbiologia do Hospital das Clínicas da Universidade Federal de Goiás (HC/UFG). Foi testada a suscetibilidade das cepas isoladas aos seguintes antibióticos: ampicilina/sulbactam, ampicilina, aztreonam, cefepime, cefotaxime, ceftazidime, ceftriaxone, ciprofloxacina, imipenem, levofloxacina, meropenem, moxifloxacina, piperacilina/tazobactam, piperacilina, ticarcilina/ácido clavulânico e trimetoprim/ sulfametoxazol.

#### 3.4.4.6 Sorologia

As cepas de *Salmonella* confirmadas por testes bioquímicos e pelo teste automatizado foram submetidas à tipagem sorológica com anti-soros polivalentes “O” e “H” no Laboratório de Referência para *Enterobacteriaceae* da Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz RJ.

O anexo 8 apresenta o fluxograma de presença/ausência e identificação de *Salmonella* spp. em água bruta e tratada.

### 3.5 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS FÍSICO-QUÍMICOS:

As análises físico-químicas foram realizadas no laboratório de análise água da SANEAGO/SA.

#### **3.5.1 Determinação da turbidez:**

Para determinação da turbidez, realizou-se a leitura direta utilizando o turbidímetro 2100P-HACH (CETESB,1978). A determinação da turbidez pelo método nefelométrico baseia-se na comparação da intensidade de luz espalhada pela amostra em condições definidas, com a intensidade da luz

espalhada por uma suspensão padrão, sendo expressa em unidade nefelométrica de turbidez (UNT).

### **3.5.2 Determinação do teor de cloro residual livre:**

A análise do teor de cloro residual livre foi realizada pelo método espectrofotométrico.

Na ausência de íon iodeto, o cloro livre reage instantaneamente com o indicador DPD N,N-dietil-P- fenilendiamina de sulfato produzindo uma cor rósea que é proporcional à concentração de cloro residual na amostra. Transferiu-se 10mL da amostra para uma cubeta de leitura, sendo, este portanto o branco. Em uma outra cubeta de leitura colocou-se 10mL da amostra adicionada de DPD e homogeneizou-se até dissolver todo o reativo. Colocou-se o branco para zerar e em seguida procedeu-se a leitura da amostra no espectrofotômetro DR 890 - HACH. O resultado foi expresso em mg/L Cl.

### **3.5.3 Determinação do pH:**

O pH das amostras foi determinado por leitura direta em um pHmetro DM20 (Digimed).

### **3.5.4 Determinação da temperatura:**

No momento da coleta foi realizada com o auxílio de um termômetro químico calibrado (Incoterm), com filamento de mercúrio graduado em décimos até 100°C. Mergulhou-se o bulbo do termômetro na amostra e realizou-se a leitura da temperatura.

### **3.5.5 Determinação do Oxigênio Dissolvido:**

O oxigênio dissolvido (OD) foi determinado pelo método idométrico. Encheu-se o frasco de Winkler com amostra de água bruta lentamente para evitar formação de bolhas. Adicionou-se 2 mL de solução sulfato manganoso, mergulhando a ponta da pipeta no interior do líquido. Em seguida, adicionou-se 2 mL de solução álcali-iodeto. Tampou-se o frasco, agitando-o por inversões

sucessivas, aguardou-se decantar o precipitado durante 3 minutos. A solução de sulfato manganoso em meio alcalino ocorre a fixação do oxigênio dissolvido. Adicionou-se 2mL de ácido sulfúrico concentrado, fechou-se e agitou-se por inversões sucessivas até a total dissolução do precipitado. A adição de solução ácida ocorre a formação de íons. Duzentos mililitros da amostras foram titulados com tiosulfato de sódio 0,025N ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ) até o aparecimento de coloração amarelo-palha. Então, adicionou-se 5 gotas de amido, prosseguindo a titulação até o desaparecimento da cor azul. O volume de tiosulfato de sódio utilizado na titulação é o valor de OD expresso em mg/L  $\text{O}_2$  (APHA, 2005).

### 3.5.6 Determinação de Demanda Bioquímica de Oxigênio:

A determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) baseia-se no consumo de oxigênio, em um período de 5 dias à temperatura de 20°C, necessário para decompor a matéria orgânica biologicamente degradável por microrganismos aeróbios.

Inicialmente, determinou-se o oxigênio dissolvido inicial (ODI). Para a determinação do oxigênio dissolvido final (ODF) incubou-se o frasco de Winkler com amostra de água bruta a 20°C  $\pm 0,5^\circ\text{C}$  durante 5 dias, após, realizou-se o mesmo procedimento para determinação do oxigênio dissolvido para obter o ODF (APHA, 2005). O valor de DBO é expresso em mg/L  $\text{O}_2$  e foi obtido pela seguinte fórmula:

$$\text{DBO} = \frac{(\text{ODI} - \text{ODF}) \times 100}{V}$$

Onde:

ODI=oxigênio dissolvido inicial (mg/L)

ODF= oxigênio dissolvido final (mg/L)

V=volume da fração decimal da amostra utilizada (L)

### **3.6 Análise estatística:**

Os resultados das variáveis foram submetidos à estatística descritiva, média, máximo, mínimo, desvio padrão, teste de Análise de Variância (ANOVA) e representação gráfica (VIEIRA, 2003).

Para avaliar a relação entre as variáveis bióticas e abióticas foi utilizada a análise de coeficiente de correlação de Pearson (VIEIRA, 2003; DANCEY & REIDY, 2006).

Para a execução das análises estatísticas foi empregado o aplicativo Excel e SPSS 17.0 (DANCEY & REIDY, 2006).

## 4 RESULTADOS

A média de OD no RMP e no RJL foi semelhante (Tabela 1), sendo os valores mensais representados na figura 1. Na tabela 2 pode-se observar que o OD apresentou correlação negativa com a temperatura da água no RJL (TAG  $r = -0,823$ ) e no RMP (TAG  $r = -0,645$ ).

Tabela 1 - Dados descritivos do rio Meia Ponte e ribeirão João Leite, 2007/08.

Manancial	Estatística	TAG	pH	TUR	OD	DBO	CTO	EC
<b>Rio Meia Ponte</b>	Máximo	25,0	7,55	237,0	7,3	3,7	$9,0 \times 10^6$	$2,0 \times 10^5$
	Média	22,7	7,20	49,15	6,2	1,1	$8,0 \times 10^5$	$1,0 \times 10^4$
	Mínimo	19,5	6,76	8,98	4,4	0,1	$5,0 \times 10^2$	$8,0 \times 10^1$
	Desvio Padrão	1,9	0,25	64,29	0,9	1,1	$3,0 \times 10^6$	$5,0 \times 10^4$
<b>Ribeirão João Leite</b>	Máximo	25,0	7,6	116,0	7,5	5,2	$1,4 \times 10^5$	$1,7 \times 10^4$
	Média	22,5	7,1	39,6	6,5	2,0	$3,2 \times 10^4$	$5,0 \times 10^3$
	Mínimo	19,0	6,6	9,3	5,0	0,4	$1,3 \times 10^3$	$1,7 \times 10^2$
	Desvio Padrão	2,3	0,4	37,1	0,7	1,4	$4,2 \times 10^4$	$6,4 \times 10^3$
	p	0,460	0,097	0,331	0,085	0,046*	0,175	0,254

TAG= temperatura da água (°C), pH= potencial hidrogeniônico, TUR= turbidez (UNT), OD=oxigênio dissolvido (mg/L O<sub>2</sub>), DBO= Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L O<sub>2</sub>), CTO= coliformes totais (NMP/100mL), EC= *Escherichia coli* (NMP/100mL), p=nível de significância (ANOVA), \* ≠estatisticamente significante.

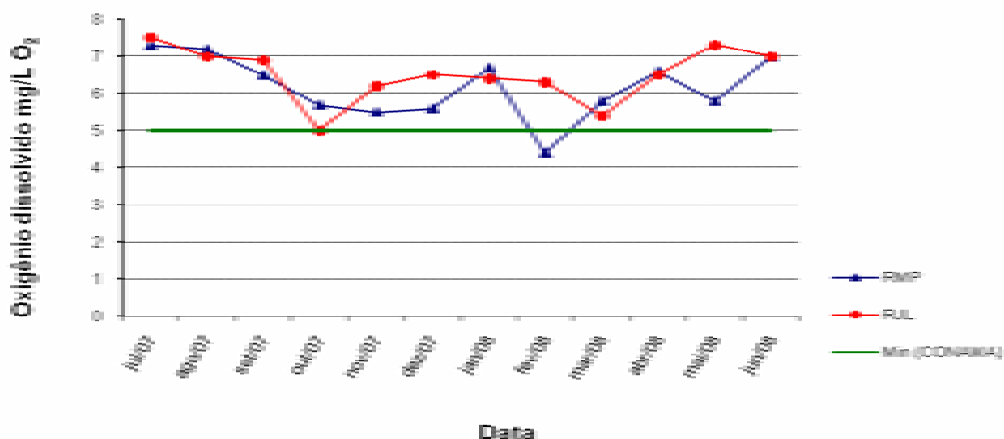


Figura 1- Teores de oxigênio dissolvido (OD) no rio Meia Ponte e ribeirão João Leite no período de julho/2007 a junho/2008.

Tabela 2 - Matriz de coeficiente de correlação de Pearson entre dados bacteriológicos e físico-químicos nas captações de água bruta no rio Meia Ponte e ribeirão João Leite, 2007/08.

	TAG	pH	TUR	OD	DBO	PP	CTO	EC
<b>RJL</b>								
TAG	1,000							
pH	<b>-0,735</b>	1,000						
TUR	0,226	-0,146	1,000					
OD	<b>-0,823</b>	<b>0,735</b>	-0,126	1,000				
DBO	0,056	0,059	-0,026	0,330	1,000			
PP	<b>0,686</b>	<b>-0,726</b>	<b>0,578</b>	-0,549	0,053	1,000		
CTO	0,210	0,012	<b>0,957</b>	-0,087	-0,035	0,426	1,000	
EC	0,247	0,244	<b>0,650</b>	-0,127	-0,068	0,289	<b>0,655</b>	1,000
<b>RMP</b>								
TAG	1,000							
pH	-0,271	1,000						
TUR	-0,399	0,389	1,000					
OD	<b>-0,645</b>	-0,156	-0,384	1,000				
DBO	0,010	-0,409	0,078	0,136	1,000			
PP	<b>0,599</b>	-0,023	<b>0,719</b>	-0,465	0,019	1,000		
CTO	-0,112	-0,127	-0,124	-0,139	<b>0,766</b>	-0,199	1,000	
EC	-0,109	-0,127	-0,119	-0,145	<b>0,766</b>	-0,194	<b>1,000</b>	1,000

TAG= temperatura da água (°C), pH= potencial hidrogeniônico, TUR =turbidez (UNT), OD =oxigênio dissolvido (mg/L O<sub>2</sub>), DBO= Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L O<sub>2</sub>), PP =precipitação pluviométrica mensal (mm), CTO= coliformes totais (NMP/100mL), EC= *Escherichia coli* (NMP/100mL), RJL=ribeirão João Leite, RMP= rio Meia Ponte.

Os valores de precipitação pluviométrica encontrados no período chuvoso apresentaram correlação positiva com a temperatura da água no RJL (TAG  $r = +0,686$ ) e no RMP (TAG  $r = +0,599$ ). Conseqüentemente em decorrência das condições climáticas no período de estudo, as variações da temperatura da água correlacionaram inversamente com o pH no RJL (pH  $r = -0,735$ ) (Tabela 2). A turbidez correlacionou-se positivamente com coliformes totais (CTO  $r = +0,957$ ) e com *E.coli* (EC  $r = +0,650$ ) no RJL. A turbidez também apresentou correlação positiva com a precipitação pluviométrica no RJL (PP=  $+0,578$ ) e no RMP (PP=  $+0,719$ ) (Tabela 2), sendo representado os valores mensais na figura 3. O desvio padrão da turbidez no RMP foi maior que no RJL.

A figura 2 representa os valores mensais da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). A DBO no RMP teve correlação positiva com valores de coliformes totais e *Escherichia coli* (CTO  $r = +0,766$  e EC  $r = +0,766$ ). O RJL demonstrou uma maior variação e maior média nos valores de DBO em relação RMP (Tabela 1). Na análise de ANOVA (Tabela 1) observa-se que a DBO apresentou diferença estatisticamente significativa ( $p=0,046$ ) entre os mananciais estudados.

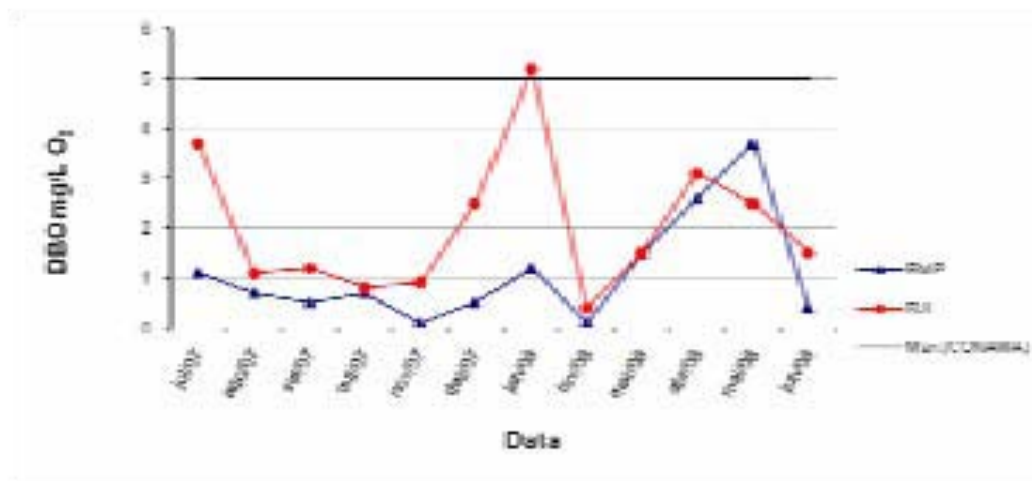


Figura 2 - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) no rio Meia Ponte e ribeirão João Leite entre os meses de julho/2007 e junho/2008.

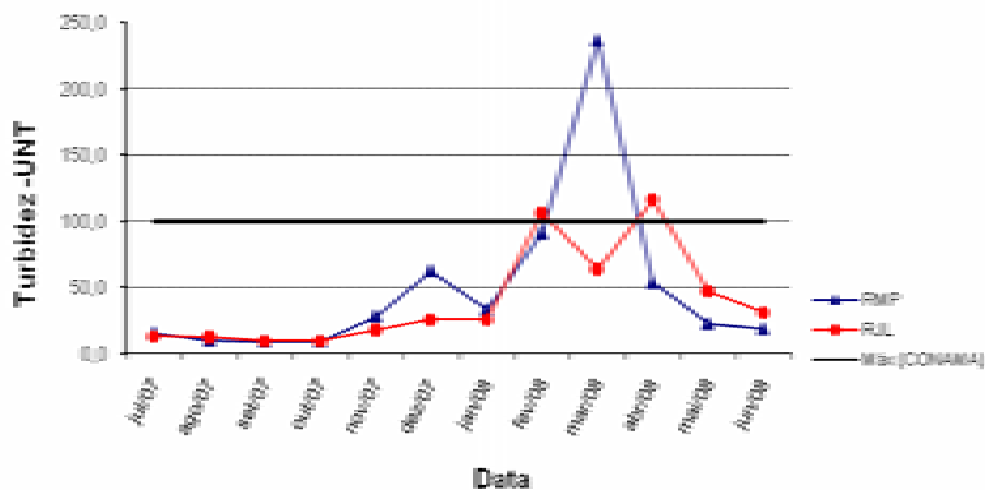


Figura 3 - Teores de turbidez no rio Meia Ponte e ribeirão João Leite no período de julho/2007 e junho/2008.

Na tabela 1 observa-se que a variação da temperatura da água no período estudado no RMP e no RJJ foi expressiva, com DP= 1,9°C e 2,3 °C, respectivamente.

O pH no RJJ correlacionou-se negativamente com a precipitação pluviométrica (PP  $r = -0,726$ ) (Tabela 2) e positivamente com oxigênio dissolvido (OD= +0,735), demonstrando que sofreu interferência sazonal. Adicionalmente a variação do pH no RJJ foi maior que no RMP, sendo representado os valores mensais na figura 4.

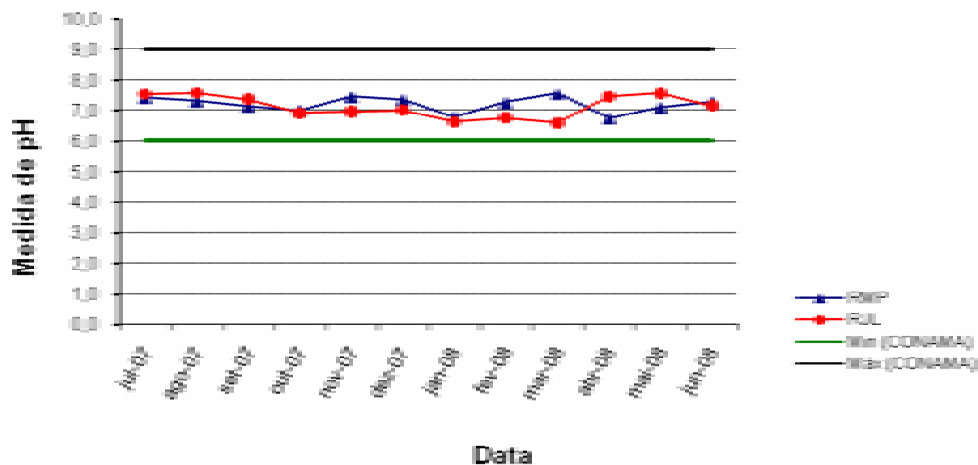


Figura 4 - Potencial hidrogeniônico (pH) no rio Meia Ponte e ribeirão João Leite no período de julho/2007 a junho/2008.

Na tabela 3 pode-se observar que no RJL, 16,7% e 8,3% das amostras de água bruta apresentaram teores de turbidez e DBO, respectivamente, em desacordo com a legislação vigente (BRASIL, 2004a). Na água bruta do RMP, 8,3% das amostras apresentaram teores de oxigênio dissolvido (OD) e de turbidez em desacordo com os padrões físico-químicos estabelecidos na legislação vigente (BRASIL, 2005b).

Três (25,0%) das amostras de água tratada do RJL (ETA Jaime Câmara) apresentaram valores de turbidez acima do permitido pela legislação (Tabela 3), estando portanto em desacordo com o padrão de potabilidade para consumo humano (BRASIL, 2004a). Os valores mensais de turbidez das ETAs estão representados na figura 5. A turbidez da água tratada da estação do RJL apresentou maior variação (Tabela 4 e Figura 5).

Tabela 3 - Número de amostras de água tratada e bruta com valores que não atendem os padrões físico-químicos e microbiológicos exigidos na legislação vigente (BRASIL, 2004a; 2005b). Goiânia, 2007/08.

	RJL				RMP			
	AB*		AT**		AB*		AT**	
<b>Parâmetros</b>	nº	%	nº	%	nº	%	nº	%
<b>Físico-Químicos</b>								
Turbidez	2/12	16,7	3/12	25,0	1/12	8,3	0/12	0,0
DBO	1/12	8,3	NA	NA	0/12	0,0	NA	NA
OD	0/12	0,0	NA	NA	1/12	8,3	NA	NA
pH	0/12	0,0	1/12	8,3	0/12	0,0	0/12	0,0
Cloro residual	NA	NA	0/12	0,0	NA	NA	0/12	0,0
<b>Parâmetros</b>								
<b>Microbiológicos</b>								
Coliformes Termotolerantes	NR	NR	0/12	0,0	NR	NR	0/12	0,0
<i>Escherichia coli</i>	9/12	75,0	NR	NR	3/12	25,0	NR	NR
Bactérias Heterotróficas	NA	NA	0/12	0,0	NA	NA	0/12	0,0

NA: não se aplica, NR: não realizado, AB: água bruta, AT: água tratada, RJL: João Leite, RMP: Meia Ponte

\* BRASIL, 2005b

\*\*BRASIL, 2004a

Na tabela 4 ainda pode-se observar que, nas amostras de água tratada, o cloro residual livre apresentou maior estabilidade na estação de tratamento de água do RMP (ETA Engenheiro Rodolfo José da Costa e Silva) em relação à ETA Jaime Câmara, porém, dentro dos padrões da legislação vigente (BRASIL, 2004a).

Não houve variação significativa do pH em ambas ETAs (Tabela 4 e Figura 6). Uma (8,3%) amostra de água tratada do RJL apresentou valor de pH abaixo do permitido pela legislação (Tabela 3 e Figura 6).

Tabela 4 - Dados descritivos de água tratada na ETA Engenheiro Rodolfo José da Costa e Silva e ETA Jaime Câmara, 2007/08.

ETA	Estatística	TAG	pH	TUR	CL	BH
Meia Ponte	Máximo	25,0	7,25	0,9	1,77	1,0
	Média	23,0	6,74	0,7	1,50	0,1
	Mínimo	20,0	6,18	0,5	1,32	0,0
	Desvio Padrão	1,8	0,38	0,1	0,13	0,3
João Leite	Máximo	25,0	7,12	3,32	1,98	3,0
	Média	22,7	6,73	1,13	1,54	0,6
	Mínimo	19,0	5,60	0,70	1,23	0,0
	Desvio Padrão	2,1	0,41	0,71	0,22	1,0

TAG= temperatura da água (°C), pH= potencial hidrogeniônico, TUR= turbidez (UNT), CL= cloro residual livre (mg/L), BH= bactérias heterotróficas (UFC/mL).

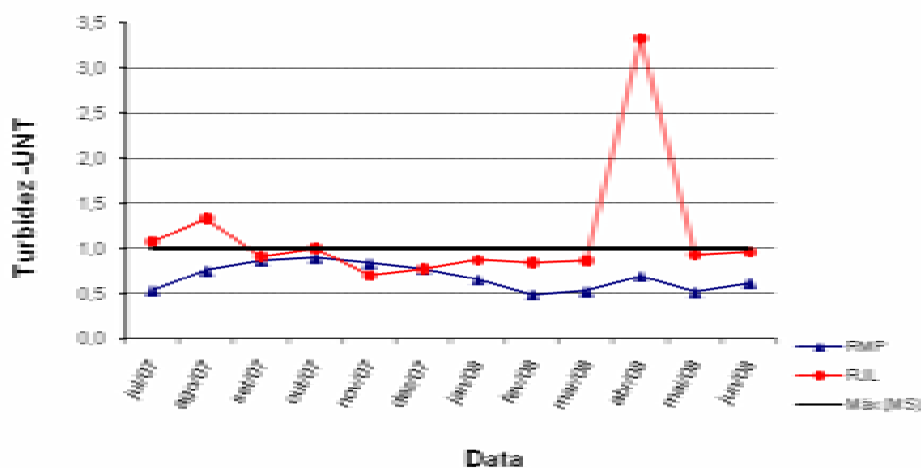


Figura 5 - Teores de turbidez na ETA Engenheiro Rodolfo José da Costa e Silva (RMP) e ETA Jaime Câmara (RJA) no período de julho/2007 a junho/2008.

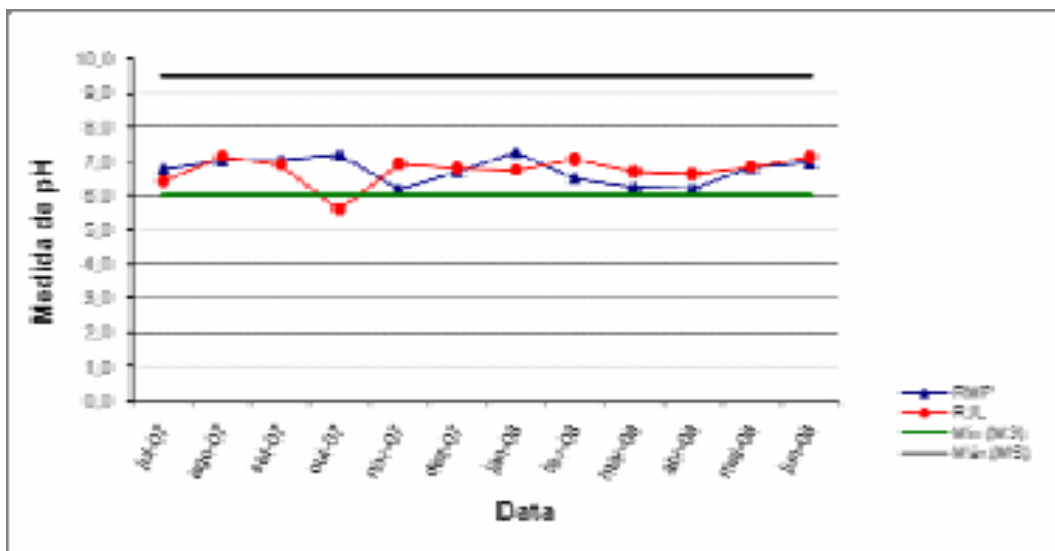


Figura 6- Potencial hidrogeniônico (pH) na ETA Engenheiro Rodolfo José da Costa e Silva (RMP) e ETA Jaime Câmara (RJL) no período de julho/2007 a junho/2008.

A temperatura da água tratada variou de 1,8°C a 2,1 °C, respectivamente, na ETA Engenheiro Rodolfo José da Costa e Silva (RMP) e ETA Jaime Câmara (RJL) (Tabela 4).

Na análise de correlação de Pearson entre dados bacteriológicos e físico-químicos de água tratada na ETA Engenheiro Rodolfo José da Costa e Silva (RMP) e ETA Jaime Câmara (RJL) obteve-se uma correlação fraca.

No enquadramento da água bruta em relação à *Escherichia coli* pode-se observar que no RMP 25,0% e no RJL 75,0% das amostras apresentaram valores de enumeração acima dos padrões estabelecidos pela resolução n° 357 CONAMA para classe 2 (BRASIL, 2005b).

Das amostras de água bruta positivas, 12/24 (50,0%) estavam fora dos padrões microbiológicos nacionais vigentes em relação à contagem de *Escherichia coli* e 5/24 (21,0%) em desacordo com um ou mais parâmetros físico-químicos e microbiológicos para água doce de classe 2 (BRASIL, 2005b).

No total de amostras avaliadas, 3/12 (25,0%), 9/12 (75,0%) e 3/12 (25,0%) da água bruta do RMP, água bruta do RJL, água tratada do ribeirão João Leite, respectivamente, não atenderam aos padrões da legislação quanto a parâmetros físico-químicos e/ou microbiológicos (BRASIL, 2004a; 2005b).

O RMP sofreu maior variação dos índices de CTO e EC que o RJL durante o período do estudo (Tabela 1), sendo os valores mensais do RMP e RJL representados nas figuras 7 e 8, respectivamente.

Houve correlação positiva direta entre coliformes totais e *Escherichia coli* no RJL (CTO  $r= +0,655$ ) e no RMP (CTO  $r= +1,000$ ), indicando que há uma alta probabilidade de detectar a presença de *E.coli* quando encontramos coliformes totais em água bruta (Tabela 2).

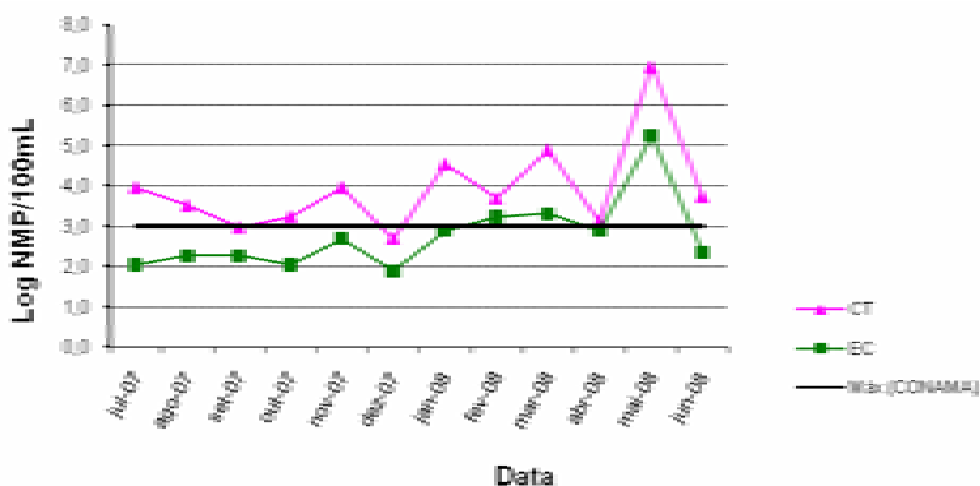


Figura 7 - Índices de coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (EC) na captação do rio Meia Ponte no período de julho/2007 a junho/2008.

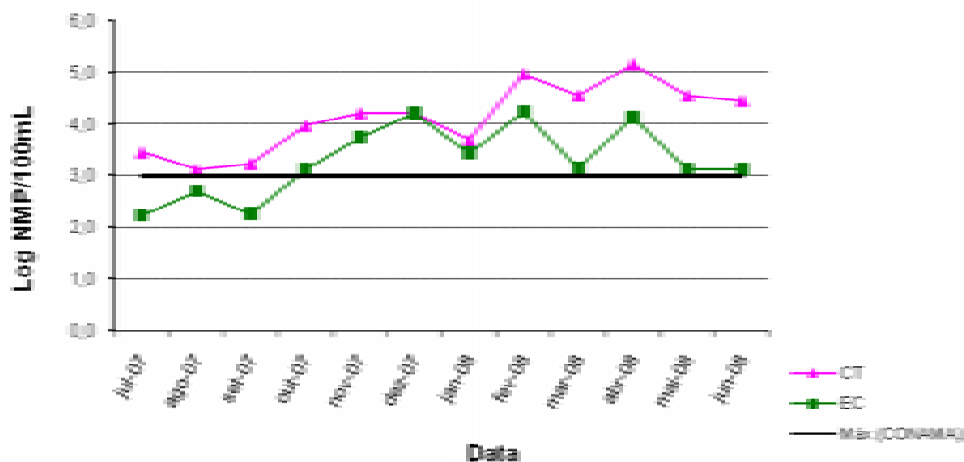


Figura 8 - Índices de coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (EC) na captação do ribeirão João Leite no período de julho/2007 a junho/2008.

A presença de *Salmonella* spp. foi detectada em 3/24 (12,5%) das amostras de água bruta, sendo encontradas somente no RJL. Os sorotipos encontrados foram: *Salmonella* Hadar (4,2%), *S. Akuafo* (4,2%) e *S. Mbandaka* (4,2%). As cepas analisadas não apresentaram resistência a nenhum antimicrobiano testado, sendo que todas as cepas apresentaram sensibilidade intermediária para moxifloxacina e sensibilidade aos antimicrobianos: ampicilina/sulbactam, ampicilina, aztreonam, cefepime, cefotaxime, ceftazidime, ceftriaxone, ciprofloxacina, imipenem, levofloxacina, meropenem, piperacilina/tazobactam, piperacilina, ticarcilina/ácido clavulânico, trimetoprim/sulfametoxazol.

Todas as amostras (100%) de água tratada estavam de acordo com os padrões microbiológicos, constando de contagem de bactérias heterotróficas e coliformes termotolerantes, estabelecidos pela legislação vigente (BRASIL, 2004a). Além disso, em nenhuma amostra de água tratada foi evidenciada a presença de *Salmonella* spp.

## 5 DISCUSSÃO

---

Existe uma relação direta entre variação de temperatura, oxigênio, gás carbônico, carbonatos e potencial hidrogeniônico (BRANCO, 1986). Variações súbitas de temperatura nas águas causam efeitos danosos aos ecossistemas aquáticos que se adaptam apenas a pequenas variações (BAIRD, 2002). Quando aumenta a temperatura, aumentam os processos de reações químicas e biológicas, acentuando a sensação de sabor e odor, influenciando nas características de outros parâmetros como a densidade, viscosidade e pressão de vapor do meio líquido (SPERLING, 1996; MIRANDA et al., 2003).

A temperatura da água apresentou uma relação inversa e acentuada com o oxigênio dissolvido no RJL (OD  $r = -0,823$ ) e no RMP (OD  $r = -0,625$ ), corroborando com as afirmações de Branco (1986) e Esteves (1998). Estes autores ressaltam a importância deste parâmetro como um fator ecológico, tanto pela influência direta que pode exercer sobre os vários tipos de organismos como pela relação existente entre ele e o teor de gases dissolvidos. Verificou-se ainda que as elevadas temperaturas são mais frequentes nos períodos chuvosos, apresentando uma associação direta com esta variável.

A precipitação pluviométrica é responsável pela variação do fluxo de água nos rios e a temperatura está intimamente interligada com a velocidade das reações químicas. As variações diurnas da temperatura da água, em um determinado ponto de um rio, podem ser atribuídas às condições da velocidade, vazão, estação do ano, hora do dia e amplitude diária da variação da temperatura do ar (MECCA, 2002).

Siqueira et al. (2006) encontraram valores de OD entre 2,60 e 4,40 mg/L O<sub>2</sub>, sendo obtida uma média de 3,84 mg/L O<sub>2</sub> no rio Parauapebas, PA.

Neste estudo, 8,3% das amostras de água bruta do RJL e 8,3% das amostras do RMP, não atenderam os padrões da legislação vigente em relação à DBO e OD respectivamente. Por outro lado, Vasconcelos (2002) encontrou

previamente todas as amostras do RJL analisadas com níveis de OD e DBO dentro dos limites estabelecidos (BRASIL, 2005b). Adicionalmente, em outra investigação realizada em Goiânia foi evidenciado que 22,2% e 100% das amostras do Córrego Botafogo apresentaram valores de OD e DBO, respectivamente, em conformidade com a legislação para rios de classe 2 (QUEGE & SIQUEIRA, 2005).

Observando-se as médias dos valores de DBO, os resultados indicam que na captação, o RJL é mais poluído que o RMP, podendo ser possivelmente explicado pela sua localização, visto que encontra-se mais próximo da área urbana na capital.

Resultados semelhantes aos do presente estudo foram ainda encontrados por Machado & Santos (2000) em relação às médias de OD, turbidez, temperatura da água e de coliformes totais em monitoramento da qualidade da água do RJL e por Vasconcelos (2002), em relação às médias de coliformes totais, OD, pH e temperatura da água no RJL e RMP.

De acordo com Campos & Queiroz (2003), as partículas orgânicas e inorgânicas em suspensão podem proporcionar aos microrganismos proteção contra os desinfetantes, como o cloro, e fornecer um substrato disponível para a proliferação bacteriana, mas a sobrevivência e desenvolvimento desses microrganismos dependem da matéria orgânica dissolvida na água.

A turbidez pode reduzir a eficiência da cloração, pela proteção física que pode propiciar aos microrganismos evitando contato direto com os desinfetantes, além de transportar matérias orgânicas capazes de causar sabor e odor indesejáveis, comprometendo a qualidade sensorial, representando risco à saúde da população (BATALHA & PARLATORE, 1993; CAMPOS & QUEIROZ, 2003). Na água tratada da ETA Jaime Câmara (RJL) 25% das amostras apresentaram valores de turbidez em desacordo com a legislação vigente. Entretanto, apesar dos valores de turbidez acima do permitido pela Portaria nº 518, todas as amostras de água tratada estavam com valores de cloro residual livre e de coliformes termotolerantes em conformidade com esta legislação, sugerindo que não houve interferência deste parâmetro.

Em agosto de 2007 na ETA Jaime Câmara evidenciou-se um aumento na turbidez na água tratada, podendo ser devido à manutenção dos filtros na estação (SANEAGO, 2007b). A alta turbidez na água tratada na ETA Jaime Câmara (RJL) evidenciado em julho de 2007, pode ser devido a ajustes nas dosagens de coagulantes e auxiliares de coagulação (sulfato de alumínio líquido 50% e polieletrólito baixo catiônico 0,2%, respectivamente) no tratamento da mesma (SANEAGO, 2007a). Em abril de 2008, encontrou-se o maior valor de turbidez da água bruta no RJL, o que conseqüentemente influenciou os valores da turbidez na água tratada na ETA Jaime Câmara.

A turbidez correlacionou-se positivamente com a precipitação pluviométrica, semelhante ao encontrado por Quege & Siqueira (2005) no Córrego Botafogo na cidade de Goiânia.

Na maioria das águas naturais, o pH é influenciado pela concentração de  $H^+$  originado da dissociação do ácido carbônico, que gera valores baixos de pH, e das reações de íons carbonato e bicarbonato com a molécula de água, que elevam os valores de pH para a faixa alcalina. Apesar de se inter-relacionarem, as variáveis físico-químicas podem ser influenciadas pelo meio externo, como a ocorrência de precipitação pluviométrica e águas residuais (ESTEVES, 1998).

No RJL o pH correlacionou-se positivamente com o oxigênio dissolvido. Segundo Maier (1987) uma pequena diminuição no pH pode estar associada ao aumento no teor de matéria orgânica que leva a conseqüente queda na quantidade de oxigênio dissolvido disponível no corpo d'água. Ainda segundo essa autora, o pH nas águas dos rios brasileiros varia de neutro a ácido e pode ser alterado ao longo do rio. Além disso, muitas substâncias decorrentes da atividade humana despejadas no meio aquático podem alterar significativamente o valor de pH, como as deposições ácidas provenientes da poluição atmosférica e a presença de rejeitos industriais (BAIRD, 2002).

Os valores de pH na água bruta oscilaram entre um mínimo de 6,6 e máximo 7,6, corroborando com as investigações realizadas por Quege & Siqueira (2005) e Siqueira et al. (2006). Adicionalmente, Rebouças-Bessa et al.