

**UNIVERSIDADE DE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS  
FACULDADE DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA**

**SUÉLLEN MACHADO DE PAULA**

**QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO DOURADOS-MS –  
PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS,  
MICROBIOLÓGICOS E HIGIÊNICO SANITÁRIOS**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
AMBIENTAL**

**DOURADOS-MS  
MAIO-2011**

**SUÉLLEN MACHADO DE PAULA**

**QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO DOURADOS-MS –  
PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS,  
MICROBIOLÓGICOS E HIGIÊNICO SANITÁRIOS**

**ORIENTADOR: PROF. DR. IVAN RAMIRES**

**Dissertação de mestrado submetida ao programa de pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, como um dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia na área de concentração Ciência Ambiental.**





MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS  
FACULDADE DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL


---

### Termo de Aprovação

Após a apresentação, arguição e apreciação pela banca examinadora foi emitido o parecer APROVADO, para a dissertação intitulada: **“Qualidade da água do Rio Dourados-MS - Parâmetros Físico-Químicos, Microbiológicos e Higiênico Sanitários”**, de autoria de Suellen Machado de Paula, apresentada ao Programa de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Grande Dourados.

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Ivan Ramires (Orientador-UFGD)  
Presidente da Banca Examinadora

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Affonso Celso Gonçalves Junior  
Membro Examinador (Unioeste)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Kelly Cristina da Silva Brabes  
Membro Examinador (UFGD)

Dourados/MS, 09 de maio de 2011

*A meu pai Aroldo (in memoriam) que estará sempre  
em meu coração.*

*Dedico*  
*A minha amada mãe Ana, pelo carinho e amor incondicional*  
*que sempre me dedicou e pela bravura em educar a mim e minha irmã,*  
*superando todas as dificuldades.*  
*A minha irmã querida, que mesmo longe sempre me apoiou e incentivou.*  
*Esta é uma vitória nossa.*

## *Agradeco*

*A Deus em primeiro lugar, por me dar forcas nessa etapa da minha vida, sendo providencial para que fosse possivel conciliar meu trabalho com os estudos;*

*Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, por me conceder a oportunidade de realizar este curso e a CAPES, pela concessão de bolsa por seis meses;*

*Ao Professor Ivan Ramires, pela orientação e confiança;*

*A Professora Kelly Cristina da Silva Brabes, pela co-orientação, apoio e amizade;*

*Ao Professor Fábio Negrão, pelo estímulo a pesquisa e por viabilizar a realização das análises microbiológicas;*

*Ao Professor Rafael Henrique Tonissi Buschinelli de Goes, pelo empenho em me ajudar com as análises estatísticas;*

*A minha eterna amiga Fabiana, pela imensa ajuda em todas as etapas dessa pesquisa, apoio constante, carinho, amizade e por tantas vezes me escutar nos momentos de dificuldades;*

*A amiga Tiara, pelo companheirismo e contribuição para a realização desse trabalho;*

*As estagiárias Lais e Juliana, pelo auxílio nos trabalhos laboratoriais;*

*Ao colega de mestrado Marcos, pelo auxílio nas análises de metais;*

*Aos amigos Mara, Bia, Karine, Péricles e Kelly, pelo carinho e atenção que sempre me ofereceram;*

*Aos colegas de trabalho Débora e Bruno, por sempre demonstrarem preocupação e incentivo;*

*As técnicas de laboratório Aleckssandra, Lujan, Débora e Mariana, pela contribuição;*

*Ao meu namorado Felipe, pelo amor e apoio;*

*A minha mãe, por tantos momentos de preocupação comigo, devido à dura jornada nos laboratórios e coletas exaustantes, pelo apoio, amor e orações;*

*A minha irmã e cunhado, que mesmo longe sempre demonstraram incentivo e carinho;*

*A todos que contribuíram de forma direta ou indireta com essa conquista, o meu muito obrigado.*

**LISTA DE ABREVIATURAS**

$\mu$ S cm -Micro Siemens por centímetro  
Al - Alumínio  
AMI- Amicacina  
APHA - American Public Health Association  
APS - Ampicilina subactam  
ATM - Aztreonam  
Cd - Cádmiio  
CDC- Center of Disease Control and Prevencion  
CETESB- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental  
CFO - Cefoxitina  
CIP- Ciproflaxina  
CLO - Cloranfenicol  
CLSI - Clinical and Laboratory Standards Institute  
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente  
Cr- Cromo  
EMB - Eosina Azul de Metileno  
ERI - Eritromicina  
EST - Estreptomicima  
GEN- Gentamicina  
LAB- Bactérias ácido-láticas  
LIA - lisina ferro  
Mn - Manganês  
MO - Matéria orgânica  
N - Nitrogênio  
NMP- Número mais provável  
NOR - Norfloxacina  
OD - Oxigênio dissolvido  
P - Fósforo  
Pb - Chumbo  
PCA- Agar Padrão para Contagem  
pH - Potencial hidrogeniônico  
RV - Rappaport-Vassiliadis  
SC - Selenito Cistina  
SS - *Salmonella Shigella*  
SUT - Trimetropim Sulfazotrim  
TET - Tetraciclina  
TOB - Tobramicina  
TRI - Trimetropim  
TSI - ferro açúcar triplo  
UFC- Unidades formadoras de colônia  
UNT - Unidade Nefelométrica de Turbidez  
VAN - Vancomicina

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Relação dos antibióticos utilizados para caracterizar o perfil de resistência das cepas bacterianas isoladas de amostras de água no Rio Dourados-MS .....	40
Tabela 2: Temperatura (°C) da água observada nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.....	41
Tabela 3: Análise de variância para a temperatura da água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.....	42
Tabela 4: Teste Tukey aplicado para temperatura, considerando os pontos de coleta.....	42
Tabela 5: Teste Tukey aplicado para temperatura, considerando o período de coleta.....	42
Tabela 6: Concentração de oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) na água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.....	43
Tabela 7: Análise de variância para concentração de oxigênio dissolvido em amostras coletadas em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem...	45
Tabela 8: Potencial hidrogeniônico da água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.....	45
Tabela 9: Análise de variância para pH das amostras coletadas em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.....	47
Tabela 10: Teste Tukey aplicado para pH, considerando o período de coleta.....	47
Tabela 11: Teste Tukey aplicado para pH, considerando a interação período*pontos de amostragem.....	47
Tabela 12: Quantidade de sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) na água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.....	48
Tabela 13: Análise de variância para concentração de sólidos nas amostras coletadas em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.....	49
Tabela 14: Teste Tukey aplicado para sólidos totais, considerando os pontos de coleta.....	49
Tabela 15: Teste Tukey aplicado para sólidos totais, considerando o período de coleta.....	49
Tabela 16: Turbidez (UNT) da água observada nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.....	50



Tabela 17: Análise de variância para turbidez das amostras de água coletadas em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.....	51
Tabela 18: Teste Tukey aplicado para turbidez, considerando o período de coleta.....	51
Tabela 19: Condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) da água observada nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.....	52
Tabela 20: Análise de variância para condutividade elétrica das amostras de água coletadas em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.....	53
Tabela 21: Teste Tukey aplicado para condutividade, considerando os pontos de coleta.....	53
Tabela 22: Concentração de cádmio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nas amostras de água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.....	54
Tabela 23: Análise de variância para cádmio na água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.....	55
Tabela 24: Concentração de chumbo ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nas amostras de água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.....	56
Tabela 25: Análise de variância para chumbo na água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.....	58
Tabela 26: Concentração de alumínio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nas amostras de água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.....	58
Tabela 27: Análise de variância para alumínio na água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.....	59
Tabela 28: Concentração de manganês ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nas amostras de água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.....	60
Tabela 29: Análise de variância para manganês na água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.....	61
Tabela 30: Teste Tukey aplicado para manganês, considerando o período de coleta.....	61
Tabela 31: Concentração de cromo ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nas amostras de água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.....	61
Tabela 32: Análise de variância para cromo na água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.....	62
Tabela 33: Log da contagem total de mesófilos aeróbios (UFC/100mL) observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.....	63

Tabela 34: Análise de variância para contagem total de mesófilos aeróbios em água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.....	64
Tabela 35: Log de coliformes termotolerantes (UFC/100mL) observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.....	65
Tabela 36: Análise de variância para <i>Escherichia coli</i> em água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.....	66
Tabela 37: Incidência de cepas indicativas de <i>Salmonella</i> sp. nas amostras de água do Rio Dourados-MS.....	67
Tabela 38: Análise de variância para <i>Salmonella</i> sp na água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.....	68
Tabela 39: Incidência de cepas indicativas de <i>Enterococcus</i> sp. nas amostras de água do Rio Dourados-MS.....	68
Tabela 40: Análise de variância para <i>Enterococcus</i> sp na água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.....	69
Tabela 41: Teste Tukey aplicado para Enterococos, considerando os pontos de coleta.....	69

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa da Bacia Hidrográfica do Rio Dourados-MS, com referência a localização dos pontos de coleta.....	32
Figura 2: Ponto 1 de coleta das amostras de água no Rio Dourados-MS.....	33
Figura 3: Ponto 2 de coleta das amostras de água no Rio Dourados-MS.....	34
Figura 5: Ponto 4 de coleta das amostras de água no Rio Dourados-MS.....	35
Figura 6: Ponto 5 de coleta das amostras de água no Rio Dourados-MS.....	36
Figura 7: Variação da temperatura (°C) média da água durante o período de estiagem e chuva.....	41
Figura 8: Variação da concentração média de oxigênio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> ) na água durante o período de estiagem e chuva.....	44
Figura 9: Variação média do potencial hidrogeniônico da água durante o período de estiagem e chuva.....	46
Figura 10: Variação da concentração média de sólidos totais (mg L <sup>-1</sup> ) durante o período de estiagem e chuva.....	48
Figura 11: Variação média da turbidez (UNT) durante o período de estiagem e chuva.....	50
Figura 12: Variação média da condutividade (μS cm <sup>-1</sup> ) durante o período de estiagem e chuva.....	52
Figura 13: Variação da concentração média de cádmio (mg L <sup>-1</sup> ) na água durante o período de estiagem e chuva.....	54
Figura 14: Variação da concentração média de chumbo (mg L <sup>-1</sup> ) na água durante o período de estiagem e chuva.....	57
Figura 15: Variação da concentração média de alumínio (mg L <sup>-1</sup> ) na água durante o período de estiagem e chuva.....	59
Figura 16: Variação da concentração de manganês (mg L <sup>-1</sup> ) na água durante o período de estiagem e chuva.....	60
Figura 17: Variação da concentração média de cromo (mg L <sup>-1</sup> ) na água durante o período de estiagem e chuva.....	62
Figura 18: Variação da concentração média de mesófilos aeróbios na água durante o período de estiagem e chuva.....	64
Figura 19: Variação da concentração média de coliformes termotolerantes na água durante o período de estiagem e chuva.....	66

Figura 20: Susceptibilidade a antibióticos de cepas indicativas de <i>Enterococcus</i> sp. isoladas das amostras de água do Rio Dourados.....	71
Figura 21: Susceptibilidade a antibióticos de cepas indicativas de <i>Escherichia coli</i> , isoladas das amostras de água do Rio Dourados.....	73
Figura 22: Susceptibilidade a antibióticos de cepas indicativas de <i>Salmonella</i> sp. isoladas das amostras de água do Rio Dourados.....	75

## RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade da água do Rio Dourados com a utilização de indicadores físicos, químicos e microbiológicos, considerando que este recurso hídrico é responsável pelo abastecimento de 75% da população da cidade de Dourados-MS, além de ser utilizado para irrigação, dessedentação de animais e na indústria. A bacia do Rio Dourados situa-se na porção sul do Estado de Mato Grosso do Sul, ocupando uma faixa no sentido oeste-leste desde as imediações da serra de Maracaju até a foz do rio Dourados no rio Brilhante. Localizado na sub-bacia do Rio Ivinhema, que, por sua vez, se insere na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. Foram utilizados seis parâmetros físico-químicos para monitorar a qualidade da água, além de parâmetros microbiológicos e determinação dos teores totais dos metais cádmio, chumbo, cromo e manganês, e a fração dissolvida de alumínio. O trabalho foi constituído de seis coletas de amostras de água, sendo três no período de estiagem e três durante o período de chuva durante o ano de 2010. As coletas foram realizadas em cinco pontos amostrais, compreendendo desde a nascente até as proximidades da foz do rio. Os resultados evidenciaram a contaminação das águas por bactérias de origem fecal, as quais após teste de susceptibilidade a antimicrobianos mostraram resistência a vários antibióticos de uso clínico convencional, sendo que o maior índice de resistência foi observado para *Salmonella* spp. frente ao antibiótico tetraciclina. A presença de coliformes termotolerantes esteve acima do recomendado pela resolução 357/05 do Conama para rios classe II em todos os pontos de coleta, superando o valor limite em até dez vezes no segundo ponto de coleta. Para os parâmetros físico-químicos apenas o pH e a turbidez apresentaram valores fora dos padrões indicados na resolução. Já para os metais chumbo, alumínio, cádmio e manganês observou-se freqüente superação dos níveis estabelecidos em diversos pontos e época de coleta, sendo as maiores concentrações registradas nos pontos 1, 3 e 5, demonstrando forte indicativo de contaminação por fontes antrópicas. O metal cromo manteve-se dentro dos limites durante todo o período avaliado.

Palavras-chave: Rio Dourados, análises de água, metais, resistência microbiana.

## ABSTRACT

This study has had by main purpose to evaluate water quality from Rio Dourados, using physical, chemical and microbiologic indicators, considering this hydrous resource is responsible for 75% of Dourados-MS population supply, besides being used for irrigation, animals watering and industries. Rio Dourados watershed is situated at south portion of Estado do Mato Grosso do Sul, occupying a strip from west to east that begins in Serra de Maracaju and goes to Rio Dourados mouth in Rio Brilhante. It is located at Rio Ivinhema watershed, which belongs to Rio Paraná watershed. Six physical-chemical parameters have been used to monitor water quality, besides parameters microbiologics and determination of total cadmium, lead, chromium and manganese rates and aluminum dissolved fraction. The study have been made through six collects of water samples, of which three collects on drought period and three on rain period, during the year 2010. Collects were made at five sample points, from source to river mouth. The results evidence water contamination by faeces bacteria, which showed resistance to several clinical conventional antibiotics, after susceptibility tests, with the highest rate of resistance was observed for *Salmonella* spp. against the antibiotic tetracycline. The presence of thermal tolerant coliforms is above recommendation defined by 357/05 Conama resolution for class II rivers at all points of collect, exceeding the limit value by ten times in the second point. For the physical-chemical parameters, only the pH and turbidity values were outside the standards specified in the resolution. Nevertheless, lead, aluminum, cadmium and manganese metals frequently have showed levels above established limits in various points and periods of collect, the highest concentrations being recorded in points 1, 3 and 5, indicating contamination by human sources. Chromium metal levels held within the limits during all the study.

Key-words: Rio Dourados, analysis of water, metals, microbial resistance.

## SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS.....	VI
LISTA DE TABELAS.....	VII
LISTA DE FIGURAS.....	X
RESUMO.....	XII
ABSTRACT.....	XIII
1 INTRODUÇÃO.....	16
2 OBJETIVOS.....	19
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	20
3.1 Contaminação hídrica por metais pesados.....	20
3.2 Contaminação hídrica por microrganismos e resistência microbiana.....	21
3.3. Parâmetros físico-químicos.....	23
3.3.1. Potencial Hidrogeniônico (pH).....	23
3.3.2 Condutividade Elétrica.....	23
3.3.3 Oxigênio Dissolvido (OD).....	24
3.3.4 Temperatura.....	24
3.3.5 Sólidos e Turbidez.....	25
3.3.6 Metais.....	26
3.3.6.1 Cádmio (Cd).....	26
3.3.6.2 Chumbo (Pb).....	26
3.3.6.3 Cromo (Cr).....	27
3.3.6.4 Manganês (Mn).....	28
3.3.6.5 Alumínio (Al).....	28
3.4 Microrganismos indicadores de condições higiênico-sanitária em águas naturais.....	29
3.4.1 Coliformes Termotolerantes.....	29
3.4.2 <i>Salmonella</i> spp.....	30
3.4.3 <i>Enterococcus</i> spp.....	31
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	32
4.1. Área de estudo e pontos de coleta.....	32
4.2 Metodologia analítica da qualidade da água.....	36
4.2.1 Análises físico-químicas.....	37
4.2.2 Metais.....	37
4.2.3 Análises microbiológicas.....	37
4.2.3.1 Contagem total de mesófilos aeróbios.....	38
4.2.3.2 Coliformes termotolerantes.....	38
4.2.3.3 <i>Salmonella</i> spp.....	38
4.2.3.4 <i>Enterococcus</i> spp.....	39

4.2.3.5 Antibiograma.....	39
4.3 Análise dos dados.....	40
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
5.1 Parâmetros físico-químicos.....	41
5.1.1 Temperatura da água.....	41
5.1.2 Oxigênio dissolvido.....	43
5.1.3 Potencial hidrogeniônico.....	45
5.1.4 Sólidos totais.....	48
5.1.5 Turbidez.....	50
5.1.6 Condutividade.....	51
5.2 Metais.....	53
5.2.1 Cádmio.....	53
5.2.2 Chumbo.....	55
5.2.3 Alumínio.....	58
5.2.4 Manganês.....	59
5.2.5 Cromo.....	61
5.3 Análises microbiológicas.....	62
5.3.1 Contagem padrão em placa (PCA).....	62
5.3.2 <i>Escherichia coli</i> .....	64
5.3.3 <i>Salmonella</i> spp.....	67
5.3.4 <i>Enterococcus</i> spp.....	68
5.4 Antibiograma.....	69
5.4.1 Resistência antimicrobiana.....	69
5.4.2 <i>Enterococcus</i> spp.....	70
5.4.3 <i>Escherichia coli</i> .....	72
5.4.4 <i>Salmonella</i> spp.....	74
6 CONCLUSÕES.....	77
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	79



## 1 INTRODUÇÃO

A utilização dos recursos naturais, em especial a água, de forma intensa e muitas vezes irracional, tem gerado uma série de consequências que influenciam diretamente na sua qualidade e disponibilidade. O conhecimento das características ambientais de uma determinada região geram informações para um desenvolvimento sustentado e manutenção da biodiversidade.

Vários fatores podem alterar a qualidade dos mananciais, comprometendo sua utilização, seja por fontes pontuais de contaminação, as quais são de fácil reconhecimento e controle, ou originárias de fontes difusas, que muitas vezes não é possível de ser identificada e solucionada, como é o caso da contaminação de águas superficiais proveniente de deflúvios superficiais agrícolas.

A qualidade requerida dos recursos hídricos depende dos usos a que serão destinadas. Cada uso requer um padrão de qualidade diferente, seja para abastecimento público como para navegação, por exemplo. A resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005 classifica as águas doces, salobras e salinas de acordo com parâmetros e indicadores específicos, preconizando níveis toleráveis de diversas substâncias no meio aquático (Brasil, 2005).

O uso de parâmetros químicos, físicos e microbiológicos em análises ambientais é de extrema importância, tendo em vista a possibilidade do monitoramento de alterações de suas propriedades e determinação das concentrações alteradas. A sazonalidade é um fator que também deve ser considerado, em função do aumento da carreação de material para dentro dos rios durante épocas de intensa precipitação, bem como da ressuspensão de compostos já existentes no mesmo.

A escolha dos parâmetros utilizados em uma análise depende do objetivo final do estudo. Em águas naturais o monitoramento é realizado devido à preocupação com a qualidade do manancial, o qual é destinado, entre outras coisas, ao abastecimento público e preservação das espécies. De ordem química as principais variáveis observadas são o nitrogênio, fósforo, matéria orgânica (MO), micro poluentes orgânicos e inorgânicos, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD) e condutividade; fatores físicos incluem cor, odor, turbidez e temperatura; biológicos são representados pelos organismos indicadores de poluição, além de características organolépticas como cor, odor e sabor.

Variações de pH no ambiente aquático promovem alterações na fisiologia de diversos organismos, indicam contaminação principalmente oriunda de efluentes

industriais, além de contribuírem para a dissolução e precipitação de substâncias, muitas vezes tóxicas, como os metais pesados. O OD é um fator determinante para a sobrevivência das espécies, sendo que sua disponibilidade está associada, entre outras coisas, a quantidade de matéria orgânica no meio líquido e decomposição microbiana, além da temperatura que também influencia na solubilidade dos gases, inclusive do OD. Tradicionalmente, o monitoramento de alterações na condutividade elétrica, turbidez e sólidos totais são utilizados de forma complementar para identificação de poluição aquática.

A presença de metais pesados nos ambientes aquáticos tem sido causa de grande preocupação, tendo em vista a toxicidade e potencial bioacumulativo de alguns elementos. Porém, os organismos necessitam de alguns íons metálicos para seu desenvolvimento, os chamados metais essenciais, tais como o cromo (Cr) e o manganês (Mn). No entanto, em quantidades excessivas mesmo esses elementos podem desempenhar efeitos tóxicos. Já o cádmio (Cd), chumbo (Pb) e o alumínio (Al) não participam de nenhuma atividade no metabolismo, sendo considerados não-essenciais e tóxicos, mesmo em baixas concentrações. O monitoramento desses elementos torna-se de imprescindível importância, devido suas inúmeras características e efeitos sobre os organismos, considerando que as consequências podem surgir a longo prazo.

Águas contaminadas também podem ser fontes de dissipação de microrganismos patogênicos e muitas vezes resistentes a antibióticos. Pesquisas anteriores demonstraram o perfil de susceptibilidade de enterobactérias encontradas em água, sugerindo que microrganismos da microbiota intestinal normal de seres humanos podem adquirir genes de resistência a partir do meio ambiente. Fato preocupante, devido à possibilidade de bactérias patogênicas, tais como Salmonelas e algumas espécies de Enterococos e *Echerichi coli* tornarem-se multiresistentes a antibióticos de uso clínico convencional, tendo em vista que esses indivíduos aparecem corriqueiramente nas atividades cotidianas, na maioria das vezes por hábitos higiênicos inadequados.

A agricultura convencional praticada em Mato Grosso do Sul, têm se caracterizado pelo uso intensivo do solo, acarretando, em alguns casos, na destruição de matas ciliares e conseqüentemente levando a perda da qualidade dos recursos hídricos, devido, principalmente, ao assoreamento e arraste de poluentes para os mananciais. O descarte inadequado de efluentes industriais e domésticos são fatores que contribuem para o agrave desta situação.

Dos 77 municípios que compõem o estado de Mato Grosso do Sul, onze pertencem total ou parcialmente à Bacia do Rio Dourados, dos quais sete possuem aí também sua sede,

sendo eles: Antônio João, Ponta Porã, Caarapó, Deodápolis, Laguna Caarapã, Vicentina e Fátima do Sul. Dourados tem sede parcialmente inserida na Bacia, e, com sede fora da área da Bacia estão os municípios de Glória de Dourados, Jateí e Ivinhema, muito embora com relação a estes dois últimos municípios, apenas uma área muito reduzida encontra-se inserida nesta Bacia. O principal pólo regional da bacia é a cidade de Dourados, com mais de 180 mil habitantes, representando 47,8% do total da população inserida na bacia, que vem consolidando-se como importante centro de desenvolvimento econômico, em decorrência da expansão de sua fronteira agrícola (Mato Grosso do Sul, 2000).

O Rio Dourados-MS assume grande importância no contexto social econômico devido sua capacidade de abastecer 75% da população de Dourados-MS, além de indústrias e municípios adjacentes. Neste contexto, considera-se fundamental o monitoramento da qualidade de água neste rio, visando a preservação do meio ambiente, da biodiversidade aquática, além de garantir qualidade para os diversos usos, tornando-se também, instrumento importante para a saúde pública.

## 2 OBJETIVOS

### Objetivo Geral

O objetivo principal desse trabalho foi caracterizar a qualidade da água do Rio Dourados-MS com a utilização de indicadores físicos, químicos e microbiológicos durante um ciclo sazonal completo, fornecendo dados para subsidiar programas regionais de planejamento, conservação e educação ambiental.

### Objetivos específicos

- monitorar ao longo do curso do Rio Dourados os parâmetros limnológicos: pH, condutividade elétrica, temperatura da água, oxigênio dissolvido, sólidos totais e turbidez;
- quantificação dos teores totais dos metais pesados cádmio, chumbo, cromo e manganês, e a fração dissolvida de alumínio, presentes nesse recurso hídrico;
- isolar e quantificar as bactérias *Escherichia coli*, *Salmonella* sp. e *Enterococcus* sp. presentes nas amostras de água;
- caracterizar o perfil de resistência de cepas indicativas de *Escherichia coli*, *Salmonella* sp. e *Enterococcus* sp a antibióticos de uso clínico convencional.

### 3 REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1 Contaminação hídrica por metais pesados

O termo metais pesados é definido por muitos autores como elementos químicos com densidades altas, os quais apresentam características de toxicidade particulares, sendo que os mesmos estão disponíveis naturalmente no meio ambiente, de acordo com o tipo de solo e rocha de cada região.

O fato dos metais serem de origem natural tem importantes conseqüências biológicas, uma vez que permitiu a todas as espécies bióticas se adaptarem geneticamente a alterações na biodisponibilidade dos mesmos. Como a flora e fauna terrestre evoluíram na presença de metais, questões como a essencialidade, bioacumulação e tolerância se tornou típico desses elementos. Muitos metais são necessários para a vida biológica (Komjarova e Blust, 2008). Em quantidades adequadas, são essenciais ao metabolismo dos organismos, atuando principalmente na síntese de proteínas e como constituintes das mesmas. No entanto, alguns íons metálicos são considerados tóxicos mesmo em pequenas concentrações. Os riscos ambientais referentes aos metais ocorrem em função do seu intenso uso, toxicidade e distribuição ampla, principalmente por via aquática e aérea.

Metais pesados se diferenciam de outros compostos tóxicos por serem absolutamente não biodegradáveis (Cotta *et al.*, 2006; Kaushik *et al.*, 2009), podendo se acumular nos componentes do ambiente, onde manifestam sua toxicidade, aumentando sua concentração progressivamente ao longo da cadeia alimentar ecológica, chegando ao homem, o qual, devido ao seu alto nível na cadeia trófica, pode sofrer maiores conseqüências da contaminação (Ribeiro, 2010; Gonçalves *et al.*, 2008).

No ambiente aquático, os metais são encontrados nos sedimentos e na fase aquosa, como parte de um precipitado mineral, adsorvido na superfície de um mineral ou dissolvido na solução (Peijnenburg e Vijver, 2007). A disponibilidade para as plantas e animais, e a intensidade de ligação a outros minerais é muitas vezes o fator de controle da mobilidade e da biodisponibilidade de um metal. Esta intensidade de ligação é fortemente modulada por condições de solução, com o pH, temperatura, teor de matéria orgânica dissolvida, sólidos em suspensão e a composição iônica (Peijnenburg e Vijver, 2007).

O comportamento dos metais pesados, assim como a toxicidade, dependerá em grande medida da forma química do elemento, que é a especiação (Pertsemli e Voutsas, 2007). Isto se deve ao fato das formas quase totalmente insolúveis precipitarem para os

sedimentos ou passarem através de organismos sem causarem grandes danos, enquanto as formas solúveis, mais tóxicas, podem passar através das membranas biológicas protetoras dos órgãos, sendo prejudiciais (Oliveira, 2007) ou seja, para muitos metais em sistemas aquáticos, é a forma iônica livre a mais responsável pela toxicidade (Peijnenburg e Vijver, 2007).

A presença desses compostos nos corpos hídricos inicia uma rota de contaminação e expõe a população aos riscos efetivos da contaminação por metais, principalmente através da ingestão de água, peixes e produtos oriundos de uma irrigação comprometida em função da contaminação hídrica. Porém, esses efeitos ocorrerão apenas se as concentrações desses elementos excederem os limites de tolerância dos organismos.

Contudo, uma vez ingressado no organismo através de contaminação exógena, estes elementos são transportados para diversos locais, interagem de várias formas com a maquinaria celular e geram uma extensa lista de efeitos tóxicos (Silva e Fregoneze, 2002). Os efeitos na saúde humana estão relacionados a problemas no sistema nervoso, digestivo (Borges *et al.*, 2008) e efeitos cancerígenos (Waalkes, 2000), além disso, esses elementos podem causar mutações genéticas e afetar o sistema reprodutivo (Haddad, 2007). Sabe-se que a intoxicação por esses elementos exercem também influência direta no metabolismo das enzimas, restringindo suas atividades e alterações nas membranas celulares, impedindo as trocas de substâncias.

As principais fontes antrópicas de metais pesados nos ambientes aquáticos são o descarte de efluentes industriais e domiciliares, atividades de mineração e carreamento de deflúvio superficial urbano e agrícola de solos contendo agrotóxicos e fertilizantes. Como fontes naturais são consideradas o intemperismo, dissolução de rochas e atividades vulcânicas (Li *et al.*, 2008; Bengraïne e Marhaba, 2003)

Gonçalves Jr. e Pessoa (2002) relatam que os adubos utilizados em áreas de plantio para suprir a necessidade de micronutrientes, possuem em sua composição, além dos elementos essenciais e desejáveis, também em geral, metais pesados tóxicos, como Cd, Pb e Cr.

### **3.2 Contaminação hídrica por microrganismos e resistência microbiana**

Cada um dos usos, que se destinam os ambientes aquáticos, requer características qualitativas diferentes, sendo que, as exigências quanto ao grau de pureza variam com o emprego que será feito da água. Os padrões bacteriológicos de qualidade

de água são baseados especificamente na proteção do consumidor, evitando então as doenças de veiculação hídrica, as quais são causadas, em sua maioria, por microrganismos patogênicos de origem entérica pela rota fecal-oral, ou seja, excretados na fezes de indivíduos infectados, ingeridos por outros, na forma de água ou alimentos contaminados por água poluída com material fecal (Nogueira *et al.*, 2003; Castania, 2009).

Os antibióticos e bactérias resistentes a eles têm sido detectados em compartimentos ambientais, tais como águas residuais, superficiais, subterrâneas, sedimentos e solos, em função do uso indiscriminado na medicina humana e veterinária, criação de animais, pisciculturas e outras áreas, e consequente liberação desses compostos para o meio ambiente após seu uso (Kummerer, 2004).

As águas dos rios são os principais receptores desses poluentes, uma vez que recebem os esgotos urbano, industrial e hospitalar. Os rios são considerados uma das principais fontes de água, direta ou indiretamente, para consumo humano e animal, portanto, esta poluição pode contribuir para a manutenção e até disseminação da resistência bacteriana (Goni-Urriza *et al.*, 2000).

A água constitui não só uma forma de disseminação de organismos resistentes a antibióticos para a população humana e animal, mas também a rota pela qual genes de resistência são introduzidos em ecossistemas naturais. Nesses sistemas, as bactérias patogênicas podem servir como um reservatório de genes de resistência. Além disso, a introdução (e acumulação progressiva) no ambiente de agentes antimicrobianos, detergentes, desinfetantes e resíduos provenientes da indústria, como metais pesados, contribuem para a evolução e propagação desses organismos resistentes no ambiente aquático (Baquero, 2008).

A maioria dos estudos sobre resistência a antimicrobianos em ambientes aquáticos tem envolvido bactérias de origem fecal, pois essas são utilizadas como indicadores de poluição e podem estar associadas a doenças infecciosas, constituindo uma ameaça direta ao homem pela transferência eventual de fatores de resistência para microbiota intestinal normal (Melo, 2006; Goni-Urriza *et al.*, 2000).

A presença de bactérias resistentes a antibióticos em águas superficiais e subterrâneas é um importante problema de saúde pública, considerando que esses microrganismos podem ser transferidos aos seres humanos através do consumo de água contaminada, contribuindo para a disseminação e persistência de bactérias resistentes na população em geral e no meio ambiente (Tao *et al.*, 2010).

### **3.3. Parâmetros físico-químicos**

#### **3.3.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)**

O termo pH é usado universalmente para expressar o grau de acidez ou basicidade de uma solução, ou seja, é o modo de expressar a concentração de íons de hidrogênio nessa solução (APHA, 1998).

As medidas de pH são de extrema utilidade, pois fornecem inúmeras informações a respeito da qualidade da água, geralmente um pH muito ácido ou muito alcalino está associado à presença de despejos industriais. A determinação do pH é feita através do método eletrométrico, utilizando-se para isso um pHmetro digital (Baird, 2002).

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais está ligada aos efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. O efeito indireto é muito importante, podendo determinadas condições de pH contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados e também outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes (Harter, 2007).

A Resolução CONAMA nº 357, recomenda para rio de Classe 2 que o pH da água bruta esteja na faixa de 6,0 a 9,0 (Brasil, 2005).

#### **3.3.2 Condutividade Elétrica**

A condutividade elétrica é a capacidade que a água possui de conduzir corrente elétrica. Este parâmetro está relacionado com a presença de íons dissolvidos na água, que são partículas carregadas eletricamente. Quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica da água. Em águas continentais, os íons diretamente responsáveis pelos valores da condutividade são, entre outros, cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonatos, sulfatos e cloretos. O parâmetro condutividade elétrica não determina, especificamente quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que ocorram na bacia de drenagem, ocasionados por lançamentos de resíduos industriais, mineração, esgotos, etc. Representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis de condutividade superiores a  $100 \mu\text{S cm}^{-1}$  indicam ambientes impactados (APHA, 1998).



### 3.3.3 Oxigênio Dissolvido (OD)

O fornecimento suficiente de OD é vital para todos os organismos aeróbios de vida aquática. Os problemas associadas com baixas concentrações de OD em rios foram reconhecidos por mais de um século, suas consequências são um ecossistema desequilibrado com mortalidade de peixe, odores e outros incômodos estéticos. Quando as concentrações de OD são reduzidas, os animais aquáticos são forçados a alterar seu padrão de respiração ou diminuir seu nível de atividade. Ambas as ações irão retardar o seu desenvolvimento (Cox, 2003).

A concentração de OD pode sofrer alterações ao longo do dia, de acordo com a temperatura e foto-período, tendo em vista que sua disponibilidade depende principalmente do processo fotossintético realizado pelos organismos autotróficos. A quantidade de material orgânico também influencia nos níveis de OD, devido à taxa respiratória dos microrganismos decompositores.

Uma adequada concentração de OD é essencial para manter os processos de autodepuração em águas naturais. Esse é o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por matéria orgânica (Lopes e Silva, 2006). No entanto, altos teores de OD nem sempre estão relacionados ao bom padrão de qualidade da água. Em ambientes contaminados por metais pesados, a morte dos organismos e a consequente diminuição da demanda pelo oxigênio levam a um aumento do OD associado à contaminação (Fellenberg 1980, *Apud* Ribeiro, 2010).

A Resolução CONAMA nº 357 recomenda para rios de Classe 2 um limite de OD não inferior a  $5,0 \text{ mg L}^{-1}$  (Brasil, 2005).

### 3.3.4 Temperatura

A temperatura da água é uma propriedade física fundamental, a qual exerce efeito direto sobre o metabolismo de todos os organismos que habitam os ambientes aquáticos, influenciando na velocidade das reações químicas e solubilidade de substâncias, como do oxigênio dissolvido, por exemplo, comprometendo a atividade respiratória (Pekárová *et al.*, 2011). Os organismos aquáticos são afetados por temperaturas fora de seus limites de tolerância térmica, o que causa impactos sobre seu crescimento e reprodução (ANA, 2010). Variáveis como tensão superficial e viscosidade da água também são alteradas em decorrências da temperatura.

Mudanças na temperatura da água fazem parte do regime climático normal, sendo influenciada pela sazonalidade, altitude, clima, hora do dia, entre outros fatores.

Grandes elevações na temperatura estão associadas a fontes antropogênicas, tais como, despejos industriais e de águas de resfriamento de máquinas (ANA, 2010).

### **3.3.5 Sólidos e Turbidez**

Sólidos refere-se à massa ou concentração de matéria orgânica e inorgânica presente no meio hídrico. Os ambientes aquáticos apresentam sólidos em condições naturais, no entanto, se a concentração for reforçada por compostos de origem antropogênica, poderá ocasionar alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos mananciais (Bilotta e Brazier, 2008).

As alterações físicas causadas por sólidos incluem reduzida penetração de luz, mudanças de temperatura, preenchimento de canais e reservatórios, efeitos estéticos indesejáveis e custos mais elevados no tratamento da água. Em relação às alterações químicas, a presença de sólidos pode ocasionar a liberação de contaminantes, tais como metais pesados e pesticidas. O excesso de material orgânico na composição dos sólidos também pode tornar o ambiente anóxico, devido ao consumo de oxigênio por bactérias que realizam sua decomposição (Bilotta Brazier, 2008). Todos esses fatores podem gerar inúmeros prejuízos para a biota aquática.

Em águas naturais os sólidos se originam principalmente do intemperismo de rochas e erosão natural. O descarte de esgotos, uso inadequado do solo na agricultura e remoção da mata ciliar, são as principais causas do aumento de material particulado nos mananciais.

A turbidez indica o grau de atenuação que um feixe de luz sofre ao atravessar a água. Esta atenuação ocorre pela absorção e espalhamento da luz causada pelos sólidos em suspensão. Quantitativamente, este fenômeno pode ser expresso em Unidade Nefelométrica de Turbidez (UNT). Alta turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas, acarretando desenvolvimento reduzido das plantas que podem, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Logo, pode influenciar as comunidades biológicas aquáticas. Além disso, afeta adversamente os usos domésticos, industriais e recreacionais da água (CETESB, 2011).

### 3.3.6 Metais

#### 3.3.6.1 Cádmio (Cd)

Cádmio é considerado um elemento não-essencial e tóxico, sendo encontrado nas águas naturais não poluídas, em sedimentos de fundo de leito e em partículas suspensas, podendo adentrar em sistemas aquáticos devido a inúmeros fatores, tais como: descargas atmosféricas diretas devido a operações industriais, vazamentos de aterros e locais contaminados pelo uso de lodos de esgoto e fertilizantes na agricultura. O metal é utilizado em pigmentos em plásticos, anticorrosivos, placas elétricas, ou aço, em baterias elétricas, componentes eletrônicos e fertilizantes. (Haddad, 2007; WHO, 1996; Peraza *et al.*, 1998).

As formas solúveis de Cd podem migrar na água, enquanto que os complexos insolúveis ou a fração adsorvida na matéria orgânica é relativamente estável (WHO, 1996). Sua forma dissolvida é considerada mais disponível para o acúmulo pelos organismos.

O Cd está presente como contaminante em alimentos (verduras, grãos e cereais) água e folhas de tabaco, bem como subproduto da mineração de zinco e chumbo na fundição. Mesmo em concentrações pequenas está associado a efeitos tóxicos nos organismos vivos, ocasionando danos nos rins, trato gastrointestinal, anemia e osteoporose (Peraza *et al.*, 1998; WHO, 1996).

#### 3.3.6.2 Chumbo (Pb)

Utilizado desde os tempos bíblicos, o Pb é considerado o 36º elemento mais abundante em peso na crosta terrestre. É encontrado no minério galena (PbS), o qual é minerado e depois separado de outros metais para a obtenção do elemento puro (Lee, 1996). Em função da sua maleabilidade, devido ao seu baixo ponto de fusão, ductibilidade e resistência à corrosão, é um dos metais mais utilizados na indústria.

O Pb pode se apresentar na forma de uma variedade vermelha chamada litargírio ou amarela conhecida como massicote. O litargírio é usado em grandes quantidades na fabricação do vidro “cristal” e para vitrificar objetos cerâmicos. O “óxido negro” de chumbo é uma mistura de PbO e Pb, sendo usado em grande escala na fabricação de placas de chumbo de acumuladores e baterias de automóveis. O Pb também forma o óxido misto que é conhecido como chumbo vermelho e usado em tintas para prevenir a

ferrugem no ferro e aço. É usado ainda para colorir e vulcanizar plásticos e borracha sintética (Lee, 1996), em escudos antirradiação e pesticidas.

Considerado como um elemento altamente tóxico e sem nenhuma função fisiológica para os organismos, os mecanismos de toxicidade do Pb envolvem processos bioquímicos fundamentais, que incluem a capacidade do Pb de inibir ou imitar a ação do cálcio e interagir com proteínas, além de causar feitos nocivos a todos os órgãos e sistemas (Moreira e Moreira, 2004).

O processo de absorção do Pb proveniente de fontes ambientais depende da quantidade do metal nas vias de introdução e de fatores como idade, estado fisiológico, condição nutricional, hábitos alimentares (Paoliello e Chasin, 2001 *apud* Munhoz, 2010). O efeito tóxico em crianças é maior porque o Pb depositado nos ossos fica em constante mobilidade devido ao seu crescimento (Moreira e Moreira, 2004; Rodrigues e Carnier, 2007).

A presença de Pb nos corpos hídricos superficiais está veiculada, principalmente, a poluição oriunda de indústrias, de áreas agrícolas e regiões de mineração.

### **3.3.6.3 Cromo (Cr)**

Cromo é um elemento encontrado em abundância na natureza, principalmente como o mineral cromita. Embora seja capaz de existir em vários estados de oxidação, as formas mais estáveis e mais comuns são Cr trivalente (III) e hexavalente Cr (VI). O cromo hexavalente é a forma mais tóxica e a mais prontamente absorvida pelas células vivas, devido à sua disponibilidade e solubilidade em água (Cervantes, 2001), sendo um agente oxidante forte que pode ser reduzido a Cr (III), em ambientes ácidos. No entanto, altos níveis de Cr (III) pode ser oxidado a Cr (VI) na presença de excesso de oxigênio, se transformado novamente para a forma mais tóxica.

Considerado como um elemento relativamente não tóxico e essencial ao metabolismo, o Cr (III) está envolvido no metabolismo de carboidratos, lipídios e proteínas. Já o Cr hexavalente é nocivo aos pulmões, fígado e rins, além de causar efeitos carcinogênicos (Levina e Lay, 2008).

Assim como os outros metais, a maior parte do Cr tende a precipitar depositando-se no sedimento dos rios. Na fase aquosa a forma solúvel hexavalente é a mais encontrada e em menores quantidades encontra-se o Cr III.

A contaminação hídrica por Cr se dá, principalmente, como resultado da atividade industrial, tais como galvanoplastia, curtimento de couro e fundições, e também proveniente de lixos urbano e fertilizantes.

#### **3.3.6.4 Manganês (Mn)**

O Mn é encontrado em toda a superfície terrestre, sendo extraído dos minerais pirolusita, birnessita e litioforita. Considerado um oligoelemento essencial, está envolvido no metabolismo de proteínas, lipídios e carboidratos, formação óssea, serve como um cofator para enzimas (Takeda, 2003) e desempenha um importante papel nas defesas antioxidantes (Gerber *et al*, 2002).

A toxicidade do Mn está relacionada à quantidade ingerida. Segundo Aschner (2000) o Mn é um metal essencial de interesse toxicológico, principalmente porque a exposição excessiva pode provocar efeitos tóxicos no sistema nervoso central. Manganismo consiste de sinais comportamentais e neurológicos semelhantes à doença de Parkinson. Atualmente, têm-se direcionado também a atenção para a possibilidade do envolvimento de compostos de Mn no aparecimento de câncer ou malformações (Gerber *et al*, 2002).

Manganês tem sido amplamente utilizado na metalurgia, produção de vidro, cerâmica, corantes, pigmentos, medicamentos, suplementos alimentares e fungicidas (Gerber *et al*, 2002).

#### **3.3.6.5 Alumínio (Al)**

A concentração de íons de Al em águas naturais é normalmente pequena em consequência da faixa de pH entre 6,0 e 9,0, usual nessas águas, que propicia baixa solubilidade desse elemento presente nas rochas e solos, aos quais a água está em contato (Baird, 2002). Muito usado na indústria automobilística, o Al vem da bauxita, o mineral que se distribui em jazidas na superfície terrestre, ocorrendo também nas argilas, micas e feldspatos. Sua presença nas águas está associada às fontes antropogênicas (Ribeiro, 2010).

Um elemento não essencial, que atua no efeito das águas ácidas sobre os peixes. Após ser solubilizado no solo, ele existe nas águas como íon livre, e se precipita como hidróxido na forma de gel quando entra em contato com as brânquias, menos ácidas, dos peixes. O gel impede a absorção normal do OD na água, sufocando o peixe (Baird, 2002).

De acordo com algumas pesquisas, a exposição prolongada ao Al pode promover alterações neurológicas, tais como a aceleração e promoção do envelhecimento do cérebro, podendo ocasionar várias doenças neurodegenerativas (Bondy, 2010).

### **3.4 Microrganismos indicadores de condições higiênico-sanitária em águas naturais**

#### **3.4.1 Coliformes Termotolerantes**

O grupo coliformes totais inclui todas as bactérias na forma de bastonetes Gram negativos, não esporogênicos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, capazes de fermentar a lactose com produção de gás de 24 a 48h em uma temperatura de 35 °C. Por esta classificação são considerados coliformes linhagens dos gêneros *Escherichia*, *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Dentre os representantes desses gêneros, apenas *Escherichia coli* está necessariamente associada à contaminação fecal, sendo a espécie mais utilizada como indicador da qualidade sanitária da água destinada ao consumo humano (Edberg *et al.*, 2000).

A maioria das linhagens de *E. coli* são comensais, porém, algumas podem causar uma variedade surpreendente de doenças, incluindo diarreia, disenteria, síndrome hemolítica-urêmica, infecções de bexiga e rim, septicemia e pneumonia e meningite (Kaper *et al.*, 2004). Essa versatilidade tem sido associada ao fato de diferentes linhagens de *E. coli* terem adquirido diferentes genes de virulência. Estima-se que 10-20% da informação genética encontrada em uma *E. coli* patogênica não está presente na linhagem K-12, não patogênica, a qual é considerada o “cavalo de batalha” dos biólogos moleculares, por ter contribuído de forma significativa para o conhecimento dos mecanismos biológicos e moleculares desse grupo (Kuhnert *et al.*, 2000).

A linhagem patogênica tem sido classificada em duas categorias principais: patógenos entéricos e patógenos extra-intestinais (Kuhnert *et al.*, 2000). Os patógenos entéricos estão associados à infecção intestinal e causam diarreia ou disenteria, são conhecidos como *E. coli* diarreio gênicas e são classificadas em seis categorias, *Escherichia coli* enteropatogênica clássica (EPEC), subdividida em EPEC típicas e atípicas; enterotoxigênica (ETEC); enterohemorrágica (STEC); enteroagregativa (EAEC); enteroinvasiva (EIEC) e *Escherichia coli* de aderência difusa (DAEC) (Kaper *et al.*, 2004). *E. coli* patogênicas extra-intestinais são classificadas principalmente em *E.*

*coli* uropatogênica (UPEC) e meningite-sépsis associada a *E. coli* (MNEC). UPEC representam a maior causa de infecções do trato urinário em humanos, já as MNEC podem causar meningite e sepse neonatal em bebês (Kuhnert *et al.*, 2000).

Tenaillon e colaboradores (2010), afirmam que embora as estirpes patogênicas de *E. coli* têm sido amplamente estudadas, poucos estudos enfocam amostras comensais, desconsiderando que pressões seletivas nos habitats de estirpes comensais coincidentemente podem favorecer o aparecimento de virulência e fatores de resistência aos antibióticos, tornando cepas de *E. coli* comensais em reservatórios de cepas virulentas e resistentes.

A evolução da *E. coli* patogênica, que resultou na formação de grupos gênicos distintos capazes de colonizar o trato gastrointestinal, trato urinário ou meninges ilustra como os elementos genéticos levam a adaptação de uma estirpe a distintos ambientes de acolhimento. A maior compreensão dos mecanismos pelos quais a *E. coli* pode causar doença mudou dramaticamente a perspectiva da espécie que já foi considerada como um comensal inofensivo do trato intestinal (Kaper *et al.*, 2004).

### 3.4.2 *Salmonella* spp.

Salmonelas são enterobactérias amplamente distribuídas e atualmente agrupadas em 2.541 sorovares. Apresentam-se como bastonetes curtos (1 a 2µm), Gram-negativos, não esporulados, na maioria móveis por flagelos, de metabolismo aeróbio ou facultativamente anaeróbio. Sua nomenclatura é bastante complexa, onde a estrutura antigênica e os sorovares são definidos e estabelecidos pela *World Health Organization* (WHO), com colaboração do Centro de Pesquisa e Referência do Instituto Pasteur de Paris, na França, e novos sorovares são listados anualmente pelo esquema Kauffmann-White (Brenner *et al.*, 2000).

Na classificação usada pela *United States Center of Disease Control and Prevention* (CDC) e *World Health Organization* (WHO), no momento há duas espécies para o gênero *Salmonella*: *Salmonella enterica* e *Salmonella bongori*. A classificação antigênica é baseada em antígenos somáticos (O) e flagelares (H), presentes na superfície da parede celular (Gama, 2001). O CDC utiliza nomenclatura de sorovares na subespécie I (como exemplo, sorovares Enteritidis, Typhimurium, Typhi e Choleraesuis) e utiliza fórmulas antigênicas para nomear sorovares descritos após 1966 em subespécies II, IV e VI e *Salmonella bongori*. O nome geralmente se refere à localização geográfica onde o sorovar foi primeiramente isolado. Para o nome do

sorovar, e para enfatizar que não são espécies separadas, os nomes dos sorovares não são escritos em itálico e a primeira letra escrita em maiúsculo (Brenner, 2000).

A alta prevalência de *Salmonella* em águas contaminadas com esgotos torna importante o monitoramento desta bactéria em águas superficiais, a fim de associar sua presença com a contaminação ambiental. Informações epidemiológicas sobre a prevalência e a diversidade dos sorotipos de *Salmonella* em ambientes aquáticos são essenciais para o controle da doença (Arvanitidou *et al.*, 2005).

### **3.4.3 *Enterococcus* spp.**

O gênero *Enterococcus* spp. corresponde a um grupo de microrganismos conhecidos como bactérias ácido-láticas (LAB). Os microrganismos pertencentes a este gênero apresentam-se positivos sob a coloração clássica de Gram, em formas de cocos em pares ou cadeias curtas. Primeiramente classificados como membros do gênero *Streptococcus* spp, descrito como “estreptococos de origem fecal”, ou ainda estreptococos do grupo D de Lancefield, estes microrganismos receberam uma nova caracterização a partir de estudos sorológicos e técnicas de classificação moleculares modernas, que originaram a divisão do gênero *Streptococcus* spp em três grupos: *Streptococcus*, *Lactococcus* e *Enterococcus*. Dessa forma, separou-se o gênero patogênico *Streptococcus* do não patogênico e industrialmente importante *Lactococcus*, e ao microrganismo anteriormente citado como estreptococo fecal denominou-se *Enterococcus*, pertencente à família *Enterococcaceae* (Devriese *et al.*, 1995; Murray, 1990).

Devido à capacidade desses microrganismos de crescer e sobreviver por longos períodos em condições adversas, existe uma diversidade de nichos onde já foram identificadas linhagens de enterococos. São encontrados, principalmente, em mamíferos e pássaros, também são verificados em répteis e insetos, bem como se encontram disseminados no solo, plantas e água, onde comumente são considerados contaminantes fecais. Atualmente o gênero é formado por 30 espécies, sendo *E. faecalis* e *E. faecium*, as principais espécies isoladas em fezes humana (Andre *et al.*, 2005).

A espécie *E. faecalis* é responsável pela maioria das infecções em humanos, representando 80-90% dos isolados clínicos. *E. faecium* é a segunda em números e apresenta uma frequência muito menor (abaixo de 10%), porém é altamente significativa devido à sua alta taxa de resistência a múltiplos agentes antimicrobianos (Ogier e Serror, 2008).



## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1. Área de estudo e pontos de coleta

A Bacia do Rio Dourados situa-se na porção sul do Estado de Mato Grosso do Sul, entre as coordenadas geográficas  $21^{\circ}56'37''$  e  $22^{\circ}38'06''$  de latitude S e  $53^{\circ}59'57''$  e  $55^{\circ}57'26''$  de longitude W, ocupando uma faixa no sentido oeste-leste desde as imediações da serra de Maracaju até a foz do rio Dourados no rio Brilhante. Situa-se na Sub-Bacia do Rio Ivinhema, que, por sua vez, se insere na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. A área da Bacia é de 9.205,41 quilômetros quadrados, o que perfaz cerca de 20,47% da área da Sub-Bacia do Rio Ivinhema (44.966,66 quilômetros quadrados) e aproximadamente 5,41% da área da Bacia do Rio Paraná (169.979,76 quilômetros quadrados).

O principal constituinte da Bacia é o próprio rio Dourados, que nasce nas imediações da serra de Maracaju, na cidade de Antônio João, a uma altitude, de aproximadamente, 700 metros; percorre todo o planalto, até a cidade de Fátima do Sul, onde então toma a direção norte até a sua foz, percorrendo uma extensão de 374 quilômetros, até desembocar no rio Brilhante. O Rio Dourados é de suma importância para o município de Dourados-MS, pois suas águas superficiais abastecem 75% da população urbana do município. Os principais usos da água do Rio Dourados são para abastecimento público, irrigação, dessedentação de animais e industrial. A figura 1 apresenta um mapa com a marcação dos pontos de coleta.

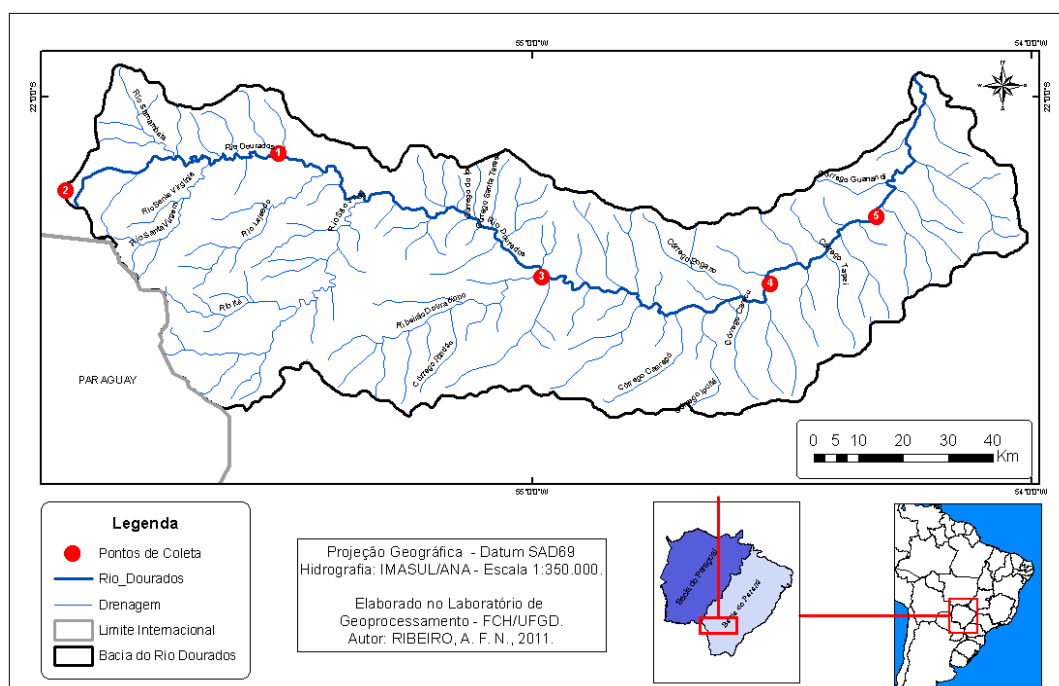


Figura 1: Mapa da Bacia Hidrográfica do Rio Dourados-MS, com referência a localização dos pontos de coleta.

Ao longo do curso do rio Dourados foram escolhidos 5 pontos de coleta, de forma a compreender desde a nascente até a foz do mesmo. As localizações foram determinadas em função da acessibilidade e divisas entre municípios adjacentes a Dourados-MS. As coordenadas geográficas de acordo com cada ponto foram: Ponto 1 P1 - 22°06'45''S e 55°30'38''W; P2 - 22°11'13''S e 55°56'16''W; P3 - 22°21'31''S e 54°58'51''W; P4 - 22°22'18''S e 54°31'25''W e P5 - 22°14'21''S e 55°18'32''W.

As coletas foram realizadas em duas etapas, compreendendo os dois períodos do ciclo sazonal: período de estiagem, com coletas nos meses de maio, junho e julho (1ª etapa) e período chuvoso, nos meses de outubro, novembro e dezembro (2ª etapa), do ano de 2010.

### **Ponto 1**

O ponto 1 de monitoramento está localizado na divisa dos municípios Dourados e Ponta Porã, cuja as coordenadas geográficas são 22°06'45''S e 55°30'38''W (Figura 2).



Figura 2: Ponto 1 de coleta das amostras de água no Rio Dourados-MS.

Fonte: Google Earth.

O local situa-se no perímetro rural, nas proximidades de um assentamento com mais de 1000 famílias. O entorno do rio é utilizado para agricultura, sendo que nas épocas de amostragem as culturas predominantes eram milho e soja.

### **Ponto 2**

O ponto 2 representa a nascente do rio Dourados, localizado no município de Antonio João nas coordenadas 22°11'13''S e 55°56'16''W (Figura 3).

O rio Dourados é formado por várias nascentes com diferentes localizações. O local escolhido para o monitoramento situa-se em uma propriedade particular, onde se encontra instalada uma olaria. Este local é notoriamente impactado, com apenas alguns metros de mata ciliar, ou até mesmo ausência. O terreno no entorno da nascente é caracterizado por processos de erosão, tendo em vista a exploração para funcionamento da olaria. Na área que compreende a pequena indústria, existem algumas nascentes, as quais foram canalizadas pelo proprietário, além de possuir também campos com criação animal.

Em função da dificuldade de localização da mesma nascente na área de coleta, devido à degradação contínua do local, as três primeiras coletas foram realizadas em diferentes pontos, não diferenciando muito em relação às coordenadas geográficas. Em relação às condições dos locais amostrados, apenas a terceira coleta se diferenciava das demais, pois a mesma encontrava-se ao lado de um campo com criação animal. As demais coletas (4<sup>a</sup> a 6<sup>a</sup>) foram realizadas sempre no mesmo ponto.



Figura 3: Ponto 2 de coleta das amostras de água no Rio Dourados-MS.

Fonte: Google Earth.

### **Ponto 3**

O Ponto 3 está localizado na divisa de Dourados e Laguna Caarapã, entre as coordenadas 22°21'31''S e 54°58'51''W (Figura 4).



Figura 4: Ponto 3 de coleta das amostras de água no Rio Dourados-MS. Fonte: Google Earth.

O local situa-se no perímetro rural, nas proximidades de uma usina de açúcar e álcool, com plantações de cana de açúcar nos arredores.

#### Ponto 4

O Ponto 4 está localizado na cidade de Fátima do Sul, perímetro urbano, com coordenadas geográficas 22°22'18''S e 54°31'25''W (Figura 5).



Figura 5: Ponto 4 de coleta das amostras de água no Rio Dourados-MS.

Fonte: Google Earth.

Este trecho localiza-se no perímetro urbano, sendo que o mesmo é utilizado como balneário pela população, além de área de pesca. A alguns metros do rio encontram-se alguns estabelecimentos comerciais e residências.

## Ponto 5

O Ponto 5 está localizado geograficamente nas coordenadas 22°14'21''S e 55°18'32''W entre os municípios de Dourados e Deodápolis (Figura 6).



Figura 6: Ponto 5 de coleta das amostras de água no Rio Dourados-MS. Fonte: Google Earth

O local situa-se no perímetro rural com predominância das culturas de soja e milho.

### 4.2 Metodologia analítica da qualidade da água

Neste trabalho foram utilizados seis parâmetros físico-químicos para analisar a qualidade da água do Rio Dourados-MS, sendo eles pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura da água, sólidos totais e turbidez. As análises foram realizadas in loco e no Laboratório de Físico-química da Faculdade de Ciências Exatas e Tecnologia (FAECT/UFGD).

Para metais pesados determinou-se os teores totais de cádmio, chumbo, cromo e manganês, além da fração dissolvida de alumínio nas dependências do Laboratório de Espectrometria e Cromatografia da Faculdade de Ciências Exatas e Tecnologia (FAECT/UFGD).

Em relação à qualidade microbiológica, foram isoladas cepas indicativas de *Escherichia coli*, *Salmonella* sp. e *Enterococcus* sp., as quais foram testadas quanto à susceptibilidade a antibióticos de uso clínico convencional, sendo que as análises foram realizadas no Laboratório de Microbiologia da Faculdade de Ciências da Saúde (FCS/UFGD).

#### **4.2.1 Análises físico-químicas**

Em campo, durante as coletas, foram realizadas medições in loco de OD (metodologia adaptada de Winkler), pH (aparelho portátil) e temperatura da água (termômetro convencional).

Os sólidos totais foram determinados por meio do método gravimétrico, utilizando-se uma cápsula de porcelana devidamente pesada, em balança com precisão de 0,1 mg. Foram transferidos para cápsula 500 ml de amostra, a qual permaneceu em estufa a 85°C até secura total. O peso da cápsula foi novamente determinado para quantificação dos sólidos.

O parâmetro turbidez foi obtido por meio do aparelho turbidímetro marca Instrutherm e as medidas de condutividade foram determinadas por um condutivímetro marca Metrohn. Para realização das análises, os equipamentos foram devidamente calibrados conforme a instruções do fabricante.

#### **4.2.2 Metais**

Para determinação dos metais, as amostras de água foram armazenadas em tubos CORNING previamente descontaminados em banho de ácido nítrico 10% (v/v) por 24h. Os tubos foram lavados por três vezes com a água do local e as amostras acidificadas com ácido clorídrico P.A. a 1,0% no momento da coleta.

Determinou-se os teores totais dos metais Cd, Pb, Cr e Mn, com injeção direta das amostras. Já para o alumínio a quantificação foi do material dissolvido, sendo que, 50 mL das amostras de água de cada ponto foram filtradas através de membranas com porosidade de 0,45 µm de diâmetro.

As análises foram realizadas em triplicata com a utilização de um espectrômetro de absorção atômica com atomização eletrotérmica em forno de grafite, modelo AA240Z, equipado com corretor de fundo por efeito Zeeman e amostrador automático. Foram utilizadas lâmpadas de catodo oco (HCL) como fontes de radiação.

#### **4.2.3 Análises microbiológicas**

As amostras de água foram coletadas em frascos com capacidade de 60 mL, os quais foram devidamente embalados e esterilizados anteriormente a temperatura de 121°C e pressão 1,0 atm. A metodologia utilizada para análise microbiológica segue os critérios recomendados pela APHA (American Public Health Association).

#### 4.2.3.1 Contagem total de mesófilos aeróbios

O método *Pour Plate* foi utilizado para enumeração das unidades formadoras de colônias (UFC) em placas de Petri. Foram transferidos 1mL de cada amostra para tubos contendo 9mL de água peptonada, obtendo-se a diluição  $10^{-1}$ . A partir da diluição  $10^{-1}$  retirou-se 1mL da mesma transferindo-o para outro tubo com água peptonada, resultando na diluição  $10^{-2}$ . As demais diluições foram realizadas similarmente até a obtenção de uma diluição  $10^{-5}$ .

Para inoculação utilizou-se 1mL de cada uma das diluições preparada anteriormente e 15-20mL do Agar Padrão para Contagem (PCA). Após a completa solidificação do meio de cultura, as placas foram incubadas, de forma invertida, em estufa bacteriológica a 35-37°C por 48h, para posterior determinação das UFC.

#### 4.2.3.2 Coliformes termotolerantes

A análise de coliformes termotolerantes foi realizada utilizando-se a técnica de tubos múltiplos com determinação do número mais provável (NMP).

A confirmação das colônias de *Escherichia coli* foi realizada em meio EMB (Eosina Azul de Metileno), sendo as colônias isoladas com coloração rósea com ou sem halo de precipitação e verdes metálicas consideradas positivas.

#### 4.2.3.3 *Salmonella* spp.

Em laboratório, alíquotas de 25mL de cada amostra foram adicionadas a 225mL de água peptonada tamponada (meio não seletivo para restaurar salmonelas injuriadas, a uma condição fisiológica estável) e posteriormente foram incubadas por 24h em estufa a 35-37°C.

Após o período de 24h de incubação das amostras em água peptonada tamponada, foram retiradas alíquotas de 1mL e inoculadas em 9mL de caldo Selenito Cistina (SC) e em 9mL de caldo Rappaport-Vassiliadis (RV), respectivamente. Os tubos foram incubados por 24h, à temperatura de 35-37°C.

A partir do crescimento microbiano em ambos nos tubos SC e RV, foram retiradas alíquotas de cada meio com o auxílio de uma alça de platina e estriadas em placas de Petri contendo os meios seletivos ágar Hektoen, ágar *Salmonella Shigella* (SS) e ágar Bismuto Sulfíto. Estas, foram então incubadas por 24h a 35-37°C. Em seguida, observou-se em cada placa, a morfologia das colônias nos meios, Hektoen (colônias



verdes com halo negro), ágar Bismuto Sulfito (colônias verdes claras) e Agar SS (colônias incolores e/ou colônias com centros negros).

#### ■ Testes bioquímicos

Foram isoladas colônias características de *Salmonella* de cada placa de ágar seletivo, as quais foram então inoculadas em ágar lisina ferro (LIA) e ágar ferro açúcar triplo (TSI) e posteriormente incubadas por 24h a 35-37°C. O crescimento foi considerado positivo quando:

- Reação típica de *Salmonella* em TSI: rampa alcalina (vermelha) e fundo ácido (amarelo), com ou sem produção de H<sub>2</sub>S (escurecimento do ágar). Reação atípica em TSI não deve ser descartada se as demais reações em LIA se apresentarem típicas.

- Reação típica de *Salmonella* em LIA: fundo e rampa alcalinos (púrpura, sem alteração da cor do meio), com ou sem a produção de H<sub>2</sub>S (escurecimento do meio). Reação atípica em LIA não deve ser descartada se as demais reações em TSI se apresentarem típicas.

#### 4.2.3.4 *Enterococcus* spp.

A identificação presuntiva de *Enterococcus* sp. nas amostras de água foi realizada empregando-se a técnica da membrana filtrante. Alíquotas de 100 mL da amostra foram filtradas utilizando filtros com poro de 0,45 µm. Logo após, as membranas foram transferidas para placas de Petri contendo ágar m-*Enterococcus* e incubadas a 37°C por 24-48h. A presença de colônias com coloração de rosa a vermelha, devido à redução do indicador trifênil tetrazólio (TTC) foi considerada indicativa de *Enterococcus* sp.

A partir das colônias isoladas no ágar m-*Enterococcus*, procedeu-se a confirmação das mesmas com a utilização do ágar Bile Esculina.

#### 4.2.3.5 Antibiograma

As cepas características de *Salmonella*, *Escherichia coli* e *Enterococcus* foram reativadas em caldo BHI por 24hs a 35-37°C e após esse período submetidas a testes quanto à susceptibilidade a antimicrobianos pela técnica de difusão em discos. Os resultados obtidos foram comparados com os da tabela padrão do documento M100-S15 (Clinical and Laboratory Standards Institute – CLSI/NCCLS). Os antimicrobianos utilizados estão listados na tabela 1.



Tabela 1: Relação dos antibióticos utilizados para caracterizar o perfil de resistência das cepas bacterianas isoladas de amostras de água no Rio Dourados-MS.

<i>Escherichia coli</i>	<i>Salmonella sp.</i>	<i>Enterococcus sp.</i>
Gentamicina (GEN-10µg)	Tetraciclina (TET-30µg)	Ciprofloxacina (CIP-05 µg)
Norfloxacina (NOR-10µg)	Cefoxitina (CFO-10µg)	Eritromicina (ERI-15µg)
Trimetropim (TRI-05µg)	Amicacina (AMI-30µg)	Vancomicina (VAN-30 µg)
Trimetropim (TRI-05µg)	Tobramicina (TOB-10µg)	Ampicilina sulbactam (APS-20 µg)
Estreptomicina (EST-10µg)	Cloranfenicol (CLO-30µg)	
Ampicilina sulbactam (APS-20µg)	Aztreonam (ATM-30µg)	
	Ampicilina sulbactam (APS-20 µg)	
	Trimetropim/Sulfazotrim (SUT-25 µg)	

### 4.3 Análise dos dados

Os resultados obtidos pelas análises físico-químicas e microbiológicas foram apresentados em tabelas contendo os respectivos valores registrados em todos os pontos de coleta, de acordo com cada período de análise. As médias dos dados obtidos em cada localização durante todo o estudo foram representadas por gráficos criados a partir do software Excel.

Em relação aos padrões de referência de qualidade de água, utilizou-se os critérios recomendados pela resolução 357/05 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que 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 (Brasil, 2005). Foram considerados os valores máximos permitidos para os parâmetros físico-químicos e quantificação de metais.

Para a análise estatística foi utilizado o Programa Estatístico SAEG, aplicando o teste de variância fatorial para os parâmetros de qualidade de água, considerando como fatores os pontos de coleta, período de amostragem e interação das duas condições. Os resultados com significância estatística a nível de 5% foram submetidos aos teste Tukey.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Parâmetros físico-químicos

#### 5.1.1 Temperatura da água

As medidas de temperatura são de fundamental importância, tendo em vista que este parâmetro influencia diretamente na concentração de outras variáveis, exercendo efeitos também no metabolismo dos organismos aquáticos, além de servirem para identificar alterações em decorrência de atividades antrópicas.

A Tabela 2 apresenta os valores referentes a temperatura da água encontrados em cada ponto nos diferentes meses de amostragem, sendo que a média para os períodos de estiagem e chuva estão demonstrados na figura 7.

Tabela 2: Temperatura (°C) da água observada nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.

Pontos	Período de estiagem			Média	DP*	Período de chuva			Média	DP*
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta			4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta		
P1	18,0	21,0	18,0	19,0	± 1,73	21,0	23,0	22,0	22,0	± 1,00
P2	20,0	23,0	21,0	21,3	± 1,53	21,0	22,0	21,0	21,3	± 0,58
P3	21,0	22,0	22,0	21,7	± 0,58	22,0	25,0	26,0	24,3	± 2,08
P4	21,0	23,0	21,0	21,7	± 1,15	23,0	25,0	24,0	24,0	± 1,00
P5	21,0	21,5	21,0	21,2	± 0,29	23,0	25,0	24,0	24,0	± 1,00

DP\* Desvio padrão

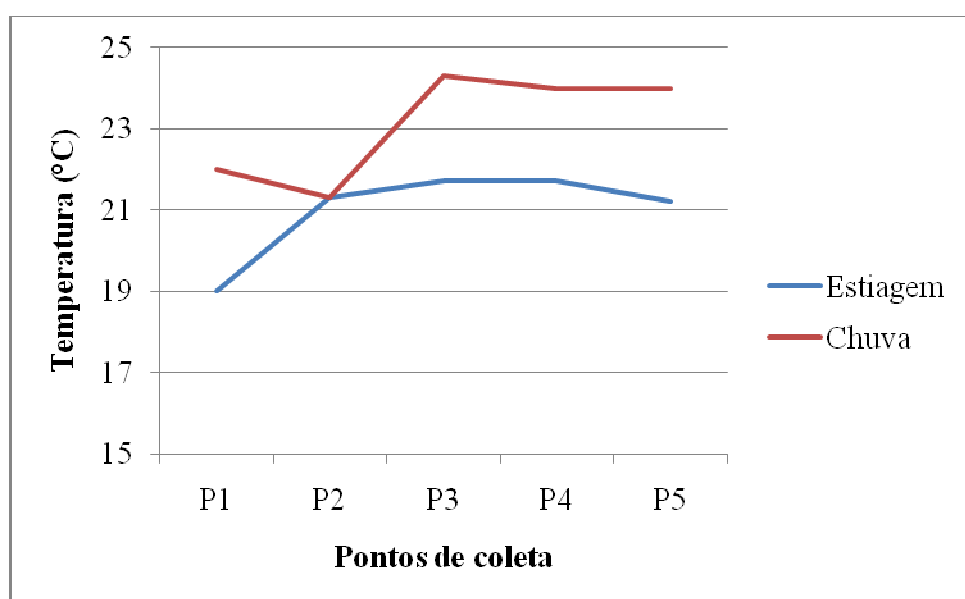


Figura 7: Variação da temperatura (°C) média da água durante o período de estiagem e chuva.

A análise de variância para temperatura da água evidenciou diferença estatística ao nível de 5% de significância, para os fatores ponto de coleta e período (Tabela 3). Para esses fatores foram aplicados o Teste Tukey, cujos valores são apresentados nas Tabelas 4 e 5.

Tabela 3: Análise de variância para a temperatura da água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

<b>Temperatura</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>SIG</b>
Período	1	35,20	35,20	23,87	0,00009
Pontos de amostragem	4	28,30	7,07	4,79	0,00707
Período * pontos de amostragem	4	9,16	2,29	1,55	0,25520
Resíduo	20	29,50	1,47		
Coeficiente de variação = 5,508					

GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = frequência; SIG = significância

Tabela 4: Teste Tukey aplicado para temperatura, considerando os pontos de coleta.

<b>Pontos de coleta</b>	<b>Médias</b>	<b>Comparações</b>
3	23,00	A
4	22,83	A
5	22,58	A
1	21,50	AB
2	21,33	B

Tabela 5: Teste Tukey aplicado para temperatura, considerando o período de coleta.

<b>Períodos</b>	<b>Médias</b>	<b>Comparações</b>
Estiagem	20,93	A
Chuva	23,13	B

Os valores médios para temperatura da água variaram de 21,5°C a 23°C durante todo o período de estudo, sendo o menor valor observado no ponto 1, seguido do ponto 2, 5, 4 e 3 (Tabela 4). As variações entre os locais amostrados devem-se, principalmente, ao horário da coleta, diferenciados em função da distância de uma localização para outra. Os primeiros pontos foram amostrados entre 08h e 09h e os últimos pontos entre 16h e 17h, sendo que as coletas no ponto 3 foram realizadas por volta das 12h e 13h, momento de elevada incidência de radiação solar.

O Teste Tukey também demonstrou uma tendência de elevação da temperatura no período de chuva, sendo este um resultado esperado, considerando que as temperaturas durante a época de estiagem (maio, junho e julho) eram mais amenas, em

relação ao período de chuvas (outubro, novembro e dezembro). No entanto, a temperatura não sofre grandes alterações, em função da capacidade da água de reter calor, não variando muito em decorrência da temperatura do ar.

### 5.1.2 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido é vital para a preservação da vida aquática, já que vários organismos precisam de oxigênio para respirar. As águas poluídas por esgotos apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido, pois o mesmo é consumido no processo de decomposição da matéria orgânica. Por outro lado as águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido mais elevadas, geralmente superiores a  $5\text{ mg L}^{-1}$ . No entanto, em águas eutrofizadas com excesso de algas os níveis de oxigênio podem estar elevados (ANA, 2010).

Os valores referentes as concentrações de oxigênio dissolvido estão apresentados na tabela 6 e a variação entre os períodos de estiagem e chuva são mostrados no figura 8.

Tabela 6: Concentração de oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) na água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.

Pontos	Período de estiagem			Média	DP*	Período de chuva			Média	DP*
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta			4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta		
P1	11,2	11,2	10,0	10,8	$\pm 0,69$	14,0	9,8	9,4	11,0	$\pm 2,55$
P2	10,6	8,0	11,2	9,9	$\pm 1,70$	8,6	7,8	8,0	8,1	$\pm 0,42$
P3	9,8	6,6	13,2	9,8	$\pm 3,30$	8,8	8,0	9,4	8,7	$\pm 0,70$
P4	9,2	8,0	13,2	10,1	$\pm 2,72$	10,4	8,0	9,2	9,0	$\pm 1,20$
P5	10,2	11,2	9,8	10,4	$\pm 0,72$	8,0	8,2	8,2	8,1	$\pm 0,12$

DP\* Desvio padrão

As medidas mais altas de oxigênio, conforme Tabela 6, foram observadas na 4ª coleta do ponto 1 do rio, atingindo  $14\text{ mg L}^{-1}$ , já a menor concentração foi encontrada na 2ª coleta no ponto 3 do rio. Em águas de rios vários fatores podem alterar a disponibilidade do oxigênio, dentre eles a decomposição de matéria orgânica por microrganismos e mudanças climáticas. Os valores nem sempre podem ser explicados isoladamente, sendo necessário a interpretação ao longo de um período.

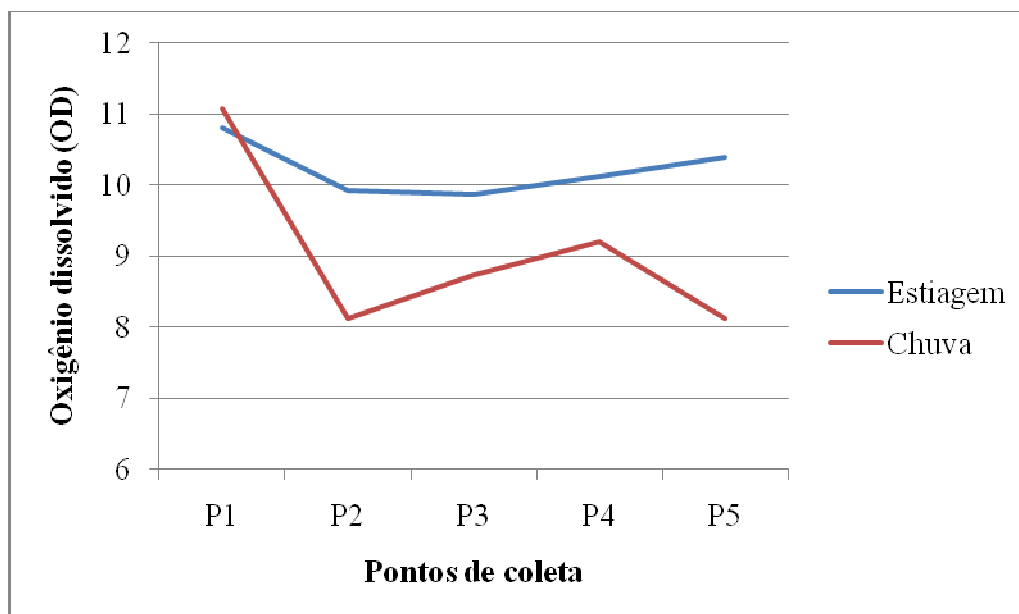


Figura 8: Variação da concentração média de oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) na água durante o período de estiagem e chuva.

Quando analisamos a variação na concentração de oxigênio durante os dois períodos do ciclo sazonal, observamos diferenças significativas, tendo em vista que os maiores valores são observados na época de estiagem e os menores na durante as chuvas. Esses resultados podem ser explicados devido a maior dissolução de OD em temperaturas mais baixas, sendo está uma característica dos meses amostrados durante o período de estiagem.

No entanto, um alto índice de precipitação pode contribuir para elevação do OD em função da maior aeração da água em contato com o ar da superfície, devido o revolvimento intenso das águas, além de promover a dissolução da carga poluidora. Fato que justifica a elevada concentração de OD no ponto 1 durante a quarta coleta, considerando que poucos dias que antecederam ao da coleta houve um episódio de chuva intensa, influenciando também na turbidez da água.

A análise de variância demonstrou que não houve diferenças estatísticas significativas a 5% para os fatores testados quanto a concentração de OD (Tabela 7).

Tabela 7: Análise de variância para concentração de oxigênio dissolvido em amostras coletadas em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

OD	GL	SQ	QM	F	SIG
Período	1	10,32	10,32	3,35	0,08211
Pontos de amostragem	4	13,77	3,44	1,11	0,37587
Período * pontos de amostragem	4	5,58	1,39	0,45	*****
Resíduo	20	61,62	3,08		
Coeficiente de variação = 18,209					

GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = frequência; SIG = significância

Todos os valores obtidos estão dentro dos limites permitidos pelo CONAMA, que preconiza faixa mínima de OD em 5 mg L<sup>-1</sup>.

### 5.1.3 Potencial hidrogeniônico

O pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo em que uma das mais difíceis de interpretar. Esta complexidade na interpretação dos valores de pH se deve ao grande número de fatores que podem influenciá-lo (Almeida e Schwarzbald, 2003). Alterações no pH influenciam diretamente a fisiologia de diversas espécies.

As medidas de pH variaram de 5,2 a 8,1 no período de estudo, conforme apresentado na Tabela 8. O menor valor foi encontrado na nascente do rio durante a terceira coleta, provavelmente por haver criação animal nos entornos do local amostrado, favorecendo o aumento de microrganismos deterioradores, tornando o pH ácido. No entanto a contaminação fecal não foi suficiente para reduzir os níveis de OD.

Tabela 8: Potencial hidrogeniônico da água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.

Pontos	Período de estiagem			Média	DP*	Período de chuva			Média	DP*
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta			4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta		
P1	8,0	7,9	8,1	8,00	± 0,10	5,4	7,2	6,5	6,42	± 0,93
P2	7,0	7,0	5,2	6,53	± 0,81	6,3	7,2	7,5	7,03	± 0,66
P3	7,8	7,6	7,8	7,73	± 0,12	6,2	7,1	7,5	6,97	± 0,65
P4	7,0	7,8	7,8	7,53	± 0,46	6,6	7,3	7,1	7,04	± 0,39
P5	7,8	7,7	8,0	7,83	± 0,15	6,9	7,3	7,2	7,16	± 0,23

DP\* Desvio padrão

O ponto 1 durante a 4ª coleta também apresentou baixo valor de pH, provavelmente em função do grande volume de chuva que antecedeu a coleta, promovendo o carreamento de substâncias para as águas e até mesmo dissolução de rochas e erosões.

Os resultados demonstram variações em relação aos períodos de estiagem e chuva, como pode ser observado na Figura 9. No geral houve uma tendência das águas apresentarem condições mais neutras a levemente ácidas durante a época de chuvas, em contrapartida de uma tendência ao aumento do pH nos períodos de estiagem. Berrêdo *et al.* (2008) em um estudo para identificar o efeito das variações sazonais em área de manguezal encontrou resultados semelhantes, onde os valores de pH indicaram condição alcalina na época de estiagem e sensível decréscimo no período de chuva. De acordo com Oliveira (2007) o pH básico favorece as formas particuladas e coloidais dos metais, a decantação desses, para o compartimento sedimentar, onde podem ficar retidos e considerados poucos biodisponíveis. Já em meio ácido a neutro, predominam as formas iônicas do metal, na fase dissolvida.

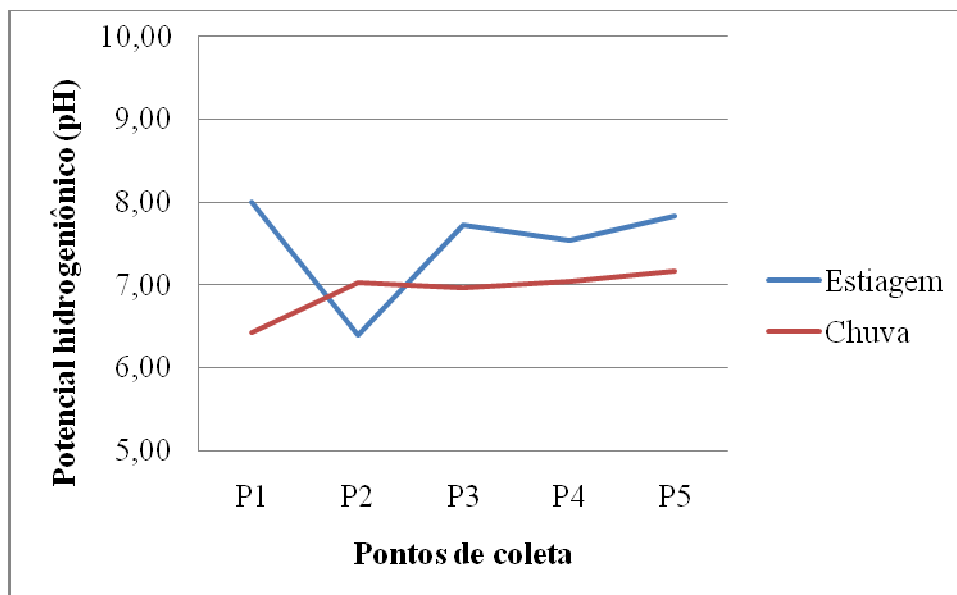


Figura 9: Variação média do potencial hidrogeniônico da água durante o período de estiagem e chuva.

Ao nível de 5% de significância os fatores período e interação período/pontos de amostragem, apresentaram diferenças estatísticas (Tabela 9). O resultado do Teste Tukey é apresentado nas Tabelas 10 e 11 .

Tabela 9: Análise de variância para pH das amostras coletadas em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

<b>pH</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>SIG</b>
Período	1	2,48	2,48	7,62	0,01207
Pontos de amostragem	4	2,13	0,53	1,63	0,20509
Período * pontos de amostragem	4	3,74	0,93	2,86	0,04986
Resíduo	20	6,53	0,32		
Coeficiente de variação = 7,924					

GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = frequência; SIG = significância

Tabela 10: Teste Tukey aplicado para pH, considerando o período de coleta.

<b>Períodos</b>	<b>Médias</b>	<b>Comparações</b>
Estiagem	7,50	A
Chuva	6,92	B

Tabela 11: Teste Tukey aplicado para pH, considerando a interação período\*pontos de amostragem.

<b>Período</b>	<b>Pontos</b>				
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
Estiagem	ABa	Ba	ABa	ABa	ABa
Chuva	Ab	Aa	Aa	Aa	Aa

Letras maiúsculas = período

Letras minúsculas = pontos de amostragem

O resultado apresentado pelo Teste Tukey para a interação período\*pontos de amostragem, indica que em relação aos dois períodos houve diferença estatística significativa somente para o ponto dois (B-A), o qual apresentou menor média. Já para o fator pontos de amostragem diferenciaram-se entre si apenas o ponto 1, tendo em vista a grande diferença de valores de pH, no respectivo local de coleta, durante os dois períodos (a-b), conforme pode ser observado na Tabela 8.

Os valores limites de pH são estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 cuja faixa ideal varia de 6,0 a 9,0, estando os pontos 3 e 4, durante a 3ª e 4ª coleta, respectivamente, fora dos padrões, conforme apresentado na Tabela 8.



### 5.1.4 Sólidos totais

Sólidos totais compreendem todo o material orgânico e inorgânico presente nos recursos hídricos na forma dissolvida e suspensa. O excesso pode causar mudanças nas propriedades físicas e químicas da água, como alteração da atividade fotossintética, do sabor e problemas estéticos, além de eventualmente conter conteúdo nocivo a saúde.

A Tabela 12 apresenta os valores de sólidos totais e a figura 10 demonstra a variação das médias obtidas nos períodos de estiagem e chuva.

Tabela 12: Quantidade de sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) na água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.

Pontos	Período de estiagem			Média	DP*	Período de chuva			Média	DP*
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta			4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta		
P1	73	85	115	91,0	± 21,63	368	140	288	265,3	± 115,68
P2	46	9	60	38,3	± 26,35	18	60	140	72,7	± 61,98
P3	120	97	86	101,0	± 17,35	56	112	164	110,7	± 54,01
P4	115	113	91	106,3	± 13,32	80	172	184	145,3	± 56,90
P5	97	120	87	101,3	± 16,92	186	188	188	187,3	± 1,15

DP\* Desvio padrão

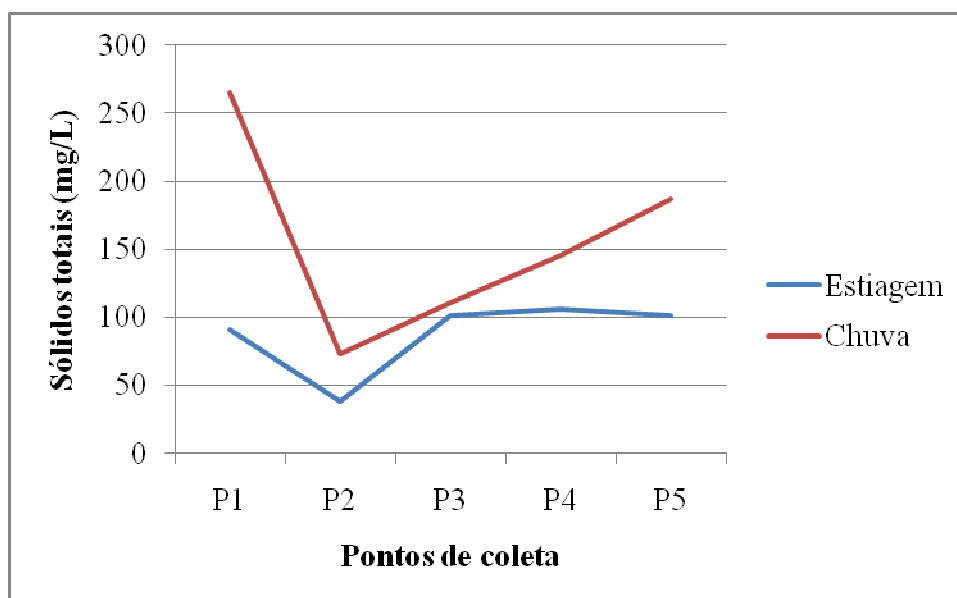


Figura 10: Variação da concentração média de sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) durante o período de estiagem e chuva.

Observou-se diferença estatística significativa a 5% para os fatores pontos de amostragem e período, em relação a concentração de sólidos totais nas amostras de água (Tabela 13). Os resultados do Teste Tukey estão apresentados nas tabelas 14 e 15.

Tabela 13: Análise de variância para concentração de sólidos nas amostras coletadas em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

<b>Sólidos</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>SIG</b>
Período	1	35500,80	35500,80	13,99	0,00129
Pontos de amostragem	4	50376,80	12594,20	4,96	0,00605
Período * pontos de amostragem	4	25440,23	6360,13	2,50	0,07452
Resíduo	20	50731,33	2536,53		
Coeficiente de variação = 41,327					

GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = frequência; SIG = significância

De acordo com o Teste Tukey para pontos de coleta, observou-se que o ponto dois (nascente do rio) apresentou menor média para concentração de sólidos, a qual aumentou gradativamente ao longo do curso do rio. No entanto, o maior valor foi registrado no ponto 1, em função de um episódio de chuva intensa. Condição esta, determinante para o aumento do aporte de material alóctone para os recursos hídricos.

Tabela 14: Teste Tukey aplicado para sólidos totais, considerando os pontos de coleta.

<b>Pontos de coleta</b>	<b>Médias</b>	<b>Comparações</b>
1	178,16	A
5	144,33	A
4	125,83	AB
3	105,83	AB
2	55,16	B

A média da concentração de sólidos totais presentes nas amostras de água, no período de chuvas foi superior ao valor registrado na época de estiagem, fato que contribui, dentre outras coisas, para o aumento da turbidez.

Tabela 15: Teste Tukey aplicado para sólidos totais, considerando o período de coleta.

<b>Períodos</b>	<b>Médias</b>	<b>Comparações</b>
Estiagem	87,58	A
Chuva	156,26	B

### 5.1.5 Turbidez

Valores elevados de turbidez da água são prejudiciais para a realização dos processos fotossintéticos, tendo em vista a redução da luminosidade em águas mais profundas. Fato este, capaz de influenciar significativamente no declínio da concentração de oxigênio dissolvido.

Os valores referentes a turbidez das amostras de água são apresentados na Tabela 16. As medidas variaram de 1,2 UNT a 289 UNT, sendo o primeiro correspondente a amostra coletada na nascente (2ª coleta) e o segunda no ponto 1 (4ª coleta). Os resultados corroboram com os de sólidos totais para as duas situações, mantendo-se a mesma justificativa.

Tabela 16: Turbidez (UNT) da água observada nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.

Pontos	Período de estiagem			Média	DP*	Período de chuva			Média	DP*
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta			4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta		
P1	18,3	17,4	17,4	17,7	± 0,52	289	25,6	53,6	122,7	± 144,67
P2	24,7	1,2	32,8	19,6	± 16,39	36,3	14,0	19,5	23,3	± 11,62
P3	21,7	19,2	20,2	20,4	± 1,26	28,7	39,4	50,7	39,6	± 11,00
P4	23,5	19,2	19,6	20,8	± 2,38	39,0	84,1	80,0	67,7	± 24,94
P5	19,6	21,1	21,0	20,6	± 0,84	48,2	39,2	14,5	34,0	± 17,45

DP\* Desvio padrão

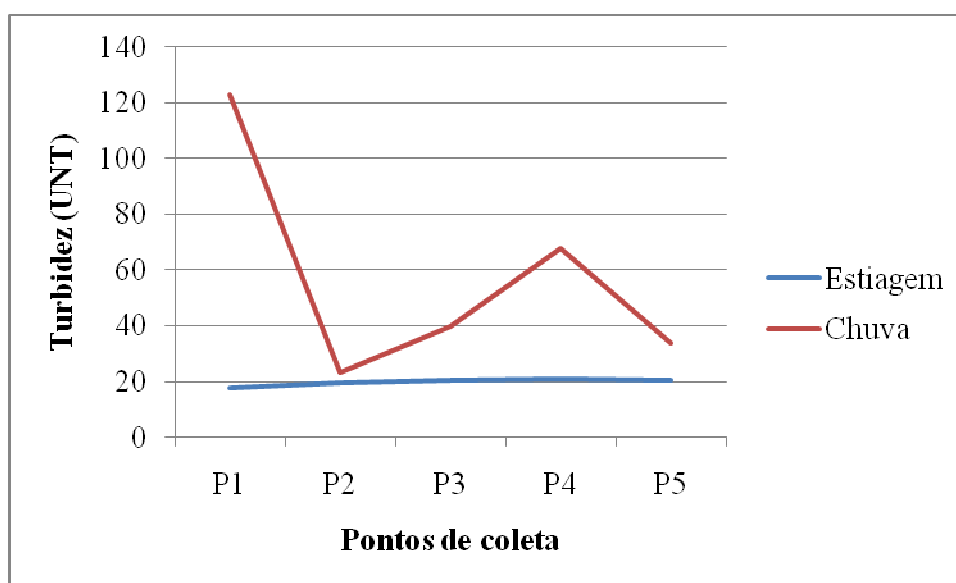


Figura 11: Variação média da turbidez (UNT) durante o período de estiagem e chuva.

As medidas de turbidez variaram consideravelmente entre os períodos de estiagem e chuva, como ilustrado na Figura 11. Os dados complementam a análise de sólidos totais, confirmando a variação desses parâmetros em função do aumento da precipitação. Houve diferença estatística com significância a 5% para o fator período de estudo, conforme apresentado na tabela 17. O resultado do Teste Tukey encontra-se na Tabela 18.

Tabela 17: Análise de variância para turbidez das amostras de água coletadas em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

<b>Turbidez</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>SIG</b>
Período	1	10635,18	10635,18	4,75	0,04142
Pontos de amostragem	4	9174,10	2993,53	1,02	0,41878
Período * pontos de amostragem	4	10061,50	2515,37	1,12	0,37343
Resíduo	20	44777,13	2238,86		
Coeficiente de variação = 122,502					

GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = frequência; SIG = significância

Tabela 18: Teste Tukey aplicado para turbidez, considerando o período de coleta.

<b>Períodos</b>	<b>Médias</b>	<b>Comparações</b>
Estiagem	19,82	A
Chuva	57,46	B

De acordo com o CONAMA os valor máximo permitido em relação a turbidez é de 100UNT, estando apenas o ponto 1, durante a época de chuvas, fora dos limites aceitáveis.

### 5.1.6 Condutividade

A condutividade é a expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes (CETESB, 2009).

Os valores de condutividade variaram de 18,4  $\mu\text{S cm}^{-1}$  a 54,45  $\mu\text{S cm}^{-1}$  durante o período amostrado (Tabela 19).

Tabela 19: Condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) da água observada nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.

Pontos	Período de estiagem			Média	DP*	Período de chuva			Média	DP*
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta			4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta		
P1	36,85	38,78	37,56	37,7	$\pm 0,70$	24,67	33,45	43,34	33,8	$\pm 9,34$
P2	18,40	19,31	30,12	22,6	$\pm 5,01$	22,88	37,00	40,20	33,4	$\pm 9,22$
P3	37,96	46,12	39,51	41,2	$\pm 3,28$	38,50	42,50	43,11	41,4	$\pm 2,50$
P4	39,97	46,75	44,43	43,7	$\pm 2,50$	21,70	49,60	38,70	36,7	$\pm 14,06$
P5	40,01	54,45	54,01	49,5	$\pm 6,32$	37,40	44,95	39,94	40,8	$\pm 3,84$

DP\* Desvio padrão

A Figura 12 mostra as médias de condutividade registradas em cada ponto nos dois períodos de amostragem. De acordo, com os resultados observa-se que não houve um padrão em relação aos períodos amostrados.

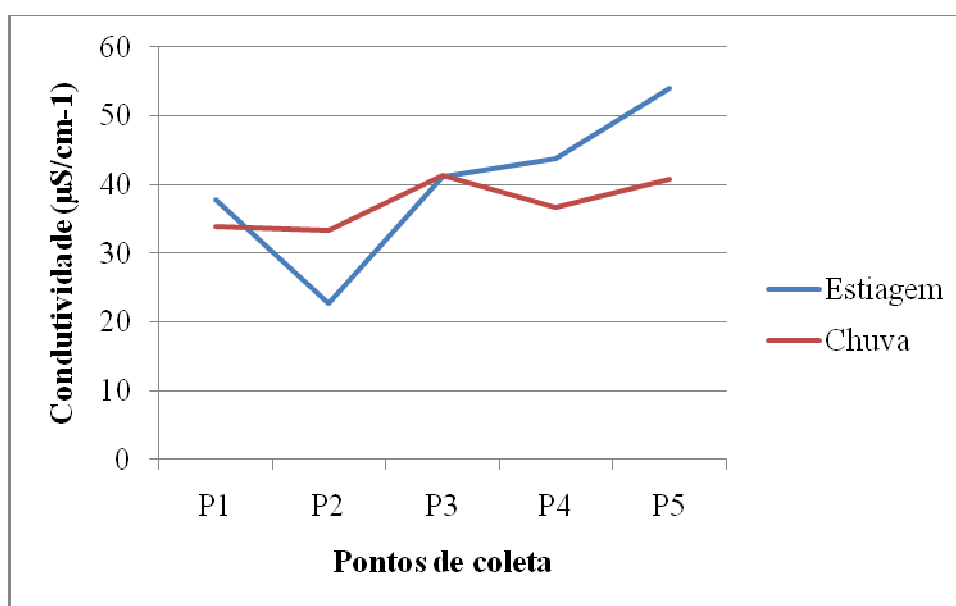


Figura 12: Variação média da condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) durante o período de estiagem e chuva.

A análise de variância apresentou diferenças estatísticas significantes apenas para pontos de amostragem, conforme apresentado na tabela 20.

O Teste Tukey revela que a condutividade não corroborou com resultados de sólidos e turbidez para o ponto onde foi registrado os maiores valores desses parâmetros, o ponto 1. Observa-se que a nascente (ponto 2) apresentou a menor média, seguido dos pontos 1, 4, 3 e 5 (Tabela 21).

Tabela 20: Análise de variância para condutividade elétrica das amostras de água coletadas em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

<b>Condutividade</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>SIG</b>
Período	1	23,03	23,03	0,43	*****
Pontos de amostragem	4	1029,58	257,39	4,83	0,00683
Período * pontos de amostragem	4	362,06	90,51	1,70	0,18952
Resíduo	20	1064,95	53,24		
Coeficiente de variação = 19,166					
GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = frequência; SIG = significância					

Tabela 21: Teste Tukey aplicado para condutividade, considerando os pontos de coleta.

<b>Pontos de coleta</b>	<b>Médias</b>	<b>Comparações</b>
5	45,12	A
3	41,28	A
4	40,19	A
1	35,77	AB
2	27,98	B

Coelho (2008) afirma que maiores valores de condutividade estão relacionados com os ambientes aquáticos mais impactados, enquanto que os menores valores estão associados com cursos d'água que drenam áreas em melhor estado de conservação.

No entanto, a presença de chuva pode carrear poluentes para os recursos hídricos e ao mesmo tempo contribuir para dissolução da carga poluidora. Devido a isso nem sempre as informações de condutividade se correlacionam exatamente com os resultados de sólidos e turbidez. Os resultados de condutividade servem para complementar outros parâmetros, a fim de se obter maiores informações a respeito da carga poluidora nas águas.

A resolução CONAMA 357/05 preconiza valores máximos de condutividade até  $100\mu\text{S cm}^{-1}$ , estando dentro dos limites aceitáveis todos os pontos amostrados.

## 5.2 Metais

### 5.2.1 Cádmiio

As concentrações de Cd na água, em alguns locais amostrados, estiveram acima do limite permitido pelo Conama, o qual preconiza máximo de  $0,001\text{ mg L}^{-1}$  para rios classe 2 (Tabela 22).

Os valores médios encontram-se entre  $0,001 \text{ mg L}^{-1}$  a  $0,003 \text{ mg L}^{-1}$ , sendo que em alguns pontos a concentração ficou abaixo do limite de detecção do equipamento.

Os pontos 2 e 5 não apresentaram valores excessivos em nenhum período de amostragem, já o ponto 1 obteve as maiores concentrações, superando o limite em 4 das 6 coletas.

Tabela 22: Concentração de cádmio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nas amostras de água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.

Pontos	Período de estiagem					Período de chuva				
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	Média	DP*	4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta	Média	DP*
P1	0,006	0,003	0,0007	0,003	-	ND	0,002	0,005	0,002	-
P2	ND	0,001	ND	-	-	ND	0,001	0,001	0,001	-
P3	ND	ND	0,003	0,001	-	0,0005	0,002	0,001	0,001	-
P4	0,0004	0,002	0,0002	0,001	-	ND	0,0008	0,002	0,001	-
P5	0,0008	0,001	ND	0,001	-	ND	0,001	0,001	0,001	-

DP\* Desvio padrão; ND = Não detectado; Em destaque vermelho = acima do recomendado pelo CONAMA

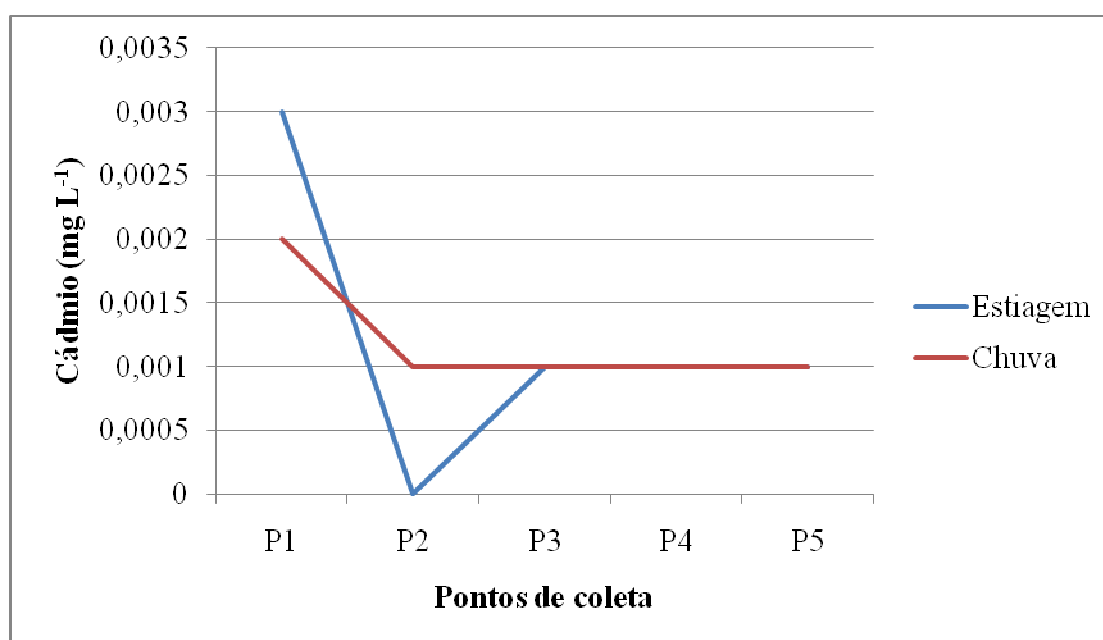


Figura 13: Variação da concentração média de cádmio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) na água durante o período de estiagem e chuva.

Em relação a época de estiagem e chuva, apenas o ponto 1 apresentou média superior ao estabelecido pelo Conama, estando os demais dentro dos limites.

O ponto 1 localiza-se em uma região muito utilizada para agricultura, principalmente pelas famílias de um assentamento. Sabe-se que fertilizantes fosfatados apresentam cádmio em sua composição, dentre outros metais. Segundo Mortvedt (1987)

*apud* Campos (2005), as rochas fosfatadas usadas na produção dos fertilizantes são as maiores fontes de contaminação com Cd em solos agrícolas, situação que pode ser agravada com a utilização de lodo de esgoto e outros adubos que contenham elementos traço.

Nota-se que a maior concentração média foi registrada na época de estiagem, sendo o maior valor obtido no mês de maio, chegando a seis vezes mais do permitido pela resolução. Esse fato pode ser explicado por um possível descarte no local de efluente, ou até mesmo lixo contendo metais, ou pela dispersão das partículas de aerossóis de pesticidas, carregadas pelo vento, tendo em vista que a chuva não foi um fator determinante na concentração desse elemento na água.

A análise de variância não apresentou diferenças estatísticas com significância a 5% para os fatores testados (Tabela 23).

Tabela 23: Análise de variância para cádmio na água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

<b>Cádmio</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>SIG</b>
Período	1	0,11	0,11	0,01	*****
Pontos de amostragem	4	0,19	0,49	2,43	0,08069
Período * pontos de amostragem	4	0,16	0,41	0,20	*****
Resíduo	20	0,40	0,20		
Coeficiente de variação = 119,873					

GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = frequência; SIG = significância

Em um estudo visando monitorar a concentração de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas com plantio, Corbi e Strixino (2006) coletaram amostras de sedimento e observaram altas concentrações de Cd total nos córregos localizados em áreas abertas e sem mata ciliar. De acordo com os autores, o Cd é um metal que ocorre na natureza geralmente associado a outros metais como o Zn e o Pb, e sua extração, produção e aplicação na indústria e agricultura vem aumentando nos últimos anos.

### 5.2.2 Chumbo

O Pb é um elemento disponível naturalmente nos solos e rochas, porém em quantidades pequenas. As fontes mais comuns de Pb no ambiente derivam de fertilizantes, pesticidas, combustões de carvão e óleo, fundição, resíduos urbanos e industriais (Munhoz, 2010).



A resolução Conama indica que o valor máximo permissível para Pb em águas classe II é de  $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ . Os valores encontrados nas amostras de água do rio Dourados estiveram entre  $0,001 \text{ mg L}^{-1}$  e  $0,068 \text{ mg L}^{-1}$ , sendo que no ponto 3 na 1ª coleta o valor esteve abaixo do limite de detecção (Tabela 24).

Tabela 24: Concentração de chumbo ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nas amostras de água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.

Pontos	Período de estiagem			Média	DP*	Período de chuva			Média	DP*
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta			4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta		
P1	0,054	0,053	0,015	0,041	± 0,02	0,006	0,039	0,066	0,037	± 0,03
P2	0,005	0,032	0,006	0,014	± 0,02	0,001	0,035	0,015	0,017	± 0,02
P3	ND	0,019	0,068	0,029	± 0,04	0,015	0,033	0,023	0,024	± 0,01
P4	0,010	0,032	0,012	0,018	± 0,01	0,002	0,017	0,036	0,018	± 0,02
P5	0,011	0,005	0,001	0,006	± 0,01	0,002	0,024	0,010	0,012	± 0,01

DP\* Desvio padrão; ND = Não detectado; Em destaque vermelho = acima do recomendado pelo CONAMA

Observou-se altas concentrações desse elemento em todos os pontos de coleta, inclusive na nascente do rio. Este ponto localiza-se em uma região visivelmente degradada, porém não havia nas proximidades indústrias e nem áreas de plantio. Conforme mencionado, existem várias nascentes responsáveis pela formação do Rio Dourados, todas localizadas no município de Antônio João. A contaminação no local de coleta talvez possa ocorrer em função da exploração intensa do solo e processos de erosão, embora não podemos afirmar que de fato tais condições elevariam a concentração de chumbo. Outra possibilidade seria a contaminação da água durante o trajeto da mesma até o ponto de coleta, talvez por um descarte de lixo ou até mesmo por pesticidas provenientes de agriculturas. Para identificação das fontes de contaminação de uma nascente é necessário maiores informações, inclusive do tipo do solo que compõe a região. No caso do rio Dourados, por conter nascentes em diferentes localizações, é preciso conhecer todo o percurso dessas águas antes da formação do rio, somente assim seria possível identificar a provável fonte de contaminação das nascentes.

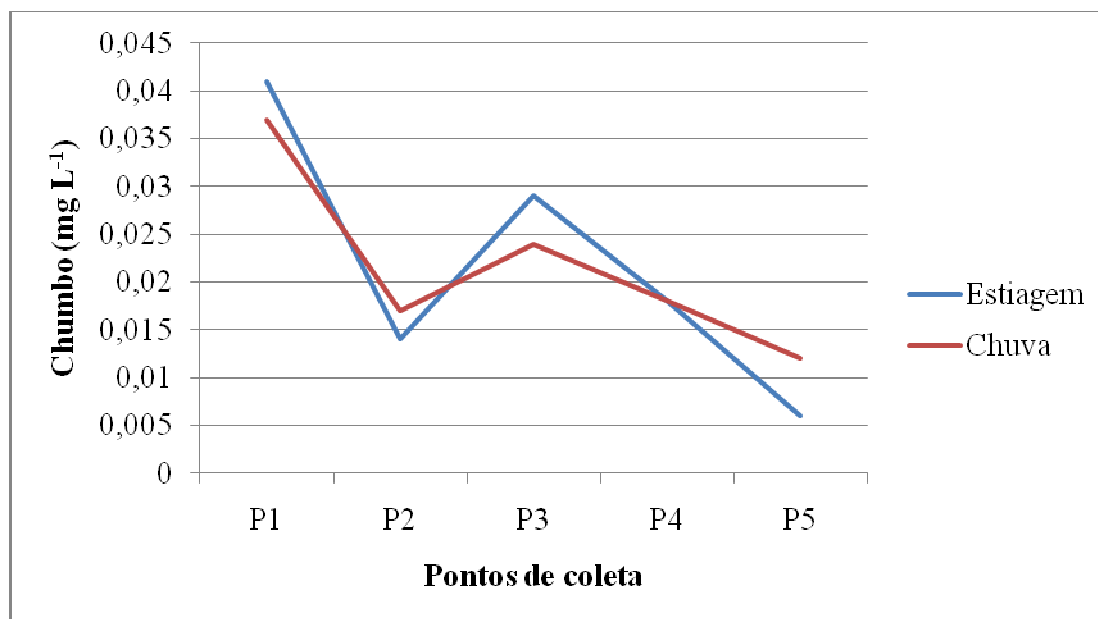


Figura 14: Variação da concentração média de chumbo ( $\text{mg L}^{-1}$ ) na água durante o período de estiagem e chuva.

A Figura 14 apresenta as concentrações do Pb em função do período de estiagem e chuva. Os resultados demonstram um equilíbrio nos valores encontrados em ambos os períodos para todos os pontos de coleta. O ponto 1 apresentou as maiores médias, assim como para o Cd, seguido dos pontos 3, 4, 2 e 5. O ponto 3 compreende uma região totalmente urbanizada, além de ser utilizado como balneário e área de pesca.

Durante o período de chuvas apenas no ponto 2 e 5 as médias foram superiores em relação a época mais seca. Essa relação mostra que provavelmente a/s fonte/s de contaminação variam muito pouco com o aumento das chuvas, talvez pelo o aumento da carga de poluição em épocas de menor propagação, a estiagem.

Quando se avalia um ambiente impactado onde a fonte poluidora é de fácil conhecimento, a análise é apenas confirmatória. Porém, quando não existe fonte pontual de contaminação, observa-se uma despreocupação de órgãos ambientais.

Neste trabalho, encontramos concentrações de Pb que superam os limites do Conama em até quatro vezes, fato preocupante considerando que esse elemento não desempenha nenhuma função para os organismos, sendo tóxico em qualquer concentração.

Na análise de variância fatorial não houve diferença estatística a nível de 5% para os fatores testados quanto à presença de Pb (Tabela 25).

Tabela 25: Análise de variância para chumbo na água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

<b>Chumbo</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>SIG</b>
Período	1	0,38	0,38	0,09	*****
Pontos de amostragem	4	0,21	0,53	1,27	0,31118
Período * pontos de amostragem	4	0,42	0,10	0,25	*****
Resíduo	20	0,83	0,41		
Coeficiente de variação = 100,047					

GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = frequência; SIG = significância

### 5.2.3 Alumínio

A tabela 26 apresenta a concentração de alumínio nas amostras de água em todos os pontos de coleta. Segundo a resolução Conama o limite máximo de alumínio para águas classe II é de  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ .

Os resultados encontrados exibem valores acima dos limites para todos os pontos durante a 2ª, 3ª e 4ª coleta e com exceção apenas do ponto 5 para a 1ª e 5ª coleta. Na 6ª coleta apenas o ponto 5 apresentou concentração superior a recomendada.

A maior concentração de alumínio foi registrada no ponto 3 durante a 2ª coleta, apresentando  $1,31 \text{ mg L}^{-1}$ , superando o valor limite em mais de dez vezes.

Tabela 26: Concentração de alumínio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nas amostras de água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.

<b>Pontos</b>	<b>Período de estiagem</b>			<b>Média</b>	<b>DP*</b>	<b>Período de chuva</b>			<b>Média</b>	<b>DP*</b>
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta			4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta		
P1	0,353	0,555	0,184	0,364	± 0,19	0,305	0,870	0,082	0,419	± 0,30
P2	0,358	0,884	0,173	0,472	± 0,37	0,205	0,169	0,082	0,152	± 0,05
P3	0,153	1,316	0,158	0,542	± 0,67	0,145	0,159	0,059	0,121	± 0,04
P4	0,110	0,318	0,164	0,197	± 0,11	0,110	0,674	0,079	0,288	± 0,26
P5	0,066	0,636	0,550	0,417	± 0,31	0,843	0,080	0,192	0,372	± 0,31

DP\* Desvio padrão; Em destaque vermelho = acima do recomendado pelo CONAMA

As médias observadas apresentam uma desconformidade entre os dois períodos de amostragem. Sendo que, para os pontos 2, 3 e 5 os maiores valores ocorreram durante a época de estiagem, já para os pontos 1 e 4 houve uma elevação com a estação mais chuvosa (Figura 15).

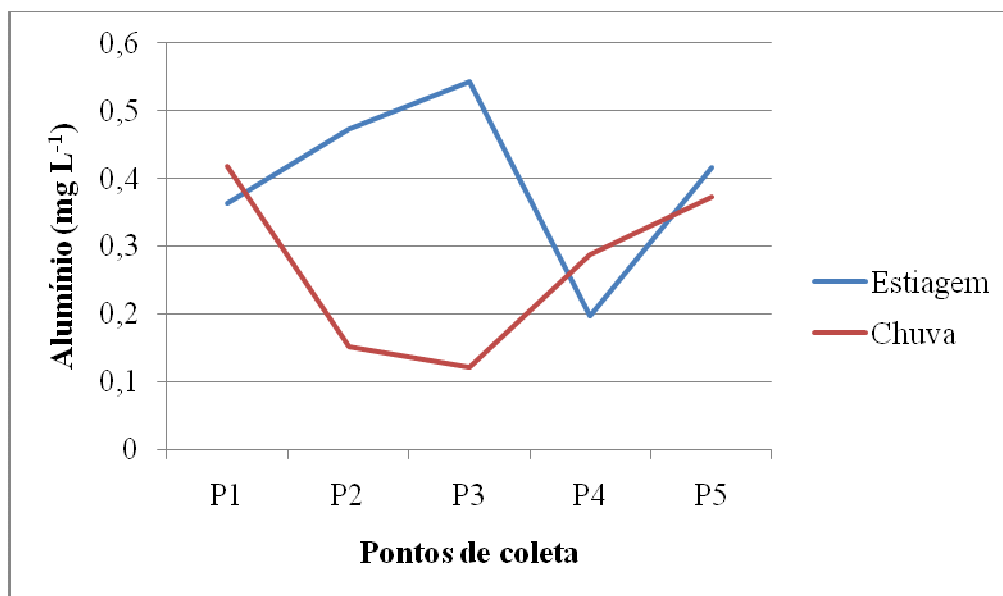


Figura 15: Variação da concentração média de alumínio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) na água durante o período de estiagem e chuva.

Embora o Al se apresente naturalmente nos solos da região, os valores abaixo dos recomendados pelo Conama encontrados em alguns pontos, principalmente na época de chuva, sugerem que altas concentrações ocorrem em função da contaminação antrópica, a qual foi diferenciada em cada localização.

Os valores muito diferenciados entre os pontos amostrados e em relação aos períodos, sugerem contaminação antrópica local.

Os fatores testados quanto a presença de alumínio na água, não demonstraram diferença estatística na análise de variância (Tabela 27).

Tabela 27: Análise de variância para alumínio na água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

<b>Alumínio</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>SIG</b>
Período	1	0,11	0,11	0,96	*****
Pontos de amostragem	4	0,88	0,22	0,18	*****
Período * pontos de amostragem	4	0,32	0,80	0,66	*****
Resíduo	20	2,40	0,12		
Coeficiente de variação = 104,272					

GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = frequência; SIG = significância

#### 5.2.4 Manganês

De acordo com o Conama, a concentração de manganês em um recurso hídrico classe II não deve exceder o limite de  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ .

Os valores para manganês se mantiveram entre  $0,00006 \text{ mg L}^{-1}$  e  $0,272 \text{ mg L}^{-1}$ , sendo que grande parte das amostras apresentaram concentrações dentro dos limites (Tabela 28).

Tabela 28: Concentração de manganês ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nas amostras de água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.

Pontos	Período de estiagem			Média	DP*	Período de chuva			Média	DP*
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta			4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta		
P1	0,0490	0,010	0,076	0,045	$\pm 0,03$	0,214	0,120	0,073	0,136	$\pm 0,07$
P2	0,0012	0,003	0,040	0,015	$\pm 0,02$	0,020	0,045	0,031	0,032	$\pm 0,01$
P3	0,1751	0,006	0,058	0,080	$\pm 0,09$	0,065	0,088	0,110	0,088	$\pm 0,02$
P4	0,00006	0,003	0,057	0,020	$\pm 0,03$	0,109	0,187	0,078	0,125	$\pm 0,06$
P5	0,2720	0,001	0,057	0,110	$\pm 0,14$	0,119	0,189	0,125	0,144	$\pm 0,04$

DP\* Desvio padrão; Em destaque vermelho = acima do recomendado pelo CONAMA

No período chuvoso foi registrado médias mais elevadas para o manganês, em relação a época de estiagem (Figura 16), apresentando diferença estatística a 5% de significância no teste de variância fatorial (Tabelas 29 e 30).

No entanto apenas os pontos 1, 4 e 5 apresentaram valores acima do limite recomendado pela Conama, conforme Tabela 28.

O Mn, assim como o Al, é constituinte normal dos solos e rochas, seu acréscimo nos recursos hídricos em época de chuva se dá pela lixiviação dos solos.

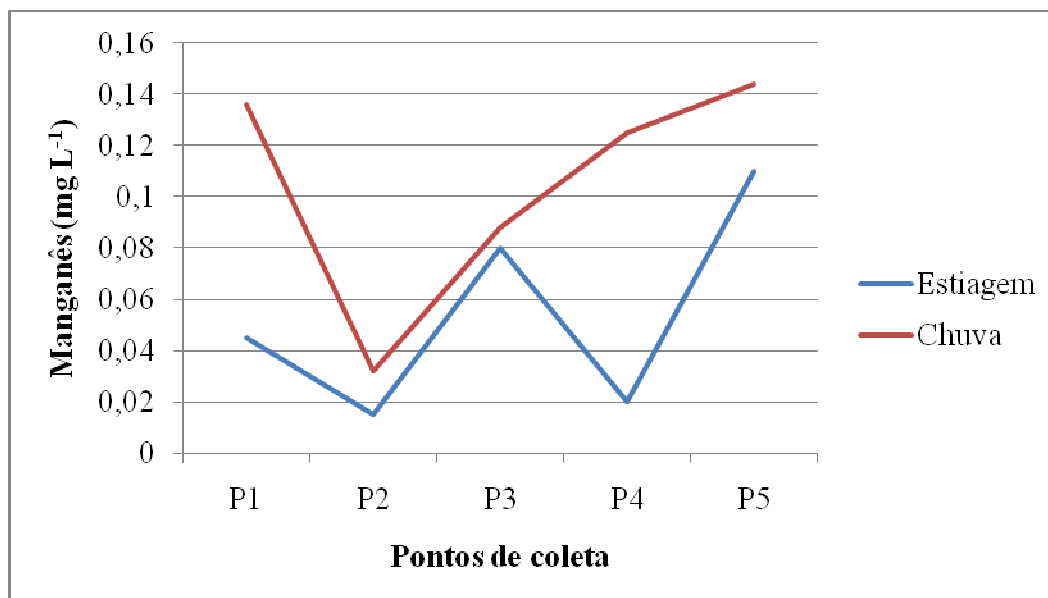


Figura 16: Variação da concentração de manganês ( $\text{mg L}^{-1}$ ) na água durante o período de estiagem e chuva.

Tabela 29: Análise de variância para manganês na água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

<b>Manganês</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>SIG</b>
Período	1	0,19	0,19	4,74	0,04148
Pontos de amostragem	4	0,33	0,84	2,04	0,12591
Período * pontos de amostragem	4	0,11	0,28	0,70	*****
Resíduo	20	0,82	0,41		
Coeficiente de variação = 80,719					
GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = frequência; SIG = significância					

Tabela 30: Teste Tukey aplicado para manganês, considerando o período de coleta.

<b>Períodos</b>	<b>Médias</b>	<b>Comparações</b>
Estiagem	0,054	A
Chuva	0,105	B

### 5.2.5 Cromo

O valor limite indicado pela resolução Conama para Cr em águas classe II é de 0,05 mg L<sup>-1</sup>. Esse elemento foi o único desta pesquisa que apresentou valores abaixo do recomendado em todos os pontos de coleta durante todo período de estudo.

As concentrações e médias estão apresentados na Tabela 31 e Figura 17.

Tabela 31: Concentração de cromo (mg L<sup>-1</sup>) nas amostras de água observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.

<b>Pontos</b>	<b>Período de estiagem</b>					<b>Período de chuva</b>				
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	<b>Média</b>	<b>DP*</b>	4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta	<b>Média</b>	<b>DP*</b>
P1	0,0007	0,002	0,001	0,001	0	0,005	0,001	0,002	0,003	0
P2	0,003	0,010	0,00003	0,004	± 0,01	0,001	0,001	0,001	0,001	0
P3	0,000004	0,002	0,002	0,001	0	0,001	0,001	0,001	0,001	0
P4	0,0003	0,002	0,0029	0,002	0	0,001	0,002	0,002	0,002	0
P5	ND	0,002	0,001	0,001	0	0,001	0,001	0,003	0,002	0

DP\* Desvio padrão; ND = Não detectado; Em destaque vermelho = acima do recomendado pelo CONAMA

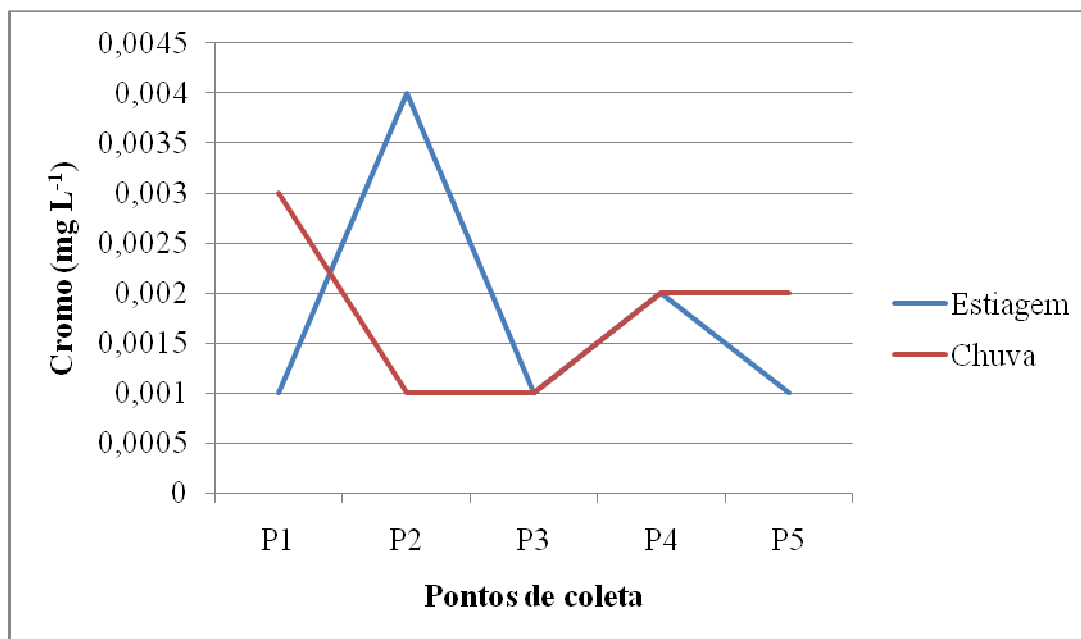


Figura 17: Variação da concentração média de cromo ( $\text{mg L}^{-1}$ ) na água durante o período de estiagem e chuva.

Na análise de variância, os fatores testados quanto aos valores de cromo, não apresentaram diferença estatística a 5% de significância (Tabela 32).

Tabela 32: Análise de variância para cromo na água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

<b>Cromo</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>SIG</b>
Período	1	0,81	0,81	0,22	*****
Pontos de amostragem	4	0,84	0,21	0,57	*****
Período * pontos de amostragem	4	0,19	0,39	1,35	0,28547
Resíduo	20	0,73	0,36		
Coeficiente de variação = 108,629					

GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = frequência; SIG = significância

### 5.3 Análises microbiológicas

#### 5.3.1 Contagem padrão em placa (PCA)

A contagem de microrganismos mesófilos aeróbios, também conhecida como contagem padrão em placas, é um procedimento que objetiva estimar o número total de bactérias presente na água, permitindo a verificação das condições higiênicas da mesma (Silva *et al.*, 2005).

A contagem total de mesófilos aeróbios em água fornece informações a respeito da qualidade bacteriológica do recurso hídrico de uma forma ampla, servindo como indicador da coexistência potencial de microrganismos patogênicos e oportunistas ao excederem certos níveis.

O número de unidades formadoras foi expresso em escala logarítmico devido o grande intervalo de valores. A Tabela 33 apresenta os log para PCA observado nos diferentes pontos de coleta.

Tabela 33: Log da contagem total de mesófilos aeróbios (UFC/100mL) observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.

Pontos	Período de estiagem			Média	DP*	Período de chuva			Média	DP*
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta			4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta		
P1	3,49	5,30	4,63	4,47	± 0,92	-	6,79	7,91	4,90	± 3,27
P2	5,86	3,77	8,98	6,20	± 2,62	-	6,09	9,47	5,19	± 3,46
P3	5,64	7,69	6,22	6,52	± 1,06	-	9,47	9,20	6,22	± 4,15
P4	5,55	5,92	5,60	5,69	± 0,20	-	7,17	8,87	5,35	± 3,56
P5	6,19	5,06	7,26	6,17	± 1,10	-	7,17	7,65	54,94	± 3,29

DP\* Desvio padrão

Os resultados demonstram uma variação de 0 a 9,47log, sendo que os maiores valores foram registrados, entre outros pontos, nas nascentes do rio. O elevado índice de microrganismos nesta localização pode ser explicado devido as condições do local amostrado, estando estes na proximidade de área de criação animal e apresentar pequeno fluxo de água.

Embora essas bactérias apresentem um metabolismo mesofílico, a temperatura da água não foi um fator determinante para o seu desenvolvimento, considerando que não houve alterações significativas ao longo do estudo.

Na análise da água coletada durante a 4ª coleta não foi observado crescimento bacteriano em nenhuma das amostras, fato totalmente incoerente, considerando que todos os ambientes são colonizados por microrganismos. Esse resultado não pode ser considerado um erro experimental, tendo em vista que, nas mesmas amostras foram isoladas bactérias específicas enriquecidas com meio de cultura específico. Possivelmente alguma condição ou fator diferenciado levou a seleção de microrganismos mais resistentes. No entanto, para confirmação dessa hipótese seria necessário estudos mais complexos das amostras de água, além de identificação a nível de espécie de todos os microrganismos isolados.



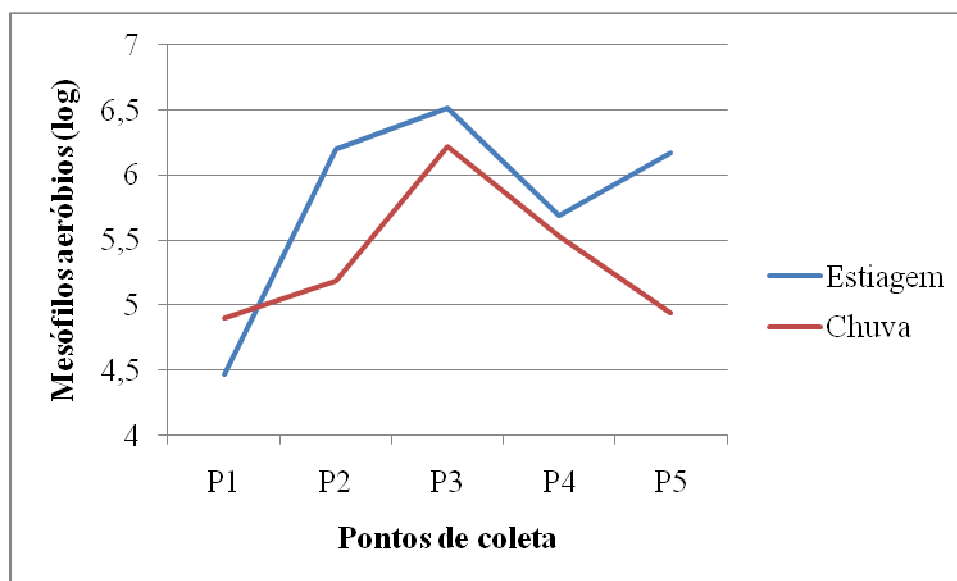


Figura 18: Variação da concentração média de mesófilos aeróbios na água durante o período de estiagem e chuva.

Tabela 34: Análise de variância para contagem total de mesófilos aeróbios em água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

PCA	GL	SQ	QM	F	SIG
Período	1	1,81	1,81	0,15	*****
Pontos de amostragem	4	8,62	2,15	0,17	*****
Período * pontos de amostragem	4	2,6	0,65	0,054	*****
Resíduo	20	242,34	12,11		
Coeficiente de variação = 108,629					

GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = frequência; SIG = significância

Em relação aos períodos em estudo, observa-se uma tendência a maior concentração de microrganismos em época de estiagem, provavelmente em função de fontes pontuais de contaminação e menor dissolução da carga poluidora (Figura 18).

Na análise de variância os fatores testados em função do PCA não apresentaram diferenças estatísticas com significância a 5% (Tabela 34).

### 5.3.2 *Escherichia coli*

Os resultados da determinação de coliformes termotolerantes estão demonstrados na Tabela 35. Os valores também são apresentados em escala logarítmica, para melhor visualização do resultado.

De acordo, com a Resolução CONAMA 357/2005 para rio classe II, os coliformes termotolerantes não deverão exceder um limite de 1000 número mais provável (NMP) por 100 mL em 80% ou mais das amostras analisadas durante o período de um ano com coletas bimestrais. Esse trabalho não seguiu exatamente o período de amostragem indicado pelo órgão ambiental, no entanto com exceção das coletas onde não houve identificação dessas bactérias, as demais estiveram acima do padrão em 100% das amostras, variando de 0 a 10,04log, sendo que o maior valor representa 11000000000 NMP/100mL.

Tabela 35: Log de coliformes termotolerantes (UFC/100mL) observado nos diferentes pontos de coleta no Rio Dourados/MS.

Pontos	Período de estiagem			Média	DP*	Período de chuva			Média	DP*
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta			4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta		
P1	4,36	6,38	6,87	5,87	± 1,33	4,36	5,96	-	3,44	± 3,08
P2	4,36	-	10,04	4,80	± 5,03	4,36	3,96	-	2,77	± 2,41
P3	4,36	8,07	4,36	5,60	± 2,14	-	6,38	4,36	3,58	± 3,26
P4	8,04	4,36	5,46	5,95	± 1,89	4,36	5,96	6,38	5,57	± 1,07
P5	7,66	4,36	5,04	5,69	± 1,74	4,36	6,38	5,96	5,57	± 1,07

DP\* Desvio padrão

Ribeiro (2006) cita que para o início de infecções bacterianas são necessárias cerca de 1000 NMP/mL células e para infecções causadas por vírus entéricos ou *E.coli* O157:H7 apenas 10 partículas infecciosas são suficientes. Por essa razão, mesmo em baixas concentrações, a presença destes microrganismos é preocupante.

Animais, os seres humanos e o ambiente, incluindo nascentes de rios podem servir como habitat de cepas virulentas de *E. coli* (Kuhnert *et al.*, 2000). A presença de *E. coli* patogênica em nascentes é sempre uma questão de saúde pública, tendo em vista que na ausência de água potável tratada, muitas comunidades rurais utilizam dessa água para o consume direto (Obi *et al.*, 2004).

Neste trabalho apenas identificou-se cepas indicativas de *Escherichia coli*, por confirmação de testes bioquímicos. No entanto, para identificação de estirpes patogênicas é necessário a realização de análises moleculares.

O período de estiagem compreendeu as maiores taxas de coliformes termotolerantes, assim como para o PCA, estando todas as médias acima do recomendado pelo CONAMA.

Episódios de chuvas favorecem o a arraste de substância para os rios, mas também promovem a dissolução de cargas poluidora. O alto índice de contaminação observado ao longo do rio sugere alterações antrópicas, ocasionadas provavelmente por descarte de esgoto não tratado (Figura 19). No entanto, na análise de variância não houve diferença estatística significativa dos fatores analisados em função da presença de *E. coli* (Tabela 36).

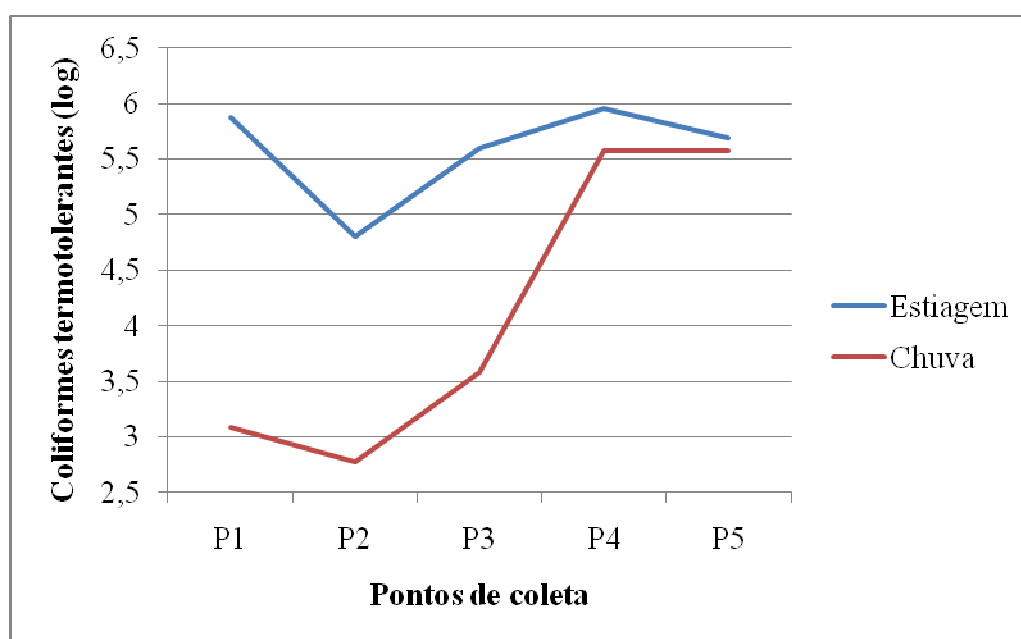


Figura 19: Variação da concentração média de coliformes termotolerantes na água durante o período de estiagem e chuva.

Tabela 36: Análise de variância para *Escherichia coli* em água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

<i>E. coli</i>	GL	SQ	QM	F	SIG
Período	1	14,6	14,6	2,19	0,15425
Pontos de amostragem	4	15,99	3,99	0,6	*****
Período * pontos de amostragem	4	6,75	1,68	0,25	*****
Resíduo	20	133,18	6,65		
Coeficiente de variação = 52,821					

GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = freqüência; SIG = significância

### 5.3.3 *Salmonella* sp.

Salmonelas patogênicas são frequentemente detectadas em esgoto, água doce, subterrâneas e em ambientes marinhos. Essas bactérias podem sobreviver por longos períodos em águas naturais, e a persistência dessas cepas ocasiona grande preocupação no que diz respeito à saúde pública. No entanto, a diversidade de espécies encontradas no ambiente natural ainda permanece desconhecida (Baudart *et al*, 2000).

Esses patógenos são comuns em águas residuais e podem chegar aos rios em função do descarte de água não tratada. Uma segunda via de contaminação provém de áreas de pastagens, consideradas fontes difusas de contaminação, as quais se intensificam principalmente devido a eventos de precipitação (Lemarchand e Lebaron, 2002).

No presente estudo, foram identificadas cepas indicativas de *Salmonella* sp em todos os pontos durante a primeira coleta. Na segunda, terceira e quarta coleta, com exceção das nascentes, em todas as outras localidades observou-se a presença de *Salmonella* sp. Já para as duas últimas coletas houve registro dessa bactéria nas três primeiras localizações e ponto cinco durante a quinta coleta (Tabela 37).

Em um estudo realizado por Baudart *et al* (2000) com o objetivo de fornecer informações a respeito da diversidade de *Salmonella* isoladas de água de rio, de amostras de esgoto e sedimentos, encontraram 14 sorotipos em águas residuais, ao passo que em águas de rio identificaram 35 sorotipos, sendo que dentre esses, 10 sorotipos foram específicos a eventos de precipitação, detectados somente em épocas de cheias, os quais, provavelmente eram provenientes de áreas de criação animal.

Na análise de variância fatorial, não houve diferença estatística significativa entre os pontos de amostragem e período da coleta, quanto à presença de salmonelas nas amostras de água (Tabela 38).

Tabela 37: Incidência de cepas indicativas de *Salmonella* sp. nas amostras de água do Rio Dourados-MS.

Pontos	Período de estiagem			Período de chuva		
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta
P1	+	+	+	+	+	+
P2	+	-	-	-	+	+
P3	+	+	+	+	+	+
P4	+	+	+	+	-	-
P5	+	+	+	+	+	-

+ = presença; - = ausência

Tabela 38: Análise de variância para *Salmonella* sp na água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

<i>Salmonella</i>	GL	SQ	QM	F	SIG
Período	1	0,13	0,13	1,00	0,32926
Pontos de amostragem	4	0,13	0,28	2,12	0,11534
Período * pontos de amostragem	4	0,86	0,21	1,62	0,20702
Resíduo	20	2,66	0,13		
Coeficiente de variação = 45,644					
GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = frequência; SIG = significância					

### 5.3.4 *Enterococcus* sp.

As principais aplicações da determinação da presença de *Enterococcus* sp são a avaliação de mananciais e corpos de água, a avaliação da qualidade da água tratada e o monitoramento das condições higiênicas de sistemas industriais (Jay, 2005).

Os Enterococos geralmente não ocorrem em águas e solos virgens ou não poluídos, por isso sua identificação pode dar indicação de contaminação fecal (humana ou animal).

Os resultados da incidência de cepas indicativas de *Enterococcus* sp nas amostras de água estão representados na Tabela 39.

Tabela 39: Incidência de cepas indicativas de *Enterococcus* sp. nas amostras de água do Rio Dourados-MS.

Pontos	Período de estiagem			Período de chuva		
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	5ª coleta	6ª coleta
P1	+	+	+	-	-	+
P2	-	-	+	+	-	+
P3	+	+	+	+	+	+
P4	+	+	+	+	+	+
P5	-	-	+	+	+	+

+ = presença; - = ausência

Observou-se a presença de *Enterococcus* sp. em todas as amostras coletadas nos pontos 3 e 4. Na sequência, os pontos que apresentaram maior número de registros foram P1, P5 e P2.

A análise de variância demonstrou valor significativo a 5% para o fator ponto de amostragem, em função da presença de Enterococos (Tabela 40), sendo que o Teste Tukey para este fator é apresentado na Tabela 41.

Tabela 40: Análise de variância para *Enterococcus* sp na água coletada em diferentes pontos durante dois períodos de amostragem.

<i>Enterococcus</i>	GL	SQ	QM	F	SIG
Período	1	0,26	0,26	0,00	*****
Pontos de amostragem	4	1,86	0,46	3,5	0,02538
Período * pontos de amostragem	4	1,33	0,33	2,5	0,07514
Resíduo	20	2,66	0,13		
Coeficiente de variação = 45,644					
GL = grau de liberdade; SQ = desvio padrão; QM = quadrado médio; F = frequência; SIG = significância					

Tabela 41: Teste Tukey aplicado para Enterococos, considerando os pontos de coleta.

Pontos de coleta	Médias	Comparações
3	1,0000	A
4	1,0000	A
1	0,6667	AB
5	0,6667	AB
2	0,3333	B

O resultado do Teste Tukey demonstra diferenças no índice de registros de cepas indicativas de Enterococos nos pontos de amostragem, sendo a nascente (Ponto 2) o local com menor índice.

## 5.4 Antibiograma

### 5.4.1 Resistência antimicrobiana

As bactérias são microrganismos presentes em praticamente todos os segmentos do ambiente e fundamentais na realização de processos como degradação da matéria orgânica, ciclo do nitrogênio, fermentação de substâncias, síntese de fármacos, entre outras funções. No entanto, existem inúmeras espécies com potencial patogênico, as quais são alvos frequentes de pesquisas minuciosas.

As medidas terapêuticas contra uma infecção bacteriana variam de uma simples hidratação a tratamentos severos com antibióticos potentes. Vários estudos demonstram que antimicrobianos de primeiro espectro ou escolha, antes eficazes contra alguns tipos de microrganismos, hoje não são mais indicados devido sua ação ineficiente.

De fato, o uso dos antibióticos contribui de forma singular no tratamento de muitas doenças e muitas pessoas são salvas graças a essas substâncias. Todavia, a utilização e consumo inadequado dos antimicrobianos geram graves conseqüências.

Existem dois tipos de resistência, a natural e a adquirida. Todos os indivíduos, independente de onde forem isolados, apresentam a resistência natural ou nata. Já a resistência adquirida, apenas algumas cepas apresentam, pois desenvolvem ao longo do tempo (Trabulsi e Alterthum, 2005).

Um microrganismo resistente pode ser lançado no meio ambiente já contendo esse perfil ou pode adquiri-lo quando em contato com agentes antimicrobianos. Além do âmbito hospitalar, essas substâncias desempenham papel fundamental na criação animal, como por exemplo, em pisciculturas e aviários, e até mesmo na agricultura.

Inúmeras pesquisas são realizadas para identificar e testar a susceptibilidade a antibióticos de microrganismos isolados em unidades hospitalares e seus efluentes, amostras biológicas e alimentos. No entanto, análises em amostras de água, especialmente em rios tem sido pouco evidenciada, desconsiderando que os recursos hídricos são portas para entrada direta na cadeia alimentar.

Com a automedicação muitas vezes pessoas consomem antibióticos sem ao menos saber se existe uma infecção bacteriana, tratam uma gripe com essas substâncias. Em outros casos, médicos receitam antimicrobianos de amplo espectro sem os dados laboratoriais a respeito do microrganismo que está tratando, muitas vezes pela demora dos resultados. Fatos esses que contribuem para o desenvolvimento de espécies cada vez mais resistentes.

Os benefícios existem para tudo aquilo que é descoberto e criado com a finalidade de promover bem estar e saúde. Tudo depende do conhecimento e uso adequado das coisas.

#### **5.4.2 *Enterococcus* sp.**

O perfil de resistência de cepas indicativas do gênero *Enterococcus* sp foi analisado para os seguintes antibióticos: ampicilina sulbactam, ciprofloxacina, eritromicina e vancomicina. De acordo com os resultados apresentados na figura 20, os

isolados bacterianos apresentaram susceptibilidade a todos os antibióticos testados. No entanto, esse caráter foi mais evidente para vancomicina e ampicilina subactam. Dentre as cepas caracterizadas como resistentes, 27,2% demonstraram esse perfil para ciprofloxacina, 22,7% para vancomicina e 13,6% para eritromicina e ampicilina subactam, respectivamente. A condição intermediária não foi observada somente para vancomicina, conforme observado na Figura 20.

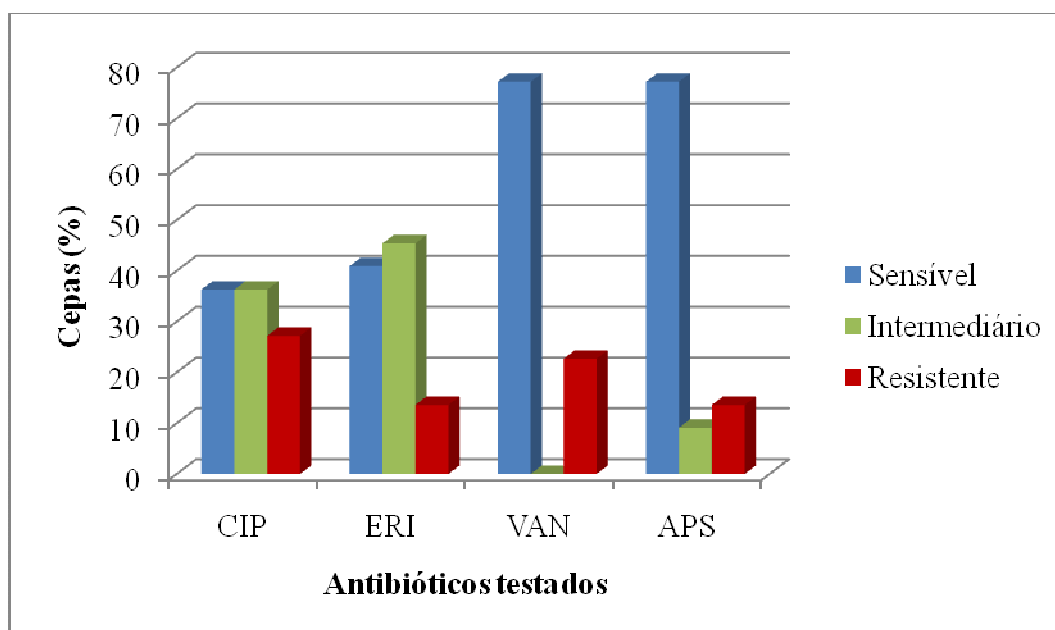


Figura 20: Susceptibilidade a antibióticos de cepas indicativas de *Enterococcus* sp. isoladas das amostras de água do Rio Dourados.

Antes da identificação de estirpes resistentes aos antibióticos nos finais dos anos 70, os enterococos eram considerados microrganismos inócuos, no entanto, nos últimos anos emergiram como um dos principais desafios clínicos para a medicina (Costa *et al.*, 2006).

Os antibióticos habitualmente ativos contra Enterococos são penicilina, ciprofloxacina, vancomicina, ampicilina e teicoplanina. Contudo, o aumento da resistência a alguns desses compostos, tem levado a alteração na escolha da terapia a ser utilizada contra infecções causadas por enterococos (Tuon e Filho, 2009).

A resistência dos Enterococos ao CIP, ERI e APS observada neste trabalho também foram descritas em outras pesquisas. Em uma análise da susceptibilidade antimicrobiana de *Enterococcus* isolados de amostras clínicas da cidade Porto Alegre, Azevedo *et al* (2004) relataram que 42,6% das cepas demonstraram resistência a



eritromicina, 22,6% para ciprofloxacina e 3,5% para ampicilina. No entanto, na mesma análise, para vancomicina não foi observado resistência. De acordo com Horner (2005) a resistência aos aminoglicosídeos, à ampicilina, à penicilina e à vancomicina tem se tornado um importante problema, contribuindo para a redução das opções de tratamento.

Enterococos resistentes à vancomicina foram descritos primeiramente na década de 80, aumentando cada vez mais sua incidência (Saraiva *et al.*, 1997). O gênero *Enterococcus* apresenta resistência intrínseca a vários antimicrobianos e também progressiva resistência adquirida a antimicrobianos comumente utilizados para tratar infecções enterocócicas (ex. ampicilina, aminoglicosídeos) A resistência à vancomicina é bem mais recente (Furtado *et al.*, 2005).

Embora o perfil de resistência à vancomicina não tenha sido encontrado na maioria das cepas durante o estudo, é de extrema importância a atenção dos órgãos de vigilância na possível disseminação desses microrganismos no meio ambiente, considerando que este antibiótico já é utilizado como medida terapêutica para tratar infecções causadas por enterococos multiresistentes.

Servais e Passerat (2009) em análise de amostras de água da Bacia do Rio Sena (França) também identificaram enterococos resistentes a eritromicina.

Informações a respeito da resistência antimicrobiana de Enterococos em amostras de água ainda é escassa, provavelmente em função do perfil de “bactéria de ambientes hospitalares”. No entanto, os resultados deste trabalho demonstram a presença desses indivíduos em componentes do ambiente, os rios. Além de comprovar a existência da condição de resistência frente a alguns antibióticos.

#### **5.4.3 *Escherichia coli***

Para realização dos testes de susceptibilidade de *Escherichia coli* foram utilizados os seguintes antibióticos: ampicilina sulbactam, estreptomicina, gentamicina, norfloxacin e trimetropim. A maior porcentagem de resistência refere-se a APS, sendo composta por 11,1% das cepas, seguido de 7,4% e 3,7% para GEN e EST, respectivamente (Figura 21).

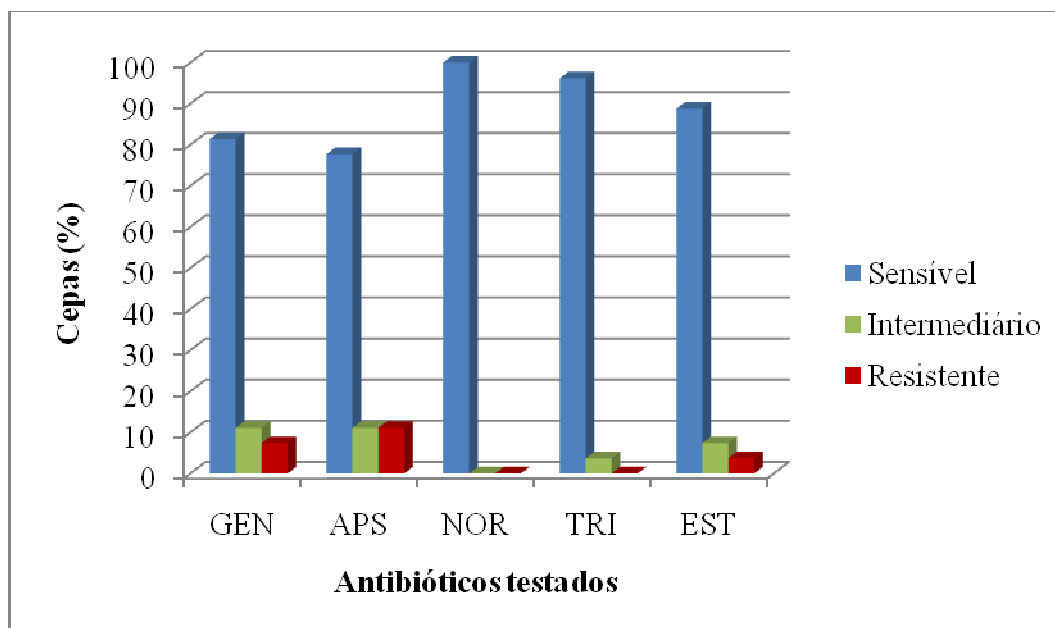


Figura 21: Susceptibilidade a antibióticos de cepas indicativas de *Escherichia coli*, isoladas das amostras de água do Rio Dourados.

Embora os resultados demonstrem uma taxa baixa de cepas de *Escherichia coli* resistentes a antibióticos, a presença de linhagens com esse perfil no meio ambiente constitui um problema, principalmente considerando aquelas que carregam o plasmídeo de resistência, pois a transferência deste plasmídeo entre linhagens taxonômicas próximas é um fato, e dessa forma contribui para a disseminação desse estado indesejável (Melo 2006).

*E. coli* resistentes foram identificadas por Reinthaler *et al* (2003) em lodo de esgoto a partir de três plantas de tratamento na Áustria. Observaram que as maiores taxas de resistência foram encontradas na planta que trata não somente do esgoto municipal, mas também do esgoto de um hospital. Dentre os agentes microbianos utilizados na pesquisa em questão, do grupo das penicilinas, a ampicilina foi o antibiótico que as cepas apresentaram maior resistência.

Melo (2006) em um estudo sobre o perfil de resistência de isolados de *E. coli* de amostras de água, observou que 20% das cepas demonstraram resistência a ampicilina e 98% e 96% respectivamente foram sensíveis a gentamicina e trimetropim, respectivamente.

Tendo em vista que os antibióticos são utilizados de maneira ampla na medicina humana e veterinária, como promotores de crescimento animal, em práticas agrícolas, entre outros usos, Servais e Passerat (2009) realizaram um estudo a fim de determinar a resistência de *Escherichia coli* e *Enterococcus* a diferentes antimicrobianos, em

amostras de água de rio, efluentes municipais coletados em estações de tratamento de esgoto, águas residuárias de hospital e água resultante do escoamento superficial e lixiviação do solos em áreas agrícolas. Para *E. coli* isoladas de efluentes urbanos as prevalências de resistência foram muito semelhantes as observadas em água de rio. Já em relação as águas residuárias de hospitais as taxas de resistência foram mais elevadas, quando comparadas aos rios e efluentes urbanos. Das cepas isoladas em esgoto hospitalar 35% foram resistentes a pelo menos cinco agentes antimicrobianos, contra 8% e 2% para águas residuais e rios, respectivamente. Em águas provenientes de regiões agrícolas a taxa de resistência foi baixa, não superior a 1%. Para Enterococos a mesma tendência foi observada.

Em amostras de água subterrâneas também tem sido evidenciado a presença de *E. coli* resistentes a antibióticos, como demonstra o trabalho realizado por Scheneider *et al* (2009) cujo objetivo foi determinar esse perfil em águas subterrâneas e superficiais em região de produção de suínos.

Resistência de *E. coli* a agentes antimicrobianos é uma condição freqüente, fato este, que leva a preocupações em relação as opções terapêuticas disponíveis.

Observou-se também uma alta sensibilidade dos isolados *E. coli* a todos os antibióticos testados, sendo que nenhuma cepa foi resistente a NOR e TRI. Dados que se assemelham a pesquisa de Webster *et al* (2004) os quais, identificaram *Escherichia coli* em estuários na Carolina do Sul, encontrando uma alta porcentagem de cepas sensíveis aos antimicrobianos e taxas relativamente baixa de resistência.

#### **5.4.4 *Salmonella* sp.**

Os antibióticos escolhidos para o teste de susceptibilidade de cepas de Salmonelas foram: Amicacina, amoxicilina + ácido clavulânico, ampicilina sulbactam, aztreonam, cefoxitina, cloranfenicol, tobramicina, tetraciclina e trimetropim/sulfazotrim.

Dentre os isolados de *Salmonella* sp 73,5% das cepas mostraram-se resistentes tetraciclina, 51,4% foram resistentes a cefoxitina e 41,1% foram resistentes a amoxicilina+ácido clavulânico, as demais apresentaram menor resistência (Figura 22).

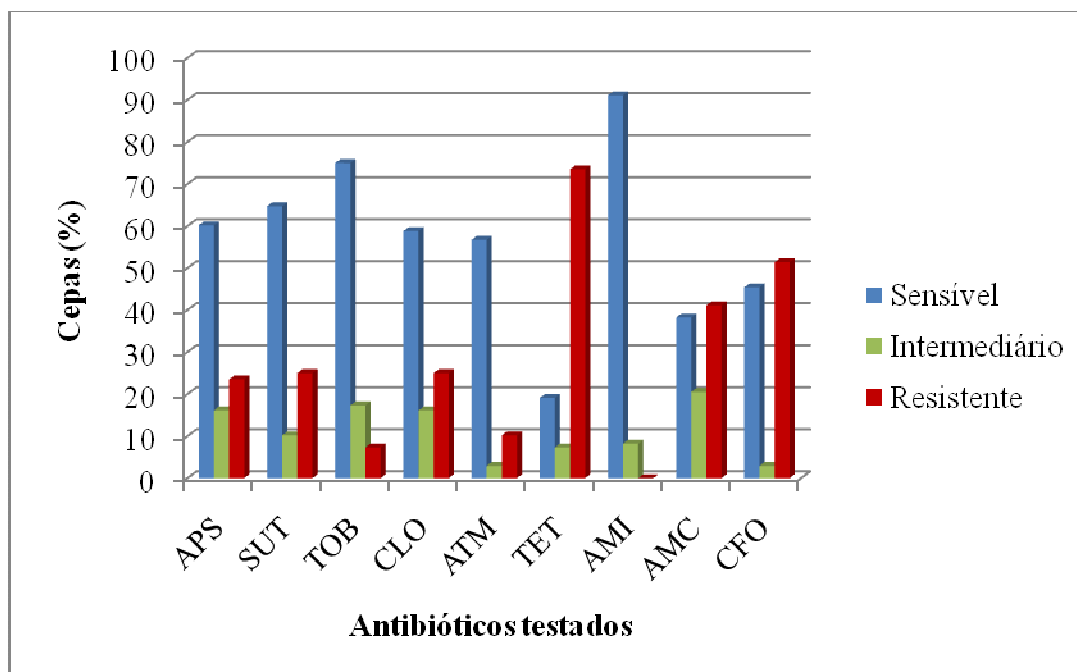


Figura 22: Susceptibilidade a antibióticos de cepas indicativas de *Salmonella* sp. isoladas das amostras de água do Rio Dourados.

O surgimento de cepas resistentes de *Salmonella* sp. é comum e este fato é agravado com a ampla utilização de antibiótico em rações animais, principalmente como promotores de crescimento (Cortez *et al*, 2006) evitando doenças, sintomas associados perda de peso, desidratação e mortalidade. Logo, essas bactérias são eliminadas no meio ambiente, podendo atingir os recursos hídricos pelo descarte de efluentes e até carreamento de excrementos pela chuva.

Os resultados demonstraram elevada taxa de resistência a tetraciclina e cefoxitina. De acordo com Cardoso *et al* (2006) a tetraciclina é de uso frequente na medicina e também já foi muito utilizado em rações de animais como promotor do crescimento. Os autores em questão identificaram 100% de resistência para tetraciclina, colistin, eritromicina e novobiocin em cepas de *Salmonella* isoladas a partir de carcaças de frango. A alta resistência a cefoxitina também merece atenção, tendo em vista que esse antibiótico é considerado de segunda geração, os quais tendem a ser mais eficientes aos mecanismos de resistência bacteriano.

Em uma análise sobre o perfil de resistência a antimicrobianos de *Salmonella* sp. isoladas de um sistema de tratamento de dejetos de suínos, Schmidt e Cardoso (2003) observaram resistência a todos os antibióticos utilizados como promotores ou terapêuticamente, sendo as maiores porcentagens para sulfonamida, tetraciclina, estreptomicina e sulfa/trimetoprima.

Figueiredo (2008) obteve em sua pesquisa um alto índice de cepas sensíveis ao cloranfenicol e tetraciclina, dentre outros. No entanto a maior resistência foi observada também para tetraciclina. Em sua análise, a autora identificou Salmonelas resistentes a antibióticos isoladas de ambientes estuarinos.

De acordo com os resultados observou-se também, maior sensibilidade das salmonelas ao antibiótico amicacina (AMI), seguido de tobramicina (TOB) e trimetropim/sulfazotrim (SUT), sendo a AMI o mais eficaz. Resultado semelhante foram descritos por Arvanitidou *et al* (1997), os quais observaram 100% de sensibilidade de cepas de Salmonela isoladas de água superficiais, frente a amicacina, dentre outros antimicrobianos.

## 6 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos neste estudo, em função do monitoramento da qualidade da água do Rio Dourados-MS, as seguintes conclusões foram observadas:

- A variável OD manteve-se dentro dos limites estabelecidos pela Resolução do CONAMA 357/05, durante todo o estudo, já o parâmetro turbidez apresentou valor superior no P1 durante a 4ª coleta;
- A amostra de água da nascente do rio, coletada durante a terceiro mês de amostragem, apresentou caráter levemente ácido em função do alto índice de microrganismos, já no ponto 1, durante a quarta coleta, observou-se queda no valor do pH devido um episódio de intensa precipitação que antecedeu o dia da coleta. Ambos os valores estão abaixo do indicado na Resolução Conama;
- Na determinação dos teores totais dos metais Cd e Pb, o ponto 1 apresentou, no geral, as maiores concentrações. Já para o Mg e Al, nos pontos 5 e 3, respectivamente, registrou-se as maiores médias. Com exceção da terceira localização, as demais estão próximas a áreas com plantações, favorecendo a carreamento de pesticidas para as águas. O elemento Cr não foi detectado acima dos limites;
- A análise microbiológica demonstrou um alto índice de mesófilos aeróbios, coliformes termotolerantes e presença de Salmonela e Enterococos. Os valores para *Escherichia coli* estão acima dos recomendados pela legislação em 27 das 30 amostras coletadas, sendo que a nascente do rio durante a terceira coleta apresentou valor superior em dez vezes;
- Foram isoladas cepas de *Escherichia coli*, *Salmonella* sp. e *Enterococcus* sp. resistentes a antibióticos em vários pontos ao longo do curso do Rio Dourados. No entanto o maior índice de resistência foi observado para *Salmonella* sp. frente ao antibiótico tetraciclina;
- A análise de variância fatorial, seguido do Teste Tukey, mostrou diferenças estatísticas significativas a 5% em relação aos dois períodos de estudo, estiagem e chuva, para os parâmetros temperatura, pH, sólidos totais, turbidez e manganês;

- Conclui-se que, a qualidade da água do Rio Dourados está comprometida em relação a alguns parâmetros, dentre eles metais pesados, além da contaminação por microrganismos resistentes. Torna-se de imprescindível importância a atenção dos órgãos ambientais em função da degradação desse manancial, o qual é de fundamental importância para a população da cidade de Dourados.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Disponível em <http://www.ana.gov.br>  
Acesso em: 03/08/10.

ALMEIDA, M. A. B; SCHWARZBOLD, A. Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v. 8, n.1, p. 81–97, 2003.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 18 ed., New York, 1998.

ANDRE, P.; METZGER, C.; PETEY, S.; MULLER, D.; VIDON, D. J. Chemiluminescence of enterococci isolates from freshwater. *FEMS Microbiology Letters*. p. 123–129, 2005.

ARVANITIDOU, M.; KANELLOU, K.; VAGIONA, D. G. Diversity of *Salmonella* spp. and fungi in northern Greek rivers and their correlation to fecal pollution indicators. *Environmental Research*. v. 99, n. 2, p. 278-284, 2005.

ARVANITIDOU, M.; TSAKRIS, A.; CONSTANTINIDIS, T. C.; KATSOUYANNOPOULOS, V. C. Transferable antibiotic resistance among *Salmonella* strains isolated from surface waters. *Waters Research*. v. 31, n. 5, p. 1112-1116, 1997.

ASCHNER, M. Manganese: Brain Transport and Emerging Research Needs. *Environmental Health Perspectives*. v. 108, 2000.

AZEVEDO, P. A.; DIAS, C. A. G.; LEMOS, S. K.; BITTENCOURT, J. A. F.; TEIXEIRA, L. M. Antimicrobial susceptibility among *Enterococcus* isolates from de city of Porto Alegre, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Microbiology*. v. 35, p. 199-204, 2004.

BAIRD, C. Química Ambiental. Ed. Bookman, 2ª ed. Porto Alegre, 2002

BAQUERO, F.; MARTINEZ, J. L.; CANTÓN, R. Antibiotics and antibiotic resistance in water environments. *Current Opinion in Biotechnology*. v. 19, p. 260-265, 2008.

BAUDART, J.; LEMARCHAND, K.; BRISABOIS, A.; LEBARON, P. Diversity of *Salmonella* Strains Isolated from the Aquatic Environment as Determined by Serotyping and Amplification of the Ribosomal DNA Spacer Regions. *Applied and Environmental Microbiology*. p. 1544–1552, 2000.



BENGRINE, K.; MARHABA, T. F. Using principal component analysis to monitor spatial and temporal changes in water quality. *Journal of Hazardous Materials*. p. 179-195, 2003.

BERRÊDO, J. F.; COSTA, M. L.; PROGENE, M. P. S. Efeitos das variações sazonais do clima tropical úmido sobre as águas e sedimentos de manguezais do estuário do rio Marapanim, costa nordeste do Estado do Pará. *Acta Amazonica*. v. 38, p. 473-482, 2008.

BILOTTA, G. S.; BRAZIER, R. E. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*. v. 42, p. 2849-2861, 2008.

BONDY, S. C. The neurotoxicity of environmental aluminum is still an issue. *NeuroToxicology*. v. 31, p. 575-581, 2010.

BORGES, L. P.; BRANDÃO, R.; GODOI, B.; NOGUEIRA, C. W.; ZENI, G. Oral administration of diphenyl diselenide protects against cadmium-induced liver damage in rats. *Chemico-Biological Interactions*. v. 171, p. 15-25, 2008.

BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Conselho Nacional do Meio Ambiente – Ministério do Meio Ambiente. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, nº 53, p. 58-63, 18 de março de 2005.

BRENNER, F. W.; VILLAR, R.G.; ANGULO, F. J.; TAUXE, R.; SWAMINATHAN, B. *Salmonella* nomenclature. *Journal of Clinical Microbiology*, v. 38, n.7, p. 2456 – 2467, 2000.

CARDOSO, M. O.; RIBEIRO, A. R.; SANTOS, L. R.; PILOTTO, F.; MORAES, H. L. S.; SALLE, C. T. P.; ROCHA, S. L. S.; NASCIMENTO, V. P. Antibiotic resistance in *Salmonella* Enteritidis isolated from broiler carcasses. *Brazilian Journal of Microbiology*. v.37, p. 368-371, 2006.

CASTANIA, J. Qualidade da água utilizada para consumo em escolas públicas municipais de ensino infantil de Ribeirão Preto-SP. Dissertação (Mestrado em Enfermagem em Saúde Pública). Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto. Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto, 2009.

CERVANTES, C.; CAMPOS-GARCÍA, J.; DEVARIS, S.; GUTIERRES-CORONA, F.; LOZA-TAVERA, H.; TORRES-GUSMAN, J. C.; MORENO-SANCHES, R. Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS Microbiology Reviews*. v. 25, p. 335-347, 2001.

CETESB- Centro Tecnológico de Saneamento Básico. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 03/02/11.

CETESB- Centro Tecnológico de Saneamento Básico. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Séries Relatórios. Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, 2009. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 03/02/11.

COELHO, R. C. T. P. Avaliação das bacias hidrográficas dos Arroios Caçador e Tiririca na Floresta Nacional de Canela, com ênfase na qualidade da água e ocupação do solo das áreas de preservação permanente ripárias. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Instituto de Biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2008.

CORBI, J. J.; STRIXINO, S. T. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). *Quimica Nova*. v. 29, n. 1, p. 61-65, 2006.

CORTEZ, A. L. L.; CARVALHO, A. C. F. B.; IKUNO, A. A.; BURGER, K. P. VIDAL-MARTINS, A. M. C. Resistência antimicrobiana de cepas de *Salmonella* sp. isoladas de abatedouros de aves. *Arq. Inst. Biol.* v.73, n.2, p.157-163, 2006.

COSTA, P. M.; NUNES, T.; VAZ-PIRES, P.; BERNARDO, F. Reprodutibilidade e especificidade dos métodos de detecção de *Enterococcus* spp. em águas e lamas colhidas em estações de tratamento de águas residuais. *Revista Portuguesa de Ciências Veterinárias*. v. 101, p. 273-281, 2006.

COTTA, J. A. O.; REZENDE, M. O. O.; PIOVANI, M. R. Avaliação do teor de metais em sedimento do Rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – Petar, São Paulo, Brasil. *Quimica Nova*. v. 29, n. 1, p. 40-45, 2006.

COX, B. A. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. *The Science of the Total Environment*. p. 335–377, 2003.

DEVRIESE, L. A.; POT, B.; DAMME, L. V.; KERSTERS, K.; HAESBROUCK, F. Identification of *Enterococcus* species isolated from foods of animal origin. *J. Food Microbiology* v. 26 p. 187-197, 1995.

EDBERG, S.C.; RICE, E. W.; KARLIN, R.J.; ALLEN, M.J. *Escherichia coli* :The best biological drinking water indicator for public health protection. *J.Applied Microbiology*. 88: 106S-116S, 2000.

FELLENBERG, Gunter. Introdução aos problemas da poluição ambiental. São Paulo. EPU: Springer. Ed. da Universidade de São Paulo, 1980 *apud* RIBEIRO, E. V. Avaliação da qualidade da água do Rio São Francisco no segmento entre Três Marias e Pirapora-MG: Metais pesados e atividades antropogênicas. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Geociências. Belo Horizonte, 2010.

FIGUEIREDO, F. V. Susceptibilidade a antimicrobianos e resistência plasmidial de cepas de *Salmonella* spp isoladas de dois estuários do estado do Ceará-Brasil. Tese (Doutorado em Aqüicultura) Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho. Jaboticabal, 2008.

FURTADO, G. H. C.; MARTINS, S. T.; COUTINHO, A. P.; SOARES, G. M. M.; WEY, S. B.; MEDEIROS, E. A. S. Incidência de Enterococcus resistente à vancomicina em hospital universitário no Brasil. *Revista de Saúde Pública*. v. 39, n. 1, p. 41-46, 2005.

GAMA, N.M.S.Q. *Salmonella* spp em aves de postura comercial. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Universidade Estadual de São Paulo. Jaboticabal, 2001.

GERBER, G. B.; LÉONARD, A.; HANTSON, Ph. Carcinogenicity, mutagenicity and teratogenicity of manganese compounds. *Critical Reviews in Oncology/Hematology*. v. 42, p.25-34, 2002.

GONÇALVES Jr, A. C.; PESSOA, A. C. S. Fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio, em soja cultivada em argissolo vermelho eutrófico a partir de adubos comerciais. *Scientia Agraria*. v.3, n.1-2, p.19-23, 2002.

GONÇALVES, V. C.; MEURER, E. J.; TATSCH, F. R. P.; CARVALHO, S. A.; NETO, O. A. S. Biodisponibilidade de cádmio em fertilizantes fosfatados. *Revista Brasileira Ciência do Solo*. v. 32, p. 2871-2875, 2008.

GONI-URRIZA, M.; CAPDEPUY, M.; ARPIN, C.; RAYMOND, N.; CAUMETTE, P.; QUENTIN, C. Impact of an Urban Effluent on Antibiotic Resistance of Riverine *Enterobacteriaceae* and *Aeromonas* spp. *Applied and Environmental Microbiology*. v. 66, n. 1, p. 125-132, 2000.

HADDAD, E. A. Influência antrópica na qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio São Miguel, Carste do Alto São Francisco, Minas Gerais. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Geociências. Belo Horizonte, 2007.

HARTER, L. V. L. Aspectos físico-químicos e microbiológicos do Rio Uberabinha – Um diagnóstico da qualidade da água no município de Uberlândia (MG). Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Faculdade de Engenharia Civil. Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, 2007.

HÖRNER, R.; LISCANO, M. G. H.; MARASCHIN, M. M.; SALLA, A.; MENEGHETTI, B.; FORNO, N. F. D.; RIGHI, R. A. Suscetibilidade antimicrobiana entre amostras de *Enterococcus* isoladas no Hospital Universitário de Santa Maria. *Jornal Brasileiro de Patologia e Medicina Laboratorial*, v. 41, n. 6, p. 391-395, 2005.

- JAY, J.M. Microbiologia de alimentos. Porto Alegre: Artmed. 6 ed., 711p, 2005.
- KAPER, J.B.; NATARO, J.P.; MOBLEY, H.L.T. Pathogenic *Escherichia coli*. *Nature Reviews*. vol. 2, 2004.
- KAUSHIK, A.; KANSAL, A.; MEENA, S.; KUMARI, S.; KAUSHIK, C. P. Heavy metal contamination of river Yamuna, Haryana, India: Assessment by Metal Enrichment Factor of the Sediments. *Journal of Hazardous Materials*. p.265-270, 2009.
- KOMJAROVA, I; BLUST, R. Multi-metal interactions between Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in water flea *Daphnia magna*, a stable isotope experiment. *Aquatic Toxicology*. v. 90, p. 138-144, 2008.
- KUHNERT, P.; BOERLIN, P.; FREY, J. Target genes for virulence assessment of *Escherichia coli* isolated from water, food and environment. *FEMS Microbiol. Rev.* 24:107-117, 2000.
- KUMMERER, K. Resistance in the environment. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*. v. 54, p. 311-320, 2004.
- LEE, J. D. Química Inorgânica não tão Concisa. Ed. Edgard Blucher, 1996.
- LEMARCHAND, K.; LEBARON, P. Influence of mutation frequency on the persistence of *Salmonella enterica* serotypes in natural waters. *FEMS Microbiology Letters*. n. 41, p. 125-131, 2002.
- LEVINA, A.; LAY, P. A. Chemical Properties and Toxicity of Chromium(III) Nutritional Supplements. *Chem. Res. Toxicol.* v. 21,n. 3, 2008.
- LI, S.; GU, S.; LIU, W.; HAN, H.; ZHANG, Q. Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China. *Catena*. p. 216-222, 2008.
- LOPES, J. F.; SILVA, C. Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the Ria de Aveiro lagoon. *Ecological modelling*. p.67-88, 2006.
- MATO GROSSO DO SUL. Microbacia Hidrográfica do Rio Dourados: diagnóstico e implantação da rede básica de monitoramento da qualidade das águas. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Fundação Estadual de Meio Ambiente Pantanal. Coordenadoria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental. Campo Grande, MS, 2000
- MELO, S. K. Caracterização de fatores de virulência em amostras de *Escherichia coli* isoladas de lagoas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. Dissertação (Mestrado em Engenharia ambiental) Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, 2006.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. *Rev Panam Salud Publica*. v. 15, n. 2, p. 119-129, 2004

MORTVEDT, J.J. Cadmium levels in soils and plants from some long-term soil fertility experiments in United States of America. *Journal of Environmental Quality*. v.16, p.137-142, 1987. *Apud* CAMPOS, M. L.; SILVA, F. N.; NETO, A. E. F.; Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. *Pesquisa agropecuária brasileira*. v.40, n.4, p.361-367, 2005.

MUNHOZ, P. M. Monitoramento ambiental em região contaminada por chumbo. Tese (Doutorado em Clínica Veterinária, Sub-área Ecotoxicologia). Universidade Estadual Paulista, 2010.

MURRAY, B. E. The Life and Times of the *Enterococcus*. *Clinical Microbiology Reviews*, vol.3 p. 46-65, 1990.

NOGUEIRA, G.; NAKAMURA, C. V.; TOGNIM, M. C. B.; FILHO B. A. A.; DIAS, B. P. F. Qualidade microbiológica de água potável de comunidades urbanas e rurais, Paraná. *Revista de Saúde Pública*. v. 37, n. 2, p.232- 236, 2003.

OBI, C. L.; GREEN, E.; BESSONG, P. O.; VILLIERS, B.; HOOSEN, A. A.; IGUMBOR, E. O.; POTGIETER, N. Gene encoding virulence markers among *Escherichia coli* isolates from diarrhoeic stool samples and river sources in rural Venda communities of South África. *Water SA*. vol. 30, n. 1, 2004.

OGIER, J.; SERROR, P. Safety assessment of dairy microorganisms: The *Enterococcus* genus. *International Journal of Food Microbiology* .p. 291–301, 2008.

OLIVEIRA, M. R. Investigação da Contaminação por Metais Pesados da Água e do Sedimento de Corrente nas margens do Rio São Francisco e tributários, a jusante da Represa da Cemig, no município de Três Marias, Minas Gerais. Tese (Doutorado em Geologia). Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Geociências. Belo Horizonte, 2007.

PAOLIELLO, M.M.B.; CHASIN, A.A.M. Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos. Salvador: CRA, 2001. 144p. *Apud* MUNHOZ, P. M. Monitoramento ambiental em região contaminada por chumbo. Tese (Doutorado em Clínica Veterinária, Sub-área Ecotoxicologia). Universidade Estadual Paulista, 2010.

PEIJNENBURG, W. J. G. M.; VIJVER, M. G. Metal-specific interactions at the interface of chemistry and biology. *Pure and Applied Chemistry*. v. 79, n. 12, p. 2351–2366, 2007.

PEKÁROVÁ, P.; MIKLÁNEK, P.; HALMOVÁ, D.; ONDERKA, M.; PEKÁR, J.; KUCÁROVÁ, J.; LIOVÁ, S.; SKODA, P. Long-term trend and multi-annual variability of water temperature in the pristine Bela River basin (Slovakia). *Journal of Hydrology*, 2011.

PERAZA, M. A.; AYALA-FIERRO, F.; BARBER, D. S.; CASAREZ, E.; RAEL, L. T. Effects of Micronutrients on Metal Toxicity. *Environmental Health Perspectives*. v.106, 1998.

PERTSEMLI, E.; VOUTSA, D. Distribution of heavy metals in Lakes Doirani and Kerkini, Northern Greece. *Journal of Hazardous Materials*. v. 148, p. 529-537, 2007.

REINTHALER, F. F.; POSCH, J.; FEIERL, G. WUST, G.; HAAS, D.; RUCKENBAUER, G.; MASCHER, F.; MARTH, E. Antibiotic resistance of E. coli in sewage and sludge. *Water Research* v. 37, p. 1685–1690, 2003.

RIBEIRO, D. A. “*Escherichia coli* isoladas de água de consumo; caracterização fenotípica e genotípica das propriedades de virulência”. Dissertação (Mestrado em Genética e Biologia Molecular) Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2006.

RIBEIRO, E. V. Avaliação da qualidade da água do Rio São Francisco no segmento entre Três Marias e Pirapora-MG: Metais pesados e atividades antropogênicas. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Geociências. Belo Horizonte, 2010.

RODRIGUES, O. M. P.; CARNIER, L. E. Avaliação do desenvolvimento geral de crianças de um a cinco anos de idade contaminadas por chumbo. *Interação em Psicologia*. v. 11, n. 2, p. 269-279, 2007.

SARAIVA, I. H.; JONES, R. N., ERWIN, M.; SADER, H. S. Avaliação da sensibilidade a antimicrobianos de 87 amostras clínicas de enterococos resistentes à vancomicina. *Revista da Associação Médica Brasileira*. v. 43, n. 3, p. 217-222, 1997.

SCHENEIDER, R. N.; NADVORNY, A.; SCHMIDT, V. Perfil de resistência antimicrobiana de isolados de *Escherichia coli* obtidos de águas superficiais e subterrâneas, em área de produção de suínos. *Biotemas*. v. 22, n. 3, p. 11-17, 2009.

SCHMIDT, V.; CARDOSO, M. R. I. Sobrevivência e perfil de resistência a antimicrobianos de *Salmonella* sp. isoladas em um sistema de tratamento de dejetos de suínos. *Ciência Rural*. v. 33, n. 5, p. 881-888, 2003.

SERVAIS, P.; PASSERAT, J. Antimicrobial resistance of fecal bacteria in waters of the Seine river watershed (France). *Science of the Total Environment*. v. 408, p. 365-372, 2009.

SILVA, E. C.; 1, FREGONEZE, J. Efeitos de metais pesados sobre o controle central do equilíbrio hidroeletrólítico. *Revista de Ciências Médicas e Biológicas*. v. 1, n. 1, p. 116-123, 2002.

SILVA, N.; NETO, R. C.; JUNQUEIRA, V.C.A.; SILVEIRA, N. F. A. Manual de Métodos de Análise Microbiológica de Água. Ed. Varela. v. 1. p. 165, 2005.

TAKEDA, A. M anganese action in brain function. *Brain Research Reviews*. v. 41, p. 79-87, 2003.

TAO, R.; YING, G.; SU, H.; ZHOU, H., SIDHU, J. P. S. Detection of antibiotic resistance and tetracycline resistance genes in Enterobacteriaceae isolated from the Pearl rivers in South China. *Environmental Pollution*. v. 158, p. 2101-2109, 2010.

TENAILLON, O.; SKURNIK, D.; PICARD, B.; DENAMUR, E. The population genetics of commensal *Escherichia coli*. *Nature reviews*. vol. 8, 2010.

TRABULSI, L. R.; ALTERTHUM, F. Microbiologia. Ed Atheneu. São Paulo, 2005.

TUON, F. F.; FILHO, S. R. P. Controle e tratamento de *Enterococcus* resistente a vancomicina (VRE). *Prática Hospitalar*. n. 62, 2009.

WAALKES, M. P. Cadmium carcinogenesis in review. *Journal of Inorganic Biochemistry*. v. 79, p. 241-244, 2000.

WEBSTER, L. F.; THOMPSON, B. C.; FULTON, M. H.; CHESTNUT, D. E.; DOLAH, R. F. V.; LEIGHT, A. K.; SCOTT, G. I. Identification of sources of *Escherichia coli* in South Carolina estuaries using antibiotic resistance analysis. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. v. 298, p. 179-195, 2004.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Trace Elements in Human Nutrition and Health. Geneva, 1996.