

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS**  
**NATURAIS**

***“IMPACTOS DAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS SOBRE A  
COMUNIDADE DOS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DO  
RIO CUIABÁ NO PERÍMETRO URBANO DAS CIDADES DE CUIABÁ E  
VÁRZEA GRANDE-MT”***

**João Batista Lima**

**São Carlos-SP**

**2002**

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da  
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

L732ia	<p>Lima, João Batista</p> <p>Impactos das atividades antrópicas sobre a comunidade dos macroinvertebrados bentônicos do Rio Cuiabá no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande – MT / João Batista Lima. – São Carlos : UFSCar, 2002. 146 p.</p> <p>Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, 2002.</p> <p>1. Rios – ecologia. 2. Água – qualidade. 3. Macroinvertebrados bentônicos. 4. Poluição. 5. Poluição urbana. 6. Rio Cuiabá – MT. I. Título.</p> <p>CDD: 574.526323 (20<sup>a</sup>)</p>
--------	--

---

**JOÃO BATISTA LIMA**

**ORIENTADORA:**

---

**PROR<sup>a</sup>. DR<sup>a</sup>. ALAÍDE APARECIDA FONSECA GESSNER**

À Sônia, minha esposa, e aos meus  
filhos Gláucia, William e Wilken pelo  
incentivo, carinho, paciência e  
compreensão.

## AGRADECIMENTOS

- A Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Alaíde Aparecida Fonseca Gessner pela orientação, apoio acadêmico e, acima de tudo, pela amizade e incentivo durante todo o desenvolvimento dessa Tese.
- Ao corpo docente e a Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais pela contribuição dada na formação acadêmica;
- A Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Suzana Trivinho-Strixino pela amizade e ensinamentos valiosos em muitos momentos deste trabalho;
- Aos Prof<sup>ºs</sup>. Dr<sup>ºs</sup>. Odete Rocha, Ivã de H. Moreno, Maria da Graça G. Melão e José Salatiel R. Pires pela participação na Banca de Qualificação e pelas sugestões dadas para o enriquecimento da tese;
- Ao Prof<sup>º</sup> Dr. Carlos Eduardo Mateus pelo incentivo e apoio, e a sua família pela amizade dedicada;
- A CAPES pelo apoio financeiro na concessão da bolsa de estudo;
- A FAPEMAT – Fundação de Apoio a Pesquisa do Estado de Mato Grosso – pelo aporte financeiro para a implementação do projeto “Sistema Integrado de Monitoramento da Bacia do Rio Cuiabá” – SIBAC, no qual essa Tese está inserida;
- A Prof<sup>ª</sup> Dr<sup>ª</sup> Eliana Beatriz N. Rondon Lima por compartilhar os momentos difíceis na operacionalização desse projeto e pela forma dinâmica e responsável na coordenação do projeto SIBAC, dando suporte para que os objetivos das teses envolvidas fossem alcançados;
- Aos colegas do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental que assumiram minhas atividades acadêmicas, condicionando o meu afastamento para o Doutorado;
- Aos bolsistas de iniciação científica, Marizeti e Alaíde da equipe do projeto SIBAC;
- A Rúbia, bolsista de iniciação científica, pela imensa contribuição dada na identificação dos macroinvertebrados bentônicos;
- As estagiárias Patrícia, Greiziel, Taína e Juliana, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, pelo auxílio nos trabalhos de campo e na triagem do material biológico;

- Ao Chico, pelo excelente trabalho profissional na condução do barco no rio Cuiabá durante os dois anos de monitoramento; e aos técnicos de laboratórios da Engenharia Sanitária e Ambiental, Lourival, Wilson, Jonas, José Pedro e Belmiro;
- Ao colega Irineu Francisco Neves, da UFMT, por compartilhar as dificuldades encontradas durante nossa permanência em São Carlos;
- Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Fábio (Capilé), Leny, Inácio, Juliano, Rui, Patrícia, Márcia e Francisco pela convivência saudável e pela solidariedade.
- A todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para elaboração desta tese.

## SUMÁRIO

<b>Lista de Figuras</b>	<b>x</b>
<b>Lista de Tabelas</b>	<b>xiv</b>
<b>Resumo</b>	<b>xvi</b>
<b>Abstract</b>	<b>xvii</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b>	
<b>1.1 – Considerações Gerais</b>	<b>1</b>
<b>1.2 – Monitoramento Biológico</b>	<b>3</b>
<b>1.3 – Fauna Bentônica</b>	<b>6</b>
<b>1.4 – Substrato Artificial</b>	<b>7</b>
<b>2. OBJETIVOS</b>	<b>9</b>
<b>3. ÁREA DE ESTUDO</b>	<b>10</b>
<b>3.1 – LOCALIZAÇÃO</b>	<b>10</b>
<b>3.2 - BACIA DO RIO CUIABÁ</b>	<b>10</b>
<b>3.2.1– Localização e Aspectos Gerais</b>	<b>10</b>
<b>3.2.2 – Hidrografia</b>	<b>13</b>
<b>3.2.3 - Geologia, Geomorfologia e Vegetação</b>	<b>14</b>
<b>3.2.4 – Uso e ocupação do solo</b>	<b>16</b>
<b>3.2.5 – Aspectos hidrológicos</b>	<b>21</b>
<b>3.2.6 – Aspectos Demográficos</b>	<b>23</b>
<b>3.2.7 - Usos Múltiplos da Água na Bacia</b>	<b>23</b>
<b>3.2.7.1. Abastecimento de Água</b>	<b>24</b>
<b>3.2.7.2. Irrigação</b>	<b>24</b>
<b>3.2.7.3. Geração de Energia</b>	<b>24</b>
<b>3.2.7.4. Diluição de Despejo</b>	<b>25</b>
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>29</b>
<b>4.1 – Amostragem</b>	<b>29</b>
<b>4.2 - Pontos de Amostragem</b>	<b>29</b>
<b>4.3 – Coleta de Material</b>	<b>34</b>
<b>4.3.1 – Substrato Artificial</b>	<b>34</b>

4.3.2 – Água	35
4.3.3 - Frequência das Amostras	35
4.4 - Variáveis Climatológicas	36
4.5 - Variáveis Hidrodinâmicas	36
4.6 – Procedimentos Analíticos	37
4.6.1 - Variáveis Físicas e Químicas da Água	37
4.6.2 - Material Biológico	38
4.7 - Tratamento dos Dados	40
4.7.1 – Variáveis Físicas e Químicas	40
4.7.2 - Variáveis Biológicas	40
4.7.2.1 - Densidade Total	40
4.7.2.2 - Abundância Relativa	41
4.7.2.3 – Riqueza	41
4.7.2.4 - Índice de Diversidade de Shannon-Wiener	41
4.7.2.5 – Equitabilidade	41
4.7.3 - Análises Multivariadas	42
5. RESULTADOS	43
5.1 – Variáveis Climatológicas e Hidrológica	43
5.1.1 – Temperatura do ar	43
5.1.2 – Precipitação pluviométrica	43
5.1.3 – Vazão	44
5.2 – Variáveis Limnológicas	45
5.2.1 – Temperatura da água	45
5.2.2 – Potencial hidrogeniônico – pH	46
5.2.3 – Alcalinidade total	47
5.2.4 – Condutividade elétrica	48
5.2.5 – Cor	49
5.2.6 – Turbidez	50
5.2.7 – Transparência	51
5.2.8 – Oxigênio dissolvido – OD	52
5.2.9 – Demanda bioquímica de oxigênio – DBO	53



5.2.10 – Demanda química de oxigênio – DQO	55
5.2.11 – Nitrogênio total Kjeldahl – NTK	57
5.2.12 – Fósforo total	58
5.2.13 – Sólidos totais – ST	59
5.2.14 – Sólidos totais fixos – STF	60
5.2.15 – Sólidos totais voláteis – STV	61
5.2.16 – Análises Multivariadas	62
5.2.16.1 – Análises de Componentes Principais	62
5.2.16.2 - Análises de Conglomerados Hierárquicos – “Cluster”	66
5.3 – Variáveis Bióticas	68
5.3.1 – Composição taxonômica e abundância faunística	68
5.3.1.1 – Densidade Total	70
5.3.1.2 – Ocorrência espacial e temporal da taxocenose macrobentônica	73
5.3.1.3 – Abundância Relativa	78
5.3.1.4 – Riqueza	90
5.3.1.5 – Equitabilidade	92
5.3.1.6 – Índice de Diversidade de Shannon-Wiener	93
5.3.1.7 – Análises de Similaridades – “Clusters”	97
6 – DISCUSSÃO	100
6.1–Variáveis climatológicas e hidrológicas	100
6.2 – Variáveis limnológicas	101
6.3 – Análises Multivariadas	113
6.4 – Variáveis biológicas	116
7 – CONCLUSÕES	127
8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	130
9 – ANEXO	146

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Bacia Hidrográfica do rio Cuiabá.	12
Figura 2 - Caracterização dos trechos da Bacia do Rio Cuiabá	13
Figura 3 - Classes de Ocupação Correspondente à Bacia do Rio Cuiabá – Perímetro Urbano das Cidades de Cuiabá e Várzea Grande – Mato Grosso.	20
Figura 4 - Percentuais das Categorias por Sub-Bacia das Cidades de Cuiabá e Várzea Grande - Mato Grosso – 1999.	21
Figura 5 - Variação da Vazão Média na Estação do Porto, em Cuiabá – Mato Grosso – 1999/2000.	22
Figura 6 - Mapa de localização das sub-bacias do rio Cuiabá no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande–MT com Identificação das principais ETE's.	28
Figura 7 - Diagrama unifilar da área de estudo no rio Cuiabá.	32
Figura 8 - Localização da Bacia do rio Cuiabá e representação esquemática da área de estudo e das Estações de amostragem.	33
Figura 9 - Substrato artificial e fixador de fundo utilizados para colonização da taxocenose macrobentônica.	34
Figura 10 – Materiais utilizados na triagem – Bandejas e luminária.	39
Figura 11 – Materiais utilizados na pesquisa – Microscópio binocular com Platina móvel (Marca Askania/Zeiss), Lupa estereoscópica c/ assessório de câmara clara (Marca Askania/Zeiss), substrato e peneira de lavagem.	39
Figura 12 - Variação dos valores mensais médios de precipitação na área de estudo – 1999/2000.	44
Figura 13 – Variação dos valores médios de vazão do rio Cuiabá na área de estudo durante os períodos sazonais de 1999/2000.	45
Figura 14 - Variação dos valores medianos de temperatura nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande em 1999 e 2000.	46
Figura 15 - Variação das medianas de pH nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000.	47

- Figura 16 - Variação dos valores das medianas de alcalinidade total nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000. 48
- Figura 17 - Variação dos valores das medianas de condutividade elétrica nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000. 49
- Figura 18 - Variação dos valores medianos de cor nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000. 50
- Figura 19 - Variação dos valores medianos de turbidez nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000. 51
- Figura 20 - Variação dos valores medianos de transparência nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000. 52
- Figura 21 - Variação dos valores medianos de oxigênio dissolvido nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000. 53
- Figura 22 - Variação dos valores medianos de DBO nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000. 55
- Figura 23 - Variação dos valores medianos de DQO nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000. 56
- Figura 24 - Variação dos valores medianos de nitrogênio total kjeldahl nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000. 57
- Figura 25 - Variação dos valores medianos de fósforo total nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000. 59
- Figura 26 - Variação dos valores medianos de sólidos totais nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000. 60
- Figura 27 - Variação dos valores medianos de sólidos totais fixos nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000. 61
- Figura 28 - Variação dos valores medianos de sólidos totais voláteis nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000. 62
- Figura 29 - Distribuição espacial das estações de amostragem da área de estudo nos eixos das componentes 1 e 2 – 1999. 65

Figura 30 - Distribuição espacial das estações de amostragem da área de estudo nos eixos das componentes 1 e 2 – 2000.	65
Figura 31 – Agrupamento dos locais de amostragem com base nas variáveis limnológicas durante os períodos sazonais de 1999.	66
Figura 32 – Agrupamento dos locais de amostragem com base nas variáveis limnológicas durante os períodos sazonais de 2000.	67
Figura 33 – Variação dos valores de densidade total da taxocenose macrobentônica na área de estudo do rio Cuiabá – 1999 e 2000.	68
Figura 34 – Variação dos valores de densidade total da taxocenose macrobentônica na área de estudo do rio Cuiabá durante os períodos sazonais de 1999.	70
Figura 35 – Variação dos valores de densidade total da taxocenose macrobentônica na área de estudo do rio Cuiabá durante os períodos sazonais de 2000.	71
Figura 36 – Variação dos valores de densidade total da taxocenose de Chironomidae na área de estudo do rio Cuiabá durante os períodos sazonais de 1999.	72
Figura 37 – Variação dos valores de densidade total da taxocenose de Chironomidae na área de estudo do rio Cuiabá durante os períodos sazonais de 2000.	73
Figura 38 - Variação de abundância relativa (%) da taxocenose macrobentônica na área de estudo do rio Cuiabá no período chuvoso de 1999.	84
Figura 39 - Variação de abundância relativa (%) da taxocenose macrobentônica na área de estudo do rio Cuiabá no período de estiagem de 1999.	84
Figura 40 - Variação da abundância relativa da taxocenose bentônica na área de estudo do rio Cuiabá durante o período chuvoso de 2000.	85
Figura 41 - Variação da Abundância relativa (%) da taxocenose macrobentônica na área de estudo do rio Cuiabá no período de estiagem de 2000.	85
Figura 42 - Variação da abundância relativa de Chironomidae na área de estudo do rio Cuiabá no período chuvoso de 1999.	86
Figura 43 - Variação da abundância relativa (%) de Chironomidae na área de estudo do rio Cuiabá no período de estiagem de 1999.	87
Figura 44 - Variação da abundância relativa (%) de Chironomidae na área de estudo do rio Cuiabá no período chuvoso de 2000.	88

Figura 45 - Variação da abundância relativa (%) de Chironomidae na área de estudo do rio Cuiabá no período de estiagem de 2000.	89
Figura 46 – Valores de riqueza nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 1999.	90
Figura 47 – Valores de riqueza nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 2000.	91
Figura 48 – Valores de equitabilidade nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 1999.	92
Figura 49 – Valores de equitabilidade nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 2000.	93
Figura 50 – Valores dos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 1999.	94
Figura 51 – Valores dos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 2000.	95
Figura 52 – Dendrograma de similaridade baseado nos índices de riqueza dos locais de amostragem na área de estudo do rio Cuiabá – 1999.	98
Figura 53 – Dendrograma de similaridade baseado nos índices de riqueza dos locais de amostragem na área de estudo do rio Cuiabá – 2000.	99

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Dados sobre a ocupação e uso do solo na Bacia do rio Cuiabá – 1996.	17
Tabela 2 - Percentuais por Categoria do Uso da Terra por Sub-Bacia Urbana das Cidades de Cuiabá e Várzea Grande – Mato Grosso.	19
Tabela 3 - Resultados da Classificação da Imagem de Acordo com o Índice de Vegetação e as Categorias de Uso da Terra para a Bacia do Rio Cuiabá – MT, 2000.	19
Tabela 4 - Cronograma das jornadas adotado para colocação e retirada dos substratos artificiais nas estações de amostragem do rio Cuiabá – 1999/2000.	36
Tabela 5 - Valores dos coeficientes de correlação das variáveis com os dois primeiros componentes principais – 1999.	64
Tabela 6 - Valores dos coeficientes de correlação das variáveis com os dois primeiros componentes principais – 2000.	64
Tabela 7 - Macroinvertebrados bentônicos coletados na área de estudo do rio Cuiabá – 1999 e 2000.	69
Tabela 8 - Ocorrências espacial e temporal da taxocenose macrobentônica nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 1999.	74
Tabela 9 - Ocorrências espacial e temporal da taxocenose macrobentônica nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 2000.	75
Tabela 10 - Ocorrências espacial e temporal da taxocenose de Chironomidae nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 1999.	76
Tabela 11 - Ocorrências espacial e temporal da taxocenose de Chironomidae nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 2000.	77
Tabela 12 - Valores de abundância relativa da taxocenose macrobentônica nas estações de amostragem na área de estudo do rio Cuiabá em 1999.	80
Tabela 13 - Valores de abundância relativa (%) da taxocenose macrobentônica nas estações de amostragem na área de estudo do rio Cuiabá em 2000.	81
Tabela 14 - Valores de abundância relativa (%) da taxocenose Chironomidae nas estações de amostragem na área de estudo do rio Cuiabá em 1999.	82
Tabela 15 - Valores de abundância relativa (%) da taxocenose Chironomidae nas estações de amostragem na área de estudo do rio Cuiabá em 2000.	83

Tabela 16 – Valores de densidade total e dos índices de riqueza, eqüitabilidade e de diversidade de Shannon-Wiener nas estações de amostragem do rio Cuiabá no ano de 1999.	96
Tabela 17 – Valores de densidade total e dos índices de riqueza, eqüitabilidade e de diversidade de Shannon-Wiener nas estações de amostragem do rio Cuiabá no ano de 2000.	96
<b>Anexo</b>	146

## RESUMO

A comunidade dos macroinvertebrados bentônicos tem sido amplamente utilizada em várias partes do mundo para avaliação dos efeitos das atividades antrópicas sobre os ecossistemas aquáticos. No entanto, no Brasil os trabalhos sobre as taxocenoses dessa comunidade são relativamente escassos, particularmente em rios de grande porte e que atravessam áreas metropolitanas e submetidos a uma ampla variedade de estresses resultantes das pressões urbanas. No presente estudo, foram analisadas a distribuição desses organismos e as características físicas e químicas da água do rio Cuiabá, no trecho que atravessa as cidades de Cuiabá e Várzea Grande durante os períodos de chuva e de seca, em 1999 e 2000. As cidades, acima citadas, lançam esgoto doméstico e efluentes industriais no rio sem tratamento sanitário. Ainda, vale ressaltar que durante o estudo ocorreu o fechamento da barragem da hidrelétrica do rio Manso, um dos principais afluentes do rio Cuiabá, cuja foz está localizada a montante do trecho estudado. As amostragens foram realizadas em ambas as margens (direita e esquerda) em seis estações ao longo do rio em sessões pré-estabelecidas em relação aos lançamentos dos esgotos urbanos. Para a coleta da fauna foram utilizados substratos artificiais (cestos com seixos) expostos por períodos de seis semanas. Os resultados mostraram diferenças na estrutura taxocenótica dos macroinvertebrados e nas variáveis físicas e químicas da água. Essas diferenças foram relacionadas com o ciclo hidrológico da região, aos impactos urbanos e fechamento da represa do rio Manso. A margem esquerda da estação 1 apresentou o melhor padrão de distribuição de macroinvertebrados bentônicos em relação os demais locais de amostragem, refletido pelos maiores índices de riqueza e equitabilidade. Oligochaeta e Chironomidae alternaram a dominância sobre os demais grupos taxonômicos na maioria das estações de amostragem. Chironomidae foram dominantes durante os períodos de estiagem e Oligochaeta durante os períodos chuvosos na maioria das estações de amostragem.



## ABSTRACT

The benthonic macroinvertebrates community has been widely used to evaluate the effects of the anthropic activities on the aquatic ecosystems, but in Brazil the studies on the taxocenosis of the macroinvertebrates are scarce, particularly for large rivers crossing metropolitan regions and therefore under urban impacts. The distribution of the macroinvertebrates as well the physical and chemical parameters of the water was studied along the Cuiaba River, between the cities Varzea Grande and Cuiaba. It is noteworthy that these two cities throw out domestic sewage and industrial effluents into the river. The study was conducted during the periods of rainy and dry seasons in the years of 1999 and 2000. During this time the closing of the storage dam of Manso River was completed. This river is one of the main affluents of the Cuiabá River, upstream to the studies region. The sampling was made at six sites in both margins using artificial substrates exposed during six weeks. The results showed differences in the taxocenotic structure of the macroinvertebrate community, and in the physical and chemical parameters of the water. These differences were related to the urban impact and to the closing of dam. The left margin in station 1 has been the best distribution standard of benthonic macroinvertebrates in relation of the others places, it was reflected by the indices of diversity. Oligochaeta and Chironomidae larvae were dominants along the river, however Chironomidae was more abundant in dry seasons and Oligochaeta in rainy seasons.

# 1. INTRODUÇÃO

## 1.1 – Considerações Gerais

A poluição dos ecossistemas aquáticos tem sido um dos problemas mais abordados nas últimas décadas, principalmente nos países em desenvolvimento onde os impactos ambientais são mais sérios devidos, em sua grande maioria, ao desenvolvimento econômico e populacional desordenado e à exploração dos recursos naturais (ADMIRAAL *et al.*, 2000; SILVA & SACOMANI, 2001). Inúmeros fatores antropogênicos têm comprometido a qualidade da água de rios, uma vez que estes sistemas desempenham papel importante na assimilação e condução de águas residuárias domésticas, industriais e de áreas agrícolas (PERONA *et al.*, 1999). Além destes fatores, PETTS & CALLOWS (1996) reportam que os cursos dos rios têm sido alterados substancialmente pela construção de barragens, reservatórios e canalização das águas para o uso da terra em suas áreas de drenagem. A poluição orgânica gerada nos centros urbanos atinge esses sistemas e tem sido abordada por muitos autores (WARREN, 1971; RIDLEY & STEEL 1975; CAMARGO *et al.*, 1995; VEGA *et al.*, 1998; PERONA *et al.*, 1999; WUNDERLIN *et al.*, 2001).

A Bacia do Rio Cuiabá no Estado de Mato Grosso, a partir da década de 70, teve um rápido crescimento populacional e industrial, originando sérios comprometimentos aos ecossistemas aquáticos da região. Os grandes centros urbanos, como Cuiabá e Várzea Grande, tiveram, nos últimos anos, um aumento desordenado de suas populações e dos parques industriais, sem a devida adequação em estruturas de saneamento como rede de distribuição de água, esgotos sanitários e sistemas de tratamento de resíduos.

Grande parte das cargas poluidoras do perímetro urbano tem sido lançada no rio Cuiabá sem nenhum tipo de tratamento prévio (LIMA & RONDON LIMA, 1995). Além dos aspectos da poluição urbana, ocorre também, a montante e a jusante dos centros urbanos, outros tipos de atividades antropogênicas, entre estas a mineração, que têm contribuído para a degradação desse ecossistema. Outro fato relevante ocorrido recentemente, em novembro de 1999, foi o fechamento das comportas da barragem da hidrelétrica do rio Manso, situada à cerca de 280 Km a montante dos municípios de Cuiabá e Várzea Grande.

O rio Cuiabá tem recebido especial atenção em virtude de sua importância no contexto regional. Sua bacia hidrográfica representa o principal pólo de ocupação e desenvolvimento do Estado, representa mais de 95% das fontes de captação de água para o abastecimento da população que habita sua bacia de drenagem, e vale ressaltar que esse rio é um dos mais importantes afluentes do complexo Pantanal. Apesar da magnitude de sua importância, poucos estudos têm sido feitos na bacia do rio Cuiabá, particularmente na área de influência dos perímetros urbanos localizados em sua área de drenagem.

O primeiro trabalho sobre a poluição orgânica e autodepuração do rio Cuiabá, no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande, foi realizado por GOMES (1985). Este autor cita que, naquele ano, a água do rio apresentava um déficit de oxigênio dissolvido em torno de 37% em relação à taxa de saturação de oxigênio, durante o período de estiagem, em uma estação de amostragem localizada a jusante da área central do perímetro urbano dessas cidades. Na mesma estação, esse estudo mostrou que os valores de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) variaram de 1,2 a 3,2 mg/L e de 0,4 a 1,7 mg/L durante os períodos de chuva e estiagem, respectivamente. O estudo deste autor mostra ainda que, a montante do perímetro urbano, os valores de DBO variaram de 0,6 a 2,2 mg/L durante o período chuvoso e de 0,5 a 1,9 mg/L no período de estiagem.

SOUZA & LOPES (1993) estudaram o Índice de Qualidade da Água– IQA, e registraram valores médios de OD (Oxigênio Dissolvido) e DQO (Demanda Química de Oxigênio) de 7,1 e 1,4 mg/L, respectivamente, no local denominado de Passagem da Conceição, situado a montante das cidades de Cuiabá e Várzea Grande. Os autores citam ainda que o rio Cuiabá não apresentava comprometimento da qualidade de suas água após receber os esgotos da área urbana com relação as variáveis físicas e químicas, no entanto, ressaltaram a degradação da qualidade sanitária devido aos elevados índices de coliformes totais e fecais.

De acordo com LIMA & RONDON LIMA (1995), as cargas orgânicas lançadas no rio, medidas em termos de DQO, eram elevadas, com um valor médio de 45,5 ton.DQO/dia. No entanto, estes autores reportam que os valores de OD variaram, no mesmo período de 5,75 a 7,68 mg/L, com um valor médio de 7,05 mg/L.

FIGUEIREDO (1996) realizou avaliação da bacia hidrográfica do rio Cuiabá em 13 estações de amostragem, sendo 3 delas localizadas no perímetro urbano das cidades

de Cuiabá e Várzea Grande cujo intuito era verificar a influência de fatores climáticos, geológicos e antrópicos sobre as principais variáveis físicas e químicas da água. PINHO (1998), em pesquisa realizada no trecho compreendido entre a Passagem da Conceição e São Gonçalo, utilizou modelos matemáticos para simular as condições ambientais do rio Cuiabá.

Por outro lado, as conseqüências da poluição urbana sobre a biocenose aquática do rio Cuiabá são praticamente desconhecidas, particularmente aquelas referentes aos níveis de desestruturação da taxocenose. Neste aspecto, MISSAWA (2000) realizou estudos para avaliar os efeitos da poluição orgânica produzida no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande sobre a comunidade zooplanctônica, especialmente sobre a taxocenose de Testacea. A autora observou, ainda, diferenças nas variáveis limnológicas e biológicas em decorrência da sazonalidade e flutuação do nível da água.

## **1.2 – Monitoramento Biológico**

O que se tem observado em muitos países, particularmente no Brasil, é a importância dada às variáveis físicas e químicas da água para a avaliação da qualidade, com exceção da aplicação de alguns padrões bacteriológicos, como por exemplo, o grupo coliformes. A adoção de padrões baseia-se na definição de limites permissíveis através de medidas pontuais e momentâneas. Tais métodos não consideram o fator tempo, o processo dinâmico de homeostase do ecossistema em face destas variáveis, o efeito acumulativo de substâncias sobre os organismos e as perturbações sofridas nos diferentes compartimentos do meio em sua estrutura e função (JOHNSCHER-FORNASARO & ZAGATTO (1987).

No Brasil, os padrões estabelecidos para o controle da qualidade das águas quanto aos seus usos múltiplos, estão fixados na Resolução 020/CONAMA/86. Já os padrões para água de abastecimento estão contidos na Portaria 1469/GR/2000 do Ministério da Saúde.

CAIRNS Jr. & DICKSON (1971) reportam que o interesse da sociedade sobre a poluição está direcionado para os seus efeitos sobre os organismos vivos e que a avaliação da mesma é, principalmente, um problema biológico. Apesar dessa relação, a maioria dos estudos sobre a poluição da água tem sido abordada somente no sentido dos

padrões químicos e físicos, e os aspectos biológicos omitidos ou relegados a um segundo plano.

No mesmo sentido, JOHNSCHER-FORNASARO & ZAGATTO (1987) enfatizam que embora os estudos da poluição aquática tenham dado ênfase às respostas da flora e da fauna, a maioria deles tem omitido dados biológicos ou relegado-os a um plano secundário em relação às análises químicas. De acordo com estes autores, os dados biológicos não substituem os químicos, sendo ambos convergentes e se complementam.

Segundo JAMES & EVISON (1979), a qualidade da água precisa ser definida em função do uso para o qual ela se destina e que o valor dos indicadores biológicos deve ser adotado em bases similares. Estes autores propuseram uma tabela contendo um resumo dos requerimentos básicos de qualidade para atender aos seus usos múltiplos, apresentando, para cada caso, os termos biológicos, químicos e físicos apropriados, com discussão detalhada. A finalidade é destacar o progresso do monitoramento biológico e também algumas discrepâncias e dúvidas sobre o assunto. Nesse sentido, com base na literatura, esses autores citam que o mais impressionante é a relativa negligência adotada para os dados biológicos comparados com os métodos químicos. Se a poluição é, em muitas instâncias, um fenômeno biológico, deveriam ser, obrigatoriamente, adotadas medidas de avaliação biológicas. No contexto, os indicadores biológicos mostram o grau de desequilíbrio ecológico ocorrido e os métodos químicos a concentração dos poluentes responsáveis pela situação. Os dois tipos de avaliação são, portanto, necessários.

Para CAIRNS Jr. & DICKSON (1971), os programas de controle de qualidade das águas industriais tem usualmente excluídos a coleção de dados biológicos por diversas razões. Entre elas, são citadas: 1<sup>a</sup>, as determinações físicas e químicas estão sujeitas as expressões numéricas, enquanto que o mesmo nem sempre acontece com as avaliações biológicas; 2<sup>a</sup>, as pessoas envolvidas no controle dos resíduos industriais são, geralmente, engenheiros ou químicos com pouco ou nenhum conhecimento da área biológica; e 3<sup>a</sup>, a coleção extensiva de dados biológicos tem demandado um tempo muito longo e muito mais caro de que uma mera determinação de DBO e algumas outras variáveis físicas e químicas.

Para JAMES & EVISON (1979), os efeitos da poluição orgânica são, quimicamente, difíceis de serem monitorados, não sendo possível medir todos os compostos orgânicos diretamente.

Atualmente é grande a evidência de que a abundância e os padrões de distribuição dos organismos aquáticos podem ser afetados pela poluição das águas em que eles vivem e que as reações dos mesmos frente ao desequilíbrio dependerá da natureza e do grau de poluição. Estas reações poderão ser detectadas se houver um suporte de técnicas de amostragem convenientes, análises de dados, monitoramento das características biológicas das águas, incluindo as mudanças ambientais ecologicamente significantes (ABEL, 1989).

O monitoramento biológico pode ser definido como o uso sistemático das respostas dos organismos aquáticos para avaliar as mudanças no ambiente e aplicar tais informações em programas de controle de qualidade ambiental. As mudanças freqüentemente são devidas às fontes antropogênicas e podem ser causadas por uma variedade de perturbações, tais como a entrada de compostos tóxicos, afluentes térmicos e enriquecimento por nutrientes. Muitas pesquisas delineadas com monitoramento biológico dos efeitos do stresse em sistemas receptores têm adotado as características estrutural e taxonômica. Uma das abordagens mais comum tem procurado reunir dados das espécies afetadas e referências da comunidade. Estes dados têm sido agrupados e freqüentemente condensados na forma de índice de comparação da comunidade com maiores diferenças sendo evidenciadas entre aquelas localizadas em áreas sob o efeito do stresse (MATTHEWS *et al.*, 1982). Segundo esses autores muitas investigações têm usado a presença ou ausência de espécies ou organismos indicadores para determinar a natureza e a extensão dos efeitos da poluição.

Neste contexto, ABEL (1989) reporta que os programas de monitoramento biológico são efetuados para atender a diversas finalidades como, por exemplo, suporte aos responsáveis pelas agências de controle, a órgãos públicos e monitoramento rotineiro da biota aquática. Para satisfazer o objetivo do monitoramento biológico, as estações de amostragem são examinadas a intervalos que podem variar de um a seis meses, sendo as informações reunidas baseadas na presença ou na relativa abundância de espécies que podem ser usadas para derivar valores numéricos como, por exemplo, índice de diversidade de espécies ou índice biótico. O objetivo, segundo o autor, é facilitar as comparações

espacial e temporal. Assim, alterações significativas das situações pré-estabelecidas podem indicar a necessidade de investigação adicional e levar a ações necessárias para preservar ou melhorar a qualidade da água existente.

Segundo ROBERTO & ABREU (1991), no monitoramento biológico para avaliação da qualidade das águas são empregados usualmente métodos baseados em princípios fisiológicos e ecológicos. A aplicação de métodos fisiológicos, em geral, consiste na exposição do organismo a uma determinada situação, avaliando-se a intensidade dos efeitos produzidos em termos de sobrevivência, crescimento e reprodução. Já os métodos ecológicos são baseados no levantamento das comunidades presentes no corpo d'água, cuja composição permite inferir as condições ambientais prevalecentes.

Para HAWKES (1979), os organismos que melhor refletem a qualidade das águas em rios são aqueles em que a capacidade de locomoção é limitada ou nula, tanto por viverem em contato direto com o substrato como por se aderirem a objetos fixos.

### **1.3 – Fauna Bentônica**

WETZEL (1983) cita que a fauna bentônica é muito diversificada, sendo extremamente heterogênea em lagos e outros corpos d'água em função das variações das condições necessárias para alimentação, crescimento e reprodução. Segundo este autor, essas condições podem ser fortemente influenciadas pelas mudanças do substrato e da água, em decorrência dos períodos sazonais, da concentração de oxigênio dissolvido e da introdução de matéria orgânica que pode ser usada para alimentação. A capacidade adaptativa dos animais bentônicos em relação às condições ambientais é básica para a sua distribuição, crescimento e produtividade, e para o potencial reprodutivo.

Neste contexto, MYSLINSKI & GINSBURB (1977) salientam que uma comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema aquático é muito sensível a quaisquer mudanças e serve como importante instrumento para detectar a poluição.

Em estudo sobre invertebrados bentônicos, PEDERSEN & PERKINS (1986) reportam que a mudança física nos ambiente lóticos dos rios em áreas urbanas, por desmatamentos, construção de barragens, mineração, etc., pode ser o principal fator que

afeta a biota do rio. Esses fatores podem impactar a fauna do fundo diretamente, através de mudanças específicas nos habitats, ou indiretamente, através da redução temporária na disponibilidade alimentar e de outras variáveis ambientais, como por exemplo, o O<sub>2</sub>, pH e temperatura.

Os macroinvertebrados bentônicos, segundo ROSENBERG & RESH (1993) oferecem muitas vantagens quando utilizados em programas de monitoramento, o que explica a popularidade desses organismos bioindicadores. A comunidade dos macroinvertebrados apresenta distribuição ampla, o que a torna susceptível às perturbações ambientais em diferentes ecossistemas aquáticos. Ainda vale ressaltar que o grande número de espécies envolvidas oferece um amplo espectro de respostas aos diversos tipos de stresses ambientais. Por sua pouca mobilidade possibilita análises espaciais efetivas frente ao desequilíbrio ambiental; e nessa comunidade há espécies que possuem ciclos de vida longos quando comparados a outros grupos, o que permite elucidar perturbações temporais causadas pelas perturbações ambientais.

Nesse sentido, os macroinvertebrados bentônicos atuam como monitores contínuos da qualidade da água e podem proporcionar tempo hábil para avaliar os efeitos de descargas regulares ou intermitentes, pois são sensíveis ou tolerantes a variáveis concentrações de poluentes simples ou múltiplos, e, mesmo que os efeitos sejam sinérgicos ou antagônicos (HAWKES, 1979).

Vários autores têm utilizado os macroinvertebrados como indicadores da qualidade da água. Entre eles pode-se citar o trabalho de HYNES (1971) que associou Tubificidae com a poluição orgânica em riachos ingleses; MASON (1974 apud SCHROEDER-ARAÚJO & CIPOLI, 1986) reporta que as larvas de Chironomidae são ótimos indicadores biológicos devido a sua ampla distribuição, preferências de habitats e grandes diversidades de espécies. GOODNIGHT (1973), que realizou estudos sobre o uso de macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores de poluição em águas correntes.

Em relação ao uso de macroinvertebrados bentônicos para avaliar qualidade de ambientes aquáticos no Brasil, alguns trabalhos podem ser citados, tais como JOHNSCHER-FORNASARO & ZAGATTO (1987), SCHROEDER-ARAÚJO & CIPOLI, (1986), ROBERTO & ABREU (1991), TEIXEIRA (1993), KUHLMANN (2000) e ROQUE (2000).



#### 1.4 – Substrato Artificial

Para a amostragem em grandes rios, ROBY *et al.*, (1978) reportam que o uso de substratos artificiais tem sido defendido em virtude das muitas vantagens apresentadas por este tipo de metodologia. Entre estas vantagens pode-se citar o controle do tipo de substrato, a padronização da amostragem e tempo de exposição, maior número de indivíduos e taxa por amostra e determinação de uma superfície da área em diferentes locais.

MASON Jr., *et al.* (1973), em estudo dos efeitos da qualidade da água sobre os macroinvertebrados bentônicos, cita que muitas vezes este é inviável devido a dificuldade de amostragens similares em substratos naturais adequados a colonização em todas as estações pré-estabelecidas. Segundo estes autores, o problema é especialmente difícil em grandes rios, onde as flutuações das condições hidrológicas podem alterar completamente as características do substrato natural. Nestas condições, a comparação entre populações coletadas em diferentes estações durante anos poderá ser difícil, senão impossível se os dados forem baseados somente em simples amostragens de sedimentos do fundo do rio. Esses autores afirmam que esses problemas podem ser contornados pelo uso de substratos artificiais, como os amostradores do tipo cesto.

Quanto ao período de colonização, os autores acima citados, reportam que os efeitos de maiores tempos de exposição no ambiente (8 semanas, comparadas com 6 e 4 semanas) sobre o número e a diversidade de organismos colonizadores dos cestos foram mais pronunciados durante o inverno. Durante os meses de verão, em rios, as amostras apresentaram uma variedade de insetos que contribuíram com 95% do número total dos indivíduos colonizadores. FULLNER (1971) adotou um período de colonização dos cestos de 8 semanas, em estudo comparativo com amostradores tipo bandejas. Os resultados apontaram para uma densidade de indivíduos relativamente maior no amostrador tipo bandeja e maior número de gêneros no tipo cesto. Para ROBY *et al.* (1978) os picos de diversidade taxonômica e em número de indivíduos ocorreram após 2-4 semanas de colonização, em jornadas de 10 semanas de estudo.

## 2. OBJETIVOS

- Analisar a composição taxonômica da comunidade dos macroinvertebrados bentônicos e relaciona-las as alterações nos valores das variáveis abióticas nos diferentes compartimentos do rio Cuiabá em um trecho de 26 km, localizado no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande;

- Avaliar os efeitos do fechamento da barragem da hidrelétrica do rio Manso e seus possíveis impactos sobre a qualidade da água e na comunidade bentônica na área de estudo do rio Cuiabá;

- Correlacionar as atividades antrópicas desenvolvida nas áreas drenagem dos locais de amostragem e prováveis alterações sobre a estrutura das taxocenoses de macrobentônicos;

- Analisar os efeitos diretos e indiretos dos lançamentos de esgotos urbanos sobre os índices de densidade, riqueza, diversidade de Shannon-Wiener e de equitabilidade dos macroinvertebrados bentônicos;

- Contribuir para o biomonitoramento de ecossistemas aquáticos em áreas urbanas utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

### **3. ÁREA DE ESTUDO**

#### **3.1 - LOCALIZAÇÃO**

O Estado de Mato Grosso situa-se na região Centro-Oeste do Brasil, possui cerca de 900.000 km<sup>2</sup> de extensão territorial, onde se encontra distribuída uma população de 2,5 milhões de habitantes (IBGE, 2000). Esse Estado dispõe de uma grande rede hídrica, nele se localizam as nascentes de três grandes bacias hidrográficas brasileiras: Bacia Amazônica, Araguaia/Tocantins e Platina (PCBAP, 1997).

A Bacia Platina no Estado de Mato Grosso é denominada Bacia do Alto Rio Paraguai, que se estende até o Estado de Mato Grosso do Sul. Essa bacia pode ser dividida nas sub-bacias dos rios Paraguai, Cuiabá, São Lourenço/Vermelho, Itiquira/rio Correntes e Pantanal. Esta última é considerada como uma região, uma vez que nesta planície inundável não é possível aplicar o conceito de bacia, pois no período da cheia ocorre a coalescência dos rios, impossibilitando a delimitação da área de drenagem das diferentes sub-bacias (ALVARENGA *et. al.*, 1984).

#### **3.2 - Bacia do rio Cuiabá**

##### **3.2.1 - Localização e Aspectos Gerais**

A Bacia do rio Cuiabá, é considerada a mais importantes do Estado, e sob o ponto de vista ambiental uma das mais impactadas.

Segundo dados obtidos do PCBAP - Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – (1997), a Bacia do Rio Cuiabá tem como o corpo de água principal o próprio rio Cuiabá, que drena uma área aproximada de 28.732 km<sup>2</sup> e está situada entre as coordenadas geográficas 14°18' e 17°00' S e 54°40' e 56°55' W. Dentro dessa área de drenagem se encontram vários municípios ou parte deles: Acorizal, Barão de Melgaço, Campo Verde, Chapada dos Guimarães, Cuiabá, Jangada, Nobres, Nossa Senhora do Livramento, Nova Brasilândia, Poconé, Planalto da Serra, Rosário Oeste, Santo Antônio do Leverger e Várzea Grande. No percurso, o rio Cuiabá atravessa as sedes municipais de Rosário Oeste, Acorizal, Cuiabá, Várzea Grande, Santo Antônio do Leverger e Barão de Melgaço.

Em função de sua declividade, o rio Cuiabá apresenta duas características diferentes ao longo do seu curso. Inicialmente, comporta-se como um rio de planalto, extremamente controlado pela estrutura geológica, o que resulta no aparecimento de diversas corredeiras, até o nível mais baixo, representado pelo Pantanal Mato-grossense. Nessa condição, a velocidade e a dinâmica modificam-se, com as variações de altimetria entre 150-160 metros, apresentando, então, características de um rio de planície, notadamente a partir de Santo Antônio do Leverger, onde as declividades ou a velocidades de fluxo passam a variar entre 10,2 cm/km e 5,6 cm/km, até sua confluência com o rio Paraguai. Nessa região, o rio Cuiabá, nos períodos de cheias, transborda inundando as planícies, alagados e lagoas marginais, conhecidas como baías. Nessa área a rede de drenagem é complexa e as características limnológicas da água são dinâmicas, possibilitando a existência de uma grande biodiversidade, e é também considerada a maior planície inundável contínua do mundo (TEIXEIRA, 1997). A figura 1 apresenta um mapa geral da bacia do rio Cuiabá e a figura 2 os trechos e áreas que compõem esta bacia. A área de estudo e os pontos de amostragem mostrados nas figuras referem-se a um projeto maior denominado de SIBAC – Sistema Integrado de Monitoramento da Bacia do Rio Cuiabá, no qual o presente trabalho está inserido.

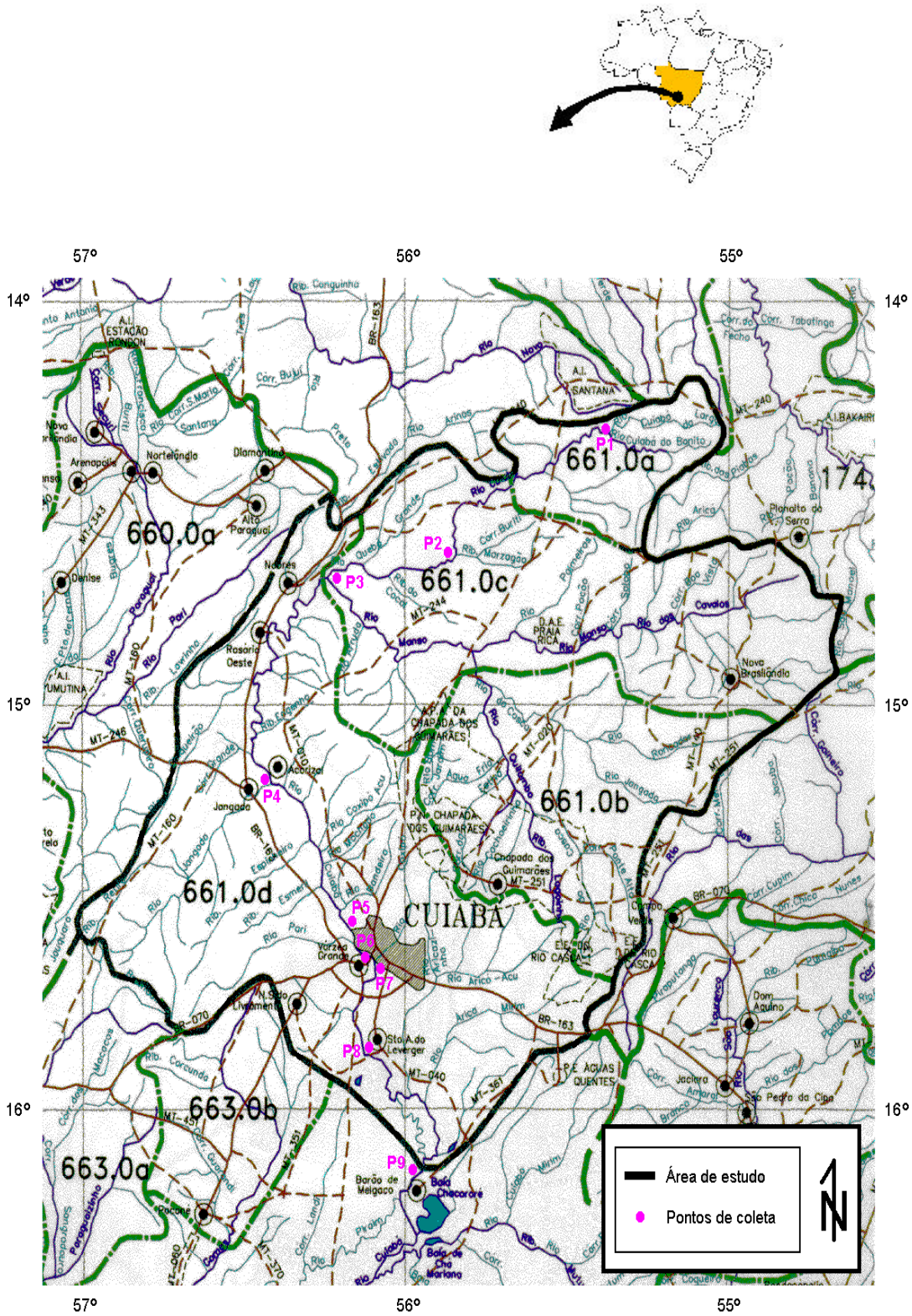
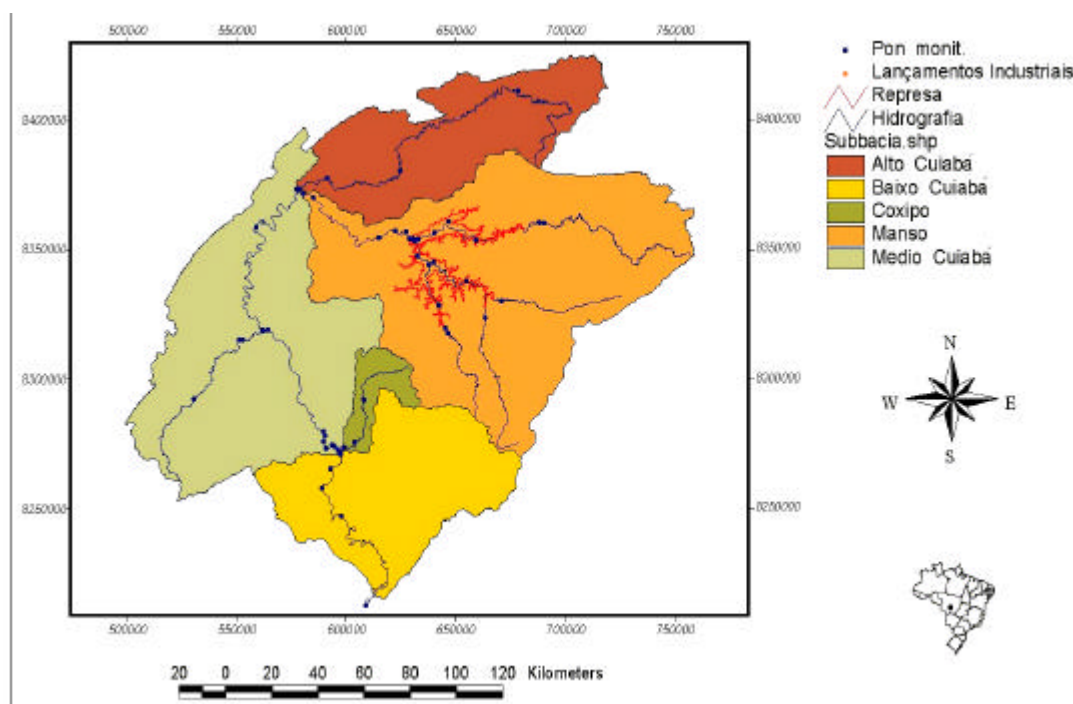


Figura 1 – Bacia Hidrográfica do rio Cuiabá.



FONTE: SIBAC (2000)

Figura 2 - Caracterização dos trechos da Bacia do Rio Cuiabá.

### 3.2.2 – Hidrografia

O rio Cuiabá, que tem suas nascentes no município de Rosário Oeste, é inicialmente formado por dois pequenos cursos de água, o Cuiabá do Bonito e o Cuiabá da Larga. Estes afloram entre as serras Azul e Cuiabá, a 500 metros de altitude. O ponto de união desses dois cursos é denominado de Limoeiro, onde o rio passa a ser denominado Cuiabazinho. A jusante deste ponto recebe as águas do rio Manso, que dobra o seu volume d'água e passa a ser denominado rio Cuiabá (CAVINATTO *et. al.*, 1995).

Após um percurso de 828 km., o rio Cuiabá adentra no Pantanal alagando grandes áreas e coalescendo suas águas com a de outros rios na planície inundável, sendo, portanto, difícil mensurar sua área de influência. Seus principais afluentes pela margem direita são os rios Jangada, Pinheiro, Pari, Santana e afluindo a estes, inúmeros córregos como o Tarumã, Barbeiro e Pirapora. Pela margem esquerda, são o Coxipó-Açu, Coxipó, São Lourenço, Aricá-Mirim, Manso, Itiquira. Entre os córregos são citados o Ribeirão do Lipa, Gambá, Manoel Pinto, Praínha, Barbado, Bandeira e São Gonçalo, localizados no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande.

O rio Manso é um dos principais afluentes do rio Cuiabá e sua área de drenagem representa cerca de 40% da bacia do rio Cuiabá e, aproximadamente, 2% da bacia hidrográfica formadora do Pantanal (SONDOTÉCNICA, 1987). A sub-bacia do rio Manso tem como corpo principal o rio Manso que nasce nas encostas da Serra Azul, no município de Nova Brasilândia, percorrendo parte do município de Chapada dos Guimarães. Deságua no rio Cuiabá na divisa com o município de Rosário Oeste. Essa sub-bacia localiza-se entre as coordenadas geográficas 14°47'S, 55°7'W e 14°40'S, 56°15'W, drenando uma área de 14.932 km<sup>2</sup>. Antes de sua confluência com o rio Cuiabá, o Manso apresenta características de rio de planície, com sinuosidade marcante e baixa declividade. Este rio não tem nenhum trecho que atravessa áreas urbanas. Outro importante afluente do rio Cuiabá é o rio Coxipó. Esta sub-bacia tem como principal curso de água o próprio rio Coxipó, drenando uma área de 660 Km<sup>2</sup>, situada entre as coordenadas geográficas 55°40'W e 15°40'S e 56°10'W e 15°10'S. Compreende parte dos municípios de Chapada dos Guimarães e Cuiabá. No município de Chapada dos Guimarães, nas condições de rio de Planalto, o rio Coxipó apresenta diferença de nível considerável, com diversas corredeiras e quedas livres, com altitude diminuindo bruscamente até a zona urbana de Cuiabá. Em condições de baixa declividade, o rio Coxipó nos períodos de cheias extravasa suas águas, e em alguns locais alcança até 10 metros acima do nível normal (PCBAP, 1997).

### **3.2.3 - Geologia, Geomorfologia e Vegetação**

De acordo com LIMA (2001), a bacia do rio Cuiabá é constituída por três regiões geomorfológicas, com características bióticas e abióticas definidas e próprias, que correspondem às áreas de planalto e serras circunvizinhas à Baixada Cuiabana e à planície do Pantanal. CAVINATTO *et. al.* (1995) subdividem a bacia do rio Cuiabá em alta e média e consideram o Pantanal como uma região à parte. Para GODOY FILHO (1986) o Pantanal situa-se abaixo da cota de 200 metros e pode ser considerado uma paisagem recente do ponto de vista geológico, resultante dos processos de surgimento da Cadeia Andina que proporcionaram a individualização da bacia sedimentar do Pantanal. As áreas do planalto caracterizam-se por apresentarem uma vegetação do tipo cerrado. Essa área drenada pelo

alto curso do rio Cuiabá, está inserida no contexto regional da Província Serrana, do Planalto dos Guimarães Alcantilados e da Depressão do Alto Paraguai-Paranatinga (ALVARENGA, *et. al.*, 1984). Apresenta domínio de relevo movimentado e formações geológicas areníticas, sendo mais suscetível ao desenvolvimento da erosão. Ligando as porções do relevo movimentado e as porções do relevo mais rebaixado (Pantanal), a bacia do Cuiabá é ocupada por uma extensa superfície aplainada com baixas altitudes (450 a 200 m), conhecida por Depressão ou Baixada Cuiabana (SALOMÃO, 1999).

A Baixada Cuiabana abrange os municípios de Cuiabá, Várzea Grande, Nossa Senhora do Livramento e Santo Antônio do Leverger, compreendendo uma área de depressão que fica entre as partes mais altas do planalto e o início da planície inundável. A área total corresponde a 14.096,53 Km<sup>2</sup>, sendo 85,5% dessa superfície com terras de alta fragilidade potencial e 14,5% com terras de média fragilidade potencial (CAVINATTO *et al.*, 1995). Nessa região, segundo SALOMÃO (1999), o Grupo Cuiabá, denominação usada para classificação geológica dessa área, caracteriza-se por uma seqüência predominante de filitos com intercalações de quartzitos, metagrauvacas, metarenitos, metaparaconglomerados, com raras ocorrências de metacalcários e filitos calcíferos. Esse mesmo autor salienta que com exceção dos metarenitos, essas rochas são muito resistentes a alterações e conseqüente desenvolvimento de solos. Assim, os solos apresentam-se muitos rasos e geralmente cobertos por uma camada endurecida de canga laterítica (material maciço ou fragmentado, constituído por óxido de ferro cimentando grãos de areia ou quartzo). O autor conclui que o relevo pouco movimentado, praticamente plano da Depressão Cuiabana, aliado aos solos rasos e à presença de canga laterítica, dificulta a erosão do tipo ravina e voçoroca, mas favorece a erosão do tipo laminar.

Regionalmente, o cinturão de Dobramentos Paraguai-Araguaia evolui no Proterozóico Superior/Cambriano (Ciclo Brasileiro, de 800 a 560 milhões de anos), às margens do Cráton Amazônico, entidade geotectônica estabilizada no Proterozóico Médio, ao término do Ciclo Sunsas/Aguapeí (em torno de 900 milhões de anos) (MIGLIORINI, 1999). Já na baixada Cuiabana, na região de Cuiabá e Várzea Grande, o autor divide o Grupo Cuiabá no mapa geológico (1: 250.000) em formação Miguel Sutil e Rio Coxipó. A primeira caracteriza-se por apresentar litofácies pelíticas com laminação plano paralela (filitos de cor cinza-esverdeada a marrom-vermelhada, normalmente sericíticos) e litofácies



argilo-areno-conglomeráticas (metaconglomerados oligomíticos, arenitos quartzos na base e no topo e metasiltitos). Na Formação do Rio Coxipó, encontram-se metadiamicritos com matriz argilosa e arenosa.

O campo cerrado é a vegetação predominante na bacia, constituindo basicamente um estrato subarbustivo, de baixa altitude, com estrato herbáceo bem desenvolvido e contínuo. Ocorrem ainda na área da bacia do rio Cuiabá outras tipologias de cerrado, como cerrado (*sensu stricto*), cerradão e veredas (campos úmidos com predominância de gramíneas e buritis). Essas áreas de vereda são ambientes de alta fragilidade, onde predominam solos arenosos e o lençol freático é aflorante. O solo encharcado e ácido com predominância de gramíneas e buritis caracteriza esse ambiente. São consideradas áreas de preservação permanente, juntamente com as matas ciliares, por tratarem-se de zonas de recarga, onde a água é armazenada na época das chuvas e escoada lentamente na estiagem, impedindo fortes enxurradas nas nascentes que se localizam no entorno. Várias nascentes da bacia estão associadas a esses ambientes, principalmente aquelas localizadas nas regiões de chapadões, como as nascentes do rio Coxipó em Chapada dos Guimarães (PCBAP, 1997).

#### **3.2.4 – Uso e ocupação do solo**

Segundo dados obtidos no PCBAP (1997), atualmente toda a área da Bacia do Rio Cuiabá comporta alguns padrões básicos de ocupação, onde uma das principais atividades econômicas é a pecuária extensiva em Cuiabá, Santo Antônio do Leverger, Acorizal, Rosário Oeste, Nobres, Chapada dos Guimarães, Nossa Senhora do Livramento, Barão de Melgaço e Poconé.

Predomina nos municípios de Campo Verde, Chapada dos Guimarães e Planalto da Serra as monoculturas de soja, milho e arroz, que compreendem as áreas de nascentes dos rios Casca, Roncador e Manso. Nessa região, a monocultura estende-se por imensas áreas, incluindo zonas frágeis a processos erosivos. Acrescenta-se o fato de que nessa região predominam solos arenosos.

A agricultura de subsistência para plantio de mandioca, milho, hortaliças, entre outras, predomina nos municípios de Cuiabá, Várzea Grande, Nossa Senhora do

Livramento, Barão de Melgaço e Santo Antônio do Leverger. Nestes municípios as pequenas propriedades muitas vezes avançam o plantio até as margens dos rios e áreas inundáveis, por apresentarem solos mais férteis.

No entorno das baías de Chacororé e Sá Mariana predominam chácaras de lazer, pecuária e hotéis, bem como pequenas propriedades que vivem do plantio de subsistência no período de estiagem, ocupando a área inundável na cheia, onde os solos são mais férteis. Vivem também da pesca nessas baías ou no canal do rio Cuiabá, dependendo da época do ano. A tabela 1 apresenta dados sobre o uso do solo na Bacia do rio Cuiabá.

**Tabela 1 – Dados sobre a ocupação e uso do solo na Bacia do rio Cuiabá – 1996.**

Municípios	Total (ha)	Lavouras (ha)	Pastagens (ha)	Matas e Florestas	Área Produti- va não usada (ha)	Terras Irrigadas (ha)
Acorizal	78.855	4.950	26.157	22.648	25.100	-
B.de melgaço	79.227	3.287	625.936	141.082	21.820	150
Cuiabá	25.418	5.650	155.977	75.433	17.097	27
Rosário Oeste	27.038	7.084	785.757	60.544	56.889	-
Sto Ant. Leverger	78.375	9.737	617.339	124.094	30.825	1.763
Várzea Grande	35.175	1.567	20.317	6.518	251.676	9
TOTAL	324.088	32.275	2.231.483	430.319	403.407	1.949

**FONTE:** PCBAP (1997).

O Médio Cuiabá, também conhecido como “Baixada Cuiabana”, área a ser abordada neste projeto, compreende uma área de depressão que fica entre as partes mais altas do planalto e o início da planície inundável, e onde ocorre uma intensificação das atividades impactantes.

Segundo LIMA & RONDON LIMA (1995), as cidades de Cuiabá e Várzea Grande representam, sem dúvida alguma, os pontos mais críticos em termos de qualidade da água, devido à maior densidade populacional e a concentração das atividades industriais. As sub-bacias do rio Cuiabá localizadas no perímetro urbano destas cidades são as que mais refletiram os efeitos da urbanização rápida e descontrolada verificada, principalmente a partir da década de 70. COY *et. al.*, (1994) *apud* LIMA (2001) observaram que o fator mais significativo para o desenvolvimento urbano da cidade de Cuiabá, nos anos 80, foi a expansão descontrolada da periferia urbana, com a multiplicação de bairros marginais e favelas por invasão e ocupação de terrenos não utilizados. Os autores identificaram, ainda,

outros aspectos no processo de modernização urbana do aglomerado Cuiabá/Várzea Grande a nível espacial: expansão rápida e descontrolada das áreas residenciais e comerciais; verticalização e transformação das formas tradicionais de moradia e crescente segregação social entre os bem sucedidos e os marginalizados, com conseqüente fragmentação do espaço social.

LIMA (2001) realizou uma análise do uso e ocupação do solo no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea grande, a partir dos resultados obtidos pela classificação de imagem de satélite do tipo Landsat 5-TM para seis bandas espectrais do sensor (#1, #2, #3, #4, #5 e #7) efetuada em 21/04/1999. Os resultados foram obtidos mediante a aplicação de métodos convencionais de classificação supervisionada. A autora utilizou os algoritmos de máxima verossimilhança e de distância mínima, com o objetivo de verificar sua precisão nos diversos usos e ocupação do solo nas principais sub-bacias. A verificação dos resultados das classificações das fotos aéreas 1:8000 mostrou uma discreta superioridade do algoritmo de máxima verossimilhança, em relação ao da distância mínima. A análise resultou em seis classes de ocupação e uso do solo (urbanização alta, urbanização baixa, campo, cerrado, mata e água) que posteriormente foram reduzidas a quatro (% de urbanização, % de campo, % de mata e % de água) incluindo o índice de vegetação médio (NDVI). Os resultados obtidos pela autora estão apresentados nas tabelas 2 e 3. As classes de ocupação e os percentuais das categorias podem ser melhor visualizados nas figuras 3 e 4.

Tabela 2 - Percentuais por Categoria do Uso da Terra por Sub-Bacia Urbana das Cidades de Cuiabá e Várzea Grande – Mato Grosso.

Sub-Bacias	Denominação	Corpo Receptor	Área (há)	Perímetro (m)	NDVI	Urbanização (%)	Campo (%)	Preservado (%)
SB20	Acoxip	R. Coxipó	19029,91	64683,37	0,30	31,84	47,07	20,71
SB14/15	Alipa	C. Rib.Lipa	6943,56	47012,64	0,27	34,4	47,95	16,97
SB19	Abarba	C. Barbado	1421,86	20521,18	0,12	74,25	19,36	5,99
SB01	Apari	C. Pari	5315,92	38657,02	0,32	15,07	62,79	21,05
SB17	Aprain	C. Prainha	655,60	12135,51	0,05	71,68	25,47	2,44
SB16	Ampint	C. Mane Pinto	935,79	13478,90	0,15	64,83	24,30	10,14
SB18	Agamba	C. Gamba	473,58	10494,83	0,08	80,42	16,58	2,72
SB04	Aguari	C. Guarita	2058,38	20433,90	0,26	41,75	42,29	15,38
SB03	Aembov	C. Embauval	707,10	11859,18	0,25	53,8	33,39	11,81
SB6789	-	Difusa	1772,42	20923,68	0,27	39,61	29,57	27,96
SB21	Asgonc	C. S. Gonçalves	1990,24	21638,24	0,28	40,93	40,39	18,14
SB02	Apicar	C. Picarrão	3842,18	27261,34	0,24	50,99	38,60	10,11
SB10	Asanta	C. Santana	1159,91	17501,65	0,30	42,6	31,27	24,64
SB05	Aengord	C. Engordador	1041,38	15469,48	0,24	50,95	36,00	12,01
SB22		C. Lavrinha	1840,27	23684,02	0,32	31,51	37,84	29,33
SB23		Difusa	3020,75	30098,17	0,31	25,37	54,62	18,41

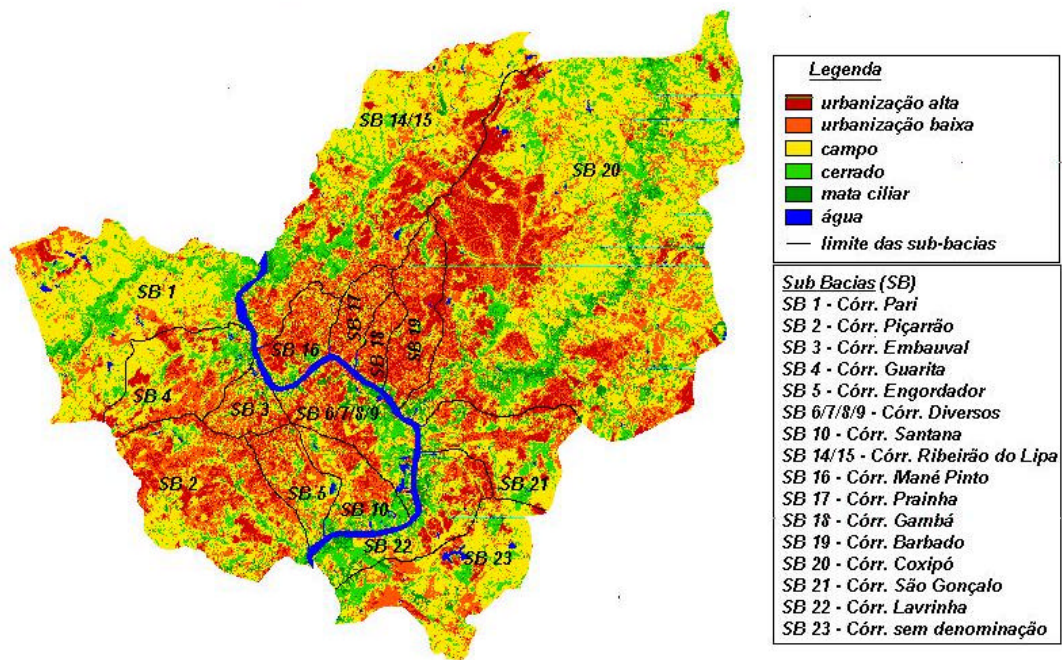
FONTE: LIMA (2001).

Tabela 3 - Resultados da Classificação da Imagem de Acordo com o Índice de Vegetação e as Categorias de Uso da Terra para a Bacia do Rio Cuiabá – MT, 2000.

Sub-Bacias	Denominação	Corpo Receptor	Área (há)	Perímetro (m)	Classe 1 (%)	Classe 2 (%)	Classe 3 (%)	Classe 4 (%)	Classe 5 (%)	Classe 6 (%)
SB20	Acoxip	R. Coxipó	19029,91	64683,37	12,85	18,99	47,07	16,56	4,15	0,39
SB14/15	Alipa	C. Rib.Lipa	6943,56	47012,64	12,97	21,43	47,95	13,69	3,28	0,67
SB19	Abarba	C. Barbado	1421,86	20521,18	36,17	38,08	19,36	4,51	1,48	0,39
SB01	Apari	C. Pari	5315,92	38657,02	3,36	11,71	62,79	18,39	2,66	1,09
SB17	Aprain	C. Prainha	655,60	12135,51	30,32	41,36	25,47	1,78	0,66	0,41
SB16	Ampint	C. Mane Pinto	935,79	13478,90	27,33	37,50	24,30	6,11	4,03	0,74
SB18	Agamba	C. Gambá	473,58	10494,83	33,64	46,78	16,58	1,39	1,33	0,28
SB04	Aguari	C. Guarita	2058,38	20433,90	15,20	26,55	42,29	12,63	2,75	0,58
SB03	Aembov	C. Embauval	707,10	11859,18	14,82	38,98	33,39	6,87	4,94	1,00
SB6789	Diversas	Difusa	1772,42	20923,68	15,76	23,85	29,57	18,43	9,53	2,86
SB21	Asgonc	C. S. Gonçalves	1990,24	21638,24	15,99	24,94	40,39	15,26	2,88	0,53
SB02	Apicar	C. Picarrão	3842,18	27261,34	18,46	32,53	38,60	8,06	2,05	0,29
SB10	Asanta	C. Santana	1159,91	17501,65	12,50	30,10	31,27	19,26	5,38	1,49
SB05	Aengord	C. Engordador	1041,38	15469,48	15,02	35,93	36,00	9,41	2,60	1,03
SB22	Alavrinha	C. Lavrinha	1840,27	23684,02	13,64	17,87	37,84	19,88	9,45	1,32
SB23	S/denominação	Difusa	3020,75	30098,17	5,23	20,14	54,62	15,04	3,37	1,60
TOTAL			52208,84							

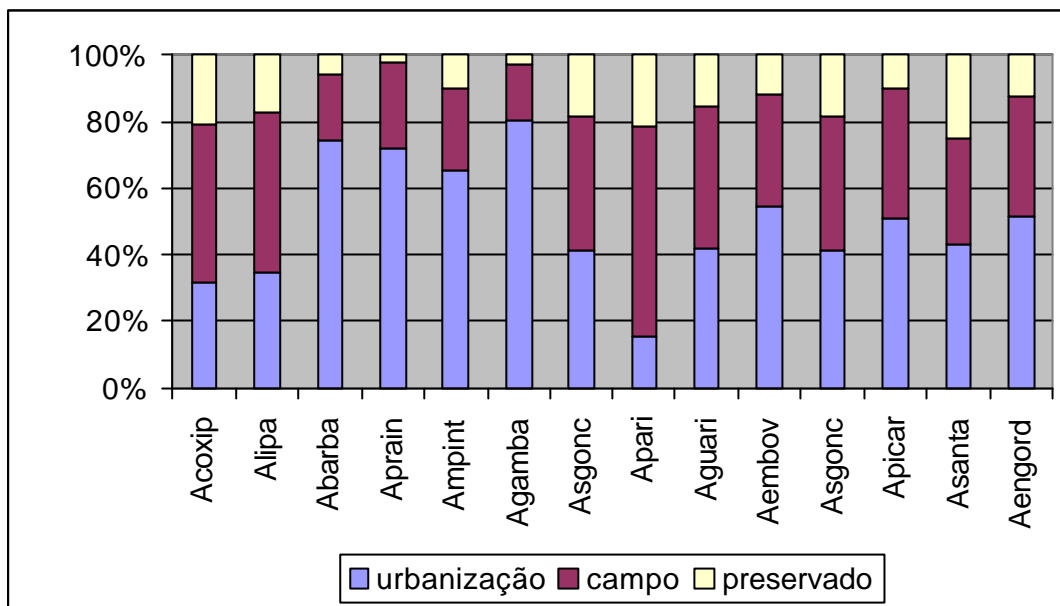
Legenda: classe I – urbanização alta; classe II – urbanização baixa; classe III: campo; Classe IV: cerrado, classe V: mata, classe VI: água

FONTE: LIMA (2001).



**FONTE:** LIMA (2001).

Figura 3 - Classes de Ocupação Correspondente à Bacia do Rio Cuiabá - Perímetro Urbano das Cidades de Cuiabá e Várzea Grande – Mato Grosso.



**FONTE:** LIMA (2001).

Figura 4 - Percentuais das Categorias por Sub-Bacia das Cidades de Cuiabá e Várzea Grande - Mato Grosso – 1999.

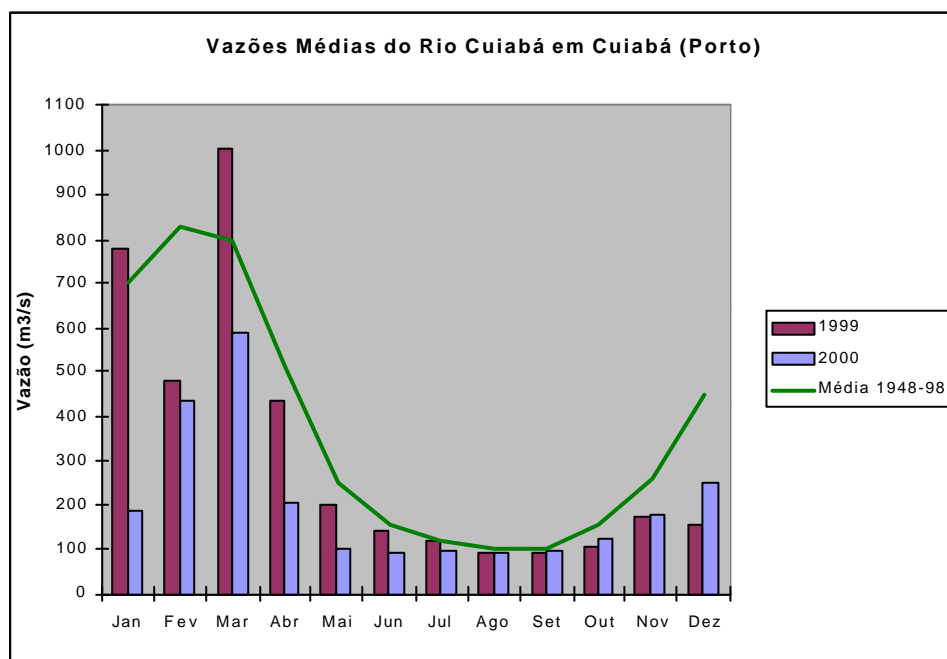
### 3.2.5 – Aspectos hidrológicos

Os aspectos climatológicos da Bacia do Alto rio Paraguai caracterizam-se pelas oscilações que ocorrem nas variáveis hidrológicas e outras grandezas meteorológicas. Entre essas grandezas, destacam-se: precipitação anual entre 800 e 1600 mm, com as máximas precipitações ocorrendo na cabeceira; evapotranspiração potencial média anual entre 3,6 mm/dia e 4,3 mm/dia; temperatura média de 22 a 25°C; temperatura mínima média anual entre 17 e 20°C e temperatura máxima média anual entre 29 e 32°C (MUSIS, 1997).

Na área de estudo, Baixada Cuiabana, o clima pode ser classificado como sendo do tipo AW de Köppen, Tropical Semi-Úmido, com sazonalidade marcada por dois períodos bem distintos: de estiagem (maio a outubro) e de chuvas (novembro a abril). A temperatura média anual é de 26°C, ocorrendo as máximas médias diárias em torno de 36°C, em setembro, e as mínimas de 15°C, em julho. A temperatura é mais elevada de setembro a novembro. A precipitação média anual chega a valores de 1342 mm/ano, de acordo com a série temporal medida entre 1989-2000 (INMET, 2000).

As variações de vazão do rio Cuiabá nos seus diversos trechos e de seus principais tributários oscilam em função da sazonalidade aí registrada. Na figura 5, podem ser observados os valores médios mensais da vazão na Estação Porto, em Cuiabá, nos anos de 1999 e 2000. Nos meses de maior intensidade de chuva, janeiro, fevereiro e março, registra-se uma vazão de 480 a 1000 m<sup>3</sup>/s, variação que vai decrescendo a partir dos meses de abril e maio até atingir níveis críticos, abaixo de 100m<sup>3</sup>/s, nos meses de agosto e setembro.

Verificou-se, ainda, que com a implantação da usina hidroelétrica de Manso - UHM, as vazões na Estação Porto, em Cuiabá, decresceram em 2000 quando comparadas com as médias dos anos de 1998 e de 1999. Isto ocorreu em virtude do fechamento das comportas da usina para enchimento do reservatório, resultando na retenção das águas do rio Manso, um dos principais tributários do rio Cuiabá, como mencionado anteriormente (LIMA, 2002).



**FONTE:** SIBAC (2000)

Figura 5 – Variação da Vazão Média na Estação do Porto, em Cuiabá – Mato Grosso – 1999/2000

### **3.2.6 – Aspectos Demográficos**

Segundo dados do IBGE (2000) a população da bacia do rio Cuiabá é de 723.599 habitantes, distribuídos em uma área de drenagem de 28.732,7 km<sup>2</sup>, dos quais 672.353 habitantes estão na área urbana e 51.246 na área rural. Esses valores representam uma ocupação eminentemente urbana, com apenas 7% residindo na zona rural. A maior concentração ocorre no trecho médio da bacia onde se localizam as cidades de Cuiabá e Várzea Grande, pólo mais densamente ocupado e industrializado (PCBAP, 1997). De acordo com IBGE (2000), esses dois municípios representam 35% da população total do Estado de Mato Grosso e com as áreas de maior adensamento populacional, com 121,65 hab./km e 211,28 hab./km, respectivamente.

O modelo de desenvolvimento urbano no país apresenta 80% da população residindo em áreas urbanas, podendo atingir 90% nos maiores centros, sendo, portanto, muito similar ao observado em Cuiabá e Várzea Grande. Devido a essa grande concentração urbana, vários conflitos e problemas têm sido gerados nestas áreas: degradação e assoreamento dos mananciais; contaminação dos rios por esgotos domésticos, industrial e pluvial; aumento de riscos das áreas de abastecimento com a poluição orgânica e química; gerenciamento inadequado da drenagem urbana e falta da coleta e disposição do lixo urbano (TUCCI *et. al.*, 2000). Esses problemas, por sua vez, resultam em prejuízos econômicos e forte degradação da qualidade de vida, com retorno de doenças de veiculação hídrica.

### **3.2.7 - Usos Múltiplos da Água na Bacia**

Em geral, o uso da água define-se no Brasil e em outros países em desenvolvimento, pelo consumo de 70% na agricultura e pecuária, para irrigação de cultivos agrícolas e dessedentação de animais, 8% para o abastecimento doméstico e 22% para abastecimento industrial. Os usos preponderantes da água da bacia do rio Cuiabá são destinados ao abastecimento público e rural, à irrigação, geração de energia e diluição de efluentes industriais e domésticos (LIMA, 2001).



### **3.2.7.1. Abastecimento de Água**

Nas cidades de Cuiabá e Várzea Grande, em 1999, o rio Cuiabá supria um elevado potencial de abastecimento atendendo 95% e 82% dos domicílios, respectivamente (ENGEPOLI, 1999).

Esse manancial e seus principais tributários, em 1997, respondiam por 69,3% do total da água destinada ao abastecimento público na bacia, o que representava uma adução de 1.406,8 l/s, sendo 30,7% retirados de poços, além de suprir a zona rural, o que ocorria de forma difusa ao longo de todo o rio, atendendo a fazendas, sítios, entre outros (TEIXEIRA, 1997).

### **3.2.7.2. Irrigação**

De acordo com o PCBAP (1997), as áreas antropizadas da bacia do rio Cuiabá são ocupadas com pastagem plantada com subdominância de policultura, onde predomina o desenvolvimento da pecuária extensiva, principalmente nos municípios de Cuiabá, Santo Antônio do Leverger, Acorizal, Rosário Oeste, Nobres e Chapada dos Guimarães, Nossa Senhora do Livramento, Barão de Melgaço e Poconé. As policulturas, também presentes, abrangem inúmeras culturas, tais como: milho, arroz, feijão, algodão, hortaliças, frutas regionais, entre outras, exploradas em pequenas áreas distribuídas pela bacia. Apenas 9% de sua área destinam-se à plantação de soja e milho que se desenvolvem, predominantemente, nas áreas de nascentes dos rios Casca, Roncador e Manso. Calcula-se que cerca de 504 ha são irrigados, o que representa uma estimativa de consumo de 6.840 litros/h.ha, (PCBAP, 1997). Além do desenvolvimento dessas atividades, ocorre, ainda, na região de Nobres, a exploração de diamante e de calcário.

### **3.2.7.3. Geração de Energia**

O aproveitamento hidroenergético na bacia do rio Cuiabá ocorre através das usinas do rio da Casca II e Casca III, que geram 3,5 MW e 11,9 MW, respectivamente. A bacia conta, ainda, com a hidroelétrica do Manso que se encontra em fase inicial de funcionamento, gerando apenas 15% da sua capacidade total, de 220 MW (LIMA, 2001).

Segundo a autora o projeto da UHE de Manso foi concebido no final da década de 70, com a função de regular as cheias ocorridas na região, que afetavam periodicamente as cidades de Nobres, Rosário Oeste, Acorizal e, principalmente, Cuiabá, foi remodelada com o objetivo de gerar energia e garantir o aproveitamento múltiplo com incremento nas atividades de irrigação, turismo, pesca e lazer.

A autora cita ainda que a implantação dessa usina foi marcada por interrupções e polêmicos questionamentos entre a comunidade científica, organizações não-governamentais, associações dos pescadores e toda a população a respeito de sua concepção, viabilidade, e impactos ambientais gerados.

#### **3.2.7.4. Diluição de Despejo**

O rio Cuiabá tem sido largamente utilizado como destino final de uma gama de resíduos sólidos e líquidos gerados em sua área de drenagem. Os primeiros ambientes a sofrerem as conseqüências das atividades antropogênicas são as sub-bacias localizadas nos centros urbanos, principalmente aqueles com políticas ineficientes de ocupação e uso do solo, carência de sistemas de abastecimento, de esgotos sanitários e de sistemas de disposição e tratamentos dos resíduos produzidos.

Neste aspecto se encontram as sub-bacias localizadas em grandes centros urbanos como Cuiabá e Várzea Grande, no médio Cuiabá. Como todo o Estado de Mato Grosso, estas cidades tiveram um rápido crescimento populacional e industrial a partir da década de 70 sem o desenvolvimento necessário em infra-estruturas de saneamento básico. As sub-bacias se transformaram em receptoras e diluidoras das águas residuárias produzidas em suas áreas de drenagem, conduzindo-as, subseqüentemente, ao rio Cuiabá com pouco ou nenhum tipo de tratamento prévio (LIMA & RONDON LIMA, 1995).

Apesar de Cuiabá apresentar um total de 57.721 economias de esgoto cadastradas pela Agência Municipal, apenas 46.259 delas estão sendo faturadas, o que representa uma cobertura de 38% em relação à população abastecida. A cobertura no município de Várzea Grande é de 16% em relação à população abastecida, servida apenas com o sistema de coleta, cobrindo um total de 6537 economias de esgoto cadastradas pelo Departamento de Águas e Esgoto - DAE-VG. Esse percentual refere-se às 4.237 ligações dos sistemas de tratamento isolados, construídos nos Núcleos Habitacionais que se

encontram, na sua maioria, desativados ou em situação de operação bastante precária e às 2.300 ligações implantadas dentro do programa PROSEGE, que atende parte do bairro Cristo Rei, localizado na SB-8 (ENGEPOLI, 1999).

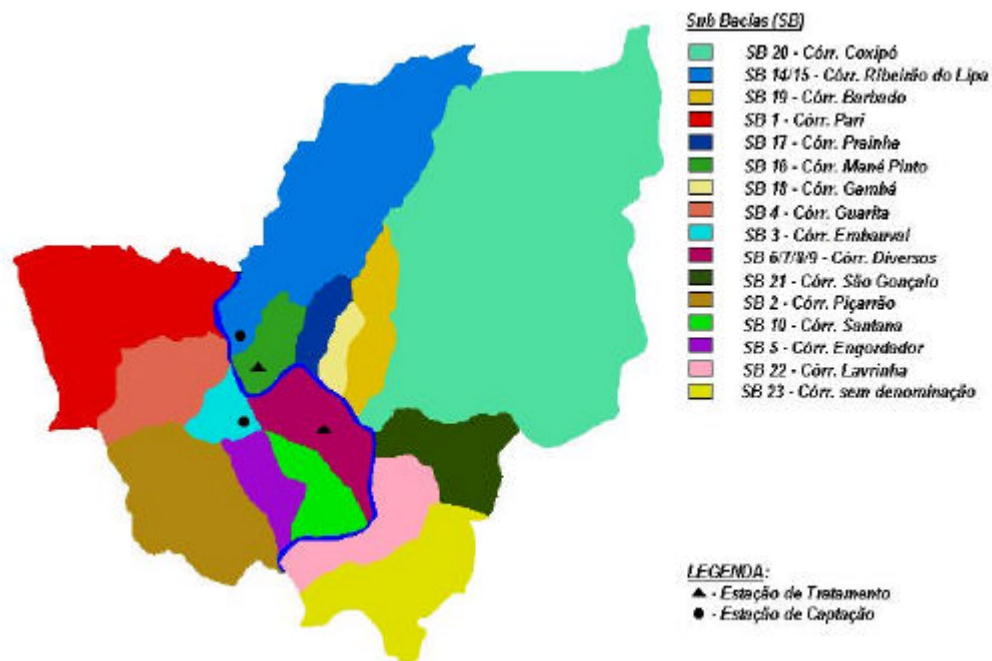
LIMA & RONDON LIMA (1995) em estudo qualitativo do rio Cuiabá e de suas principais sub-bacias do perímetro urbano, citam que a população abastecida de Cuiabá e as indústrias implantadas no município geravam cargas orgânicas poluidoras da ordem de 30.000 kg.DBO/dia. ROMIO (1999) constatou cargas orgânicas da ordem de 41,20 ton.DBO/d lançadas no rio Cuiabá, em 1999 para o mesmo trecho. De acordo com o número de habitantes existentes nas sub-bacias, LIMA (2001) estima que o total de carga orgânica para o ano de 2000, nesse trecho do rio Cuiabá, seja de 38,72 ton.DBO/d, proveniente dos municípios de Cuiabá e Várzea Grande. Os resultados levantados por esta autora sobre a caracterização das sub-bacias das cidades de Cuiabá e Várzea Grande e a evolução nos sistemas de abastecimento de água e de esgoto em 2000 se encontram no quadro 1, com as estimativas de suas respectivas cargas orgânicas. A figura 6 ilustra a localização das sub-bacias.

Quadro 1 – Características das Principais Sub - Bacias do Rio Cuiabá no Perímetro Urbano das Cidades de Cuiabá e Várzea Grande – Mato Grosso, 2000

Sub-Bacia	População Abastecida (Hab) <sup>(1)</sup>	Área (ha)	Extens (Km)	Dens Hab/ha	Economia de Água (ud)	Economia de Esgoto (ud)	Carga Orgânica Estimada KgDBO/d <sup>(2)</sup>	Escoamento Natural
<i>Sub Bacias Contribuintes do Município de Várzea Grande</i>								
SB01	-	4481		-	-	-	-	Rio Pari
SB02	51.209	3924		13,05	11230	-	2.765	C.Traíra e Piçarrão
SB03	42.764	2507		17,05	9378	-	2.309	Córrego Embaúval e General
SB04		461		-	-			Córrego Guarita
SB05	27.557	1150		23,96	6043		1,488	Córrego Engordador
SB06	5.979	180		33,2	1311	-	0,323	Córrego sem denominação
SB07	2.682	126		21,28	588	-	0,145	Rio Cuiabá
SB08	22974	876		26,22	5038	-	1,241	Cor. da Manga
SB09	1875	51		36,76	411	-	0,101	Rio Cuiabá
SB10	47.666	1872		25,46	10453	-	2,574	Cor. Santana
SB11	8692	14154		0,61	1906	-	0,469	C.Formigueiro e Ribeirão dos Cocais
SB12	-	1007		-			-	
SB13	-	413		-			-	
<i>Sub Bacias Contribuintes do Município de Cuiabá</i>								
SB14	41.886	449		93	10.394		2,262	Ribeirão do Lipa
SB15	34.046				8.448		0,839	
SB16	45.878	418	3	84	9.407	2174	2,018	Mané Pinto
SB17	59.908	379	3	141	13.288	-	3,24	Praí nha
SB18	38.989	278	2	189	8.997	4618	2,11	Gambá
SB19	70.290	917	7	74	16.945	4980	3,8	Barbado
SB20	190.000	66.800			47.146	20696	10,26	Coxipó
SB21	24.721	1222			6.134	3243.00	1,334	São Gonçalo
<b>TOTAL GERAL</b>							38,72	

Fonte: LIMA (2001).

Fonte: SANEMAT (1997). Cuiabá: População Abastecida = 4,03 hab. x nº de economias, Carga Orgânica per capita 54g/DBO/d Várzea Grande: População Abastecida = 4,56 hab. x nº de economias, Carga Orgânica “per capita” 54g/DBO/d.



**FONTE:** SIBAC (2000)

Figura 6 - Mapa de localização das sub-bacias do rio Cuiabá no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande-MT com Identificação das principais ETE's.

## **4. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **4.1 – Amostragem**

Para a execução deste projeto foi estabelecida uma rede de amostragem visando a obtenção de dados qualitativos e quantitativos das águas do rio Cuiabá, e caracterização de suas principais sub-bacias localizadas nos perímetros urbanos das cidades de Cuiabá e Várzea Grande, ou seja, aquelas que contribuem, em grande parte, diretamente com o aporte de cargas orgânicas. A caracterização das sub-bacias será constituída por levantamento da população estabelecida em suas áreas de drenagem com relação a abastecimento de água, rede de esgoto e sistema de tratamento de águas residuárias. Estes dados serão importantes para estimativa das cargas orgânicas potenciais e remanescentes produzidas e afluentes ao rio Cuiabá.

### **4.2 - Pontos de Amostragem**

A área de abrangência deste projeto compreendeu uma extensão de 26,260 km. Neste sentido, o trecho estudado foi dividido em 06 (seis) estações de amostragem, implantando em cada uma delas 02 (dois) pontos de coleta distribuídos em suas margens (margem esquerda – ME; margem direita – MD), conforme apresentado nas figuras 7 e 8.

**Estação 1** : corresponde a sub-área localizada a montante do perímetro urbano de Cuiabá, distando em 10 km da área central, em uma localidade denominada de Passagem da Conceição. No entorno da margem direita, são comuns atividades agrícolas, pastoris, de lazer (natação, pesca) e mineração e, não há registros de lançamentos pontuais de águas residuárias.

**Estação 2:** Esta sub-área está localizada a 50 metros após o primeiro ponto de lançamento de esgotos na margem esquerda do rio Cuiabá, proveniente do perímetro urbano da cidade de Cuiabá. Pela margem esquerda localiza-se o bairro Coophamil (Município de Cuiabá) e pela margem direita, a localidade denominada Guarita (Várzea Grande). São desenvolvidas, na área, atividades agrícolas e pastoris.

**Estação 3:** Localizada no bairro do Porto, a montante do córrego Mané Pinto (margem esquerda). Corresponde a área central e de maior adensamento populacional, e

próxima à estação de captação de água da Empresa de Saneamento de Cuiabá – SANEMAT, também situada na margem esquerda do rio.

**Estação 4:** esta seção está localizada, também, no centro urbano, porém a jusante da área central de Cuiabá, recebe as maiores contribuições de esgotos provenientes da cidade de Cuiabá, além de atividades de mineração. Situa-se 300 metros a jusante da foz do córrego Gambá e a 800 metros a montante do córrego do Barbado (ambos na margem esquerda)..

**Estação 5:** Situada 500 metros a jusante da foz do rio Coxipó, este deságua na margem esquerda do rio Cuiabá, em localidade denominada São Gonçalo. Nesta estação se concentram todas as cargas orgânicas produzidas a montante, incluindo os efluentes gerados na área de drenagem do rio Coxipó.

**Estação 6** última seção do trecho em estudo, localizada a 100 metros a jusante da Ponte JK que liga o município de Cuiabá e Várzea Grande, e 16,26 km da área central da cidade de Cuiabá.

Para o estabelecimento da rede de amostragem e dos pontos de coletas foram levados em consideração os seguintes critérios:

1ª) - Pontos já cadastrados pelo DNAEE com postos fluviométricos instalados, facilitando a obtenção de dados hidrológicos. As seções estabelecidas na área deste projeto são monitoradas pela FEMA (Fundação Estadual do Meio Ambiente) e pelo Departamento de Engenharia Sanitária-Ambiental da UFMT, mas somente para levantamento de dados físicos, químicos e bacteriológicos.

2ª) - Localização estratégica em relação aos pontos de lançamento de esgotos domésticos e industriais das sub-bacias de maior adensamento populacional;

3ª) - A localização estabelecida para os pontos nas sub-bacias permitirão uma melhor quantificação das cargas orgânicas potenciais e remanescentes das atividades antropogênicas geradas em suas áreas de drenagem. A figura 7 apresenta o diagrama unifilar da área de estudo, indicando os pontos de lançamentos pontuais e de captação de água bem como a localização das estações de amostragem. A Figura 8 ilustra a bacia do rio Cuiabá e a área de estudo no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande.

Para a efetivação dos procedimentos adotados no monitoramento, este projeto contou com o apoio logístico do Departamento de Engenharia Sanitária-Ambiental da UFMT. Este apoio consistiu de:

- Disponibilidade de viaturas para o transporte de técnicos e de materiais de campo, bem como de um barco com motor de popa;
- Disponibilidade de pessoal técnico habilitado em medições hidrológicas;
- Apoio técnico de docentes da área de Recursos Hídricos (Hidráulica e Hidrologia) quando se fizeram necessários.



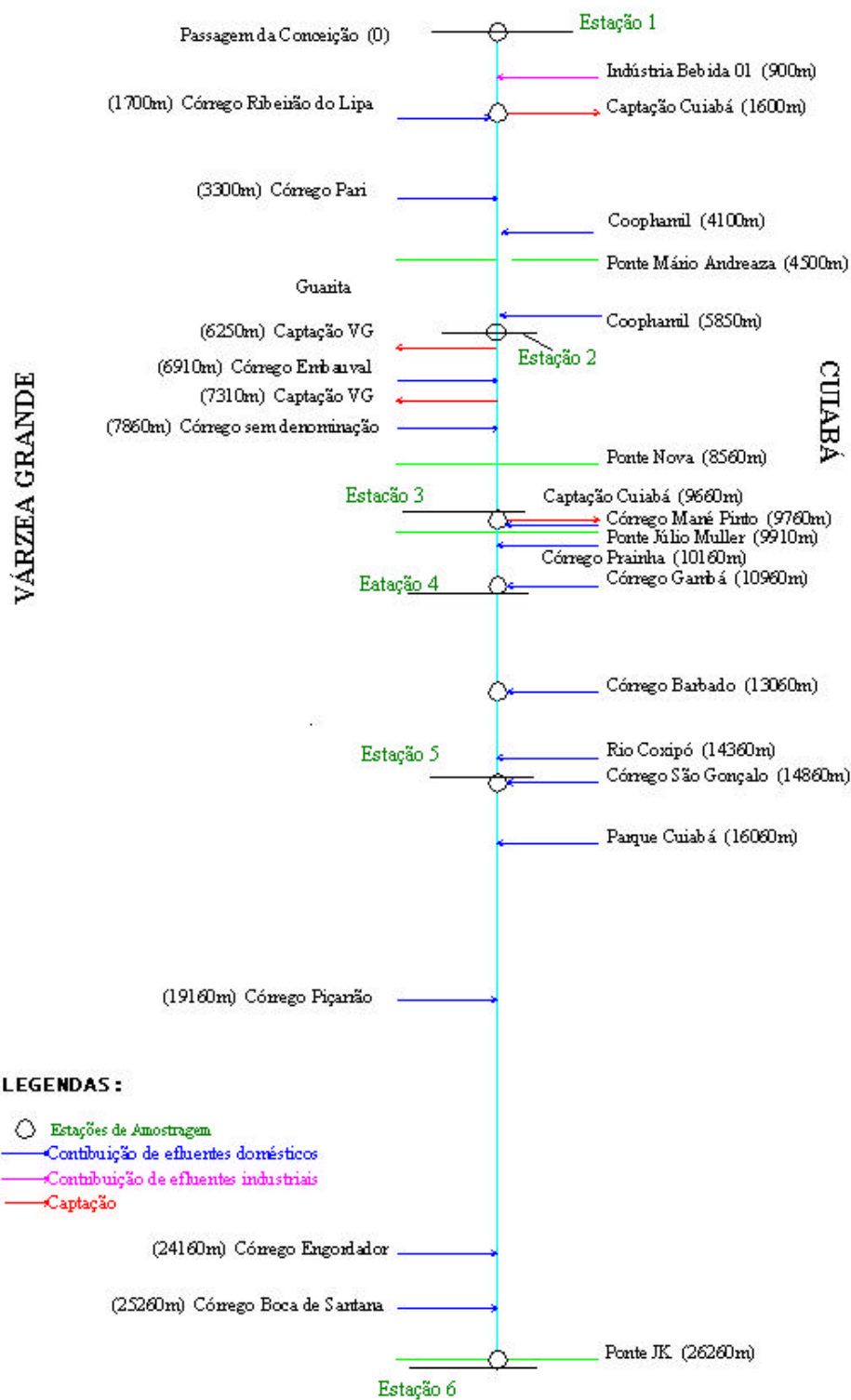


Figura 7 – Diagrama unifilar da área de estudo no rio Cuiabá.



Figura 8 – Localização da Bacia do rio Cuiabá e representação esquemática da área de estudo e das estações de amostragem.

### 4.3 – Coleta de Material

#### 4.3.1 – Substrato Artificial

O substrato artificial utilizado neste estudo consistiu de um cesto com 26 x 13 x 8 cm de dimensões, confeccionado em tela de pvc, com malha de 15 mm Ø. Este cesto foi preenchido com cerca de 160 bolas de argila expandida, com diâmetros variando de 210 mm a 420 mm (diâmetro médio  $\cong$  280 mm), e 40 seixos do rio com diâmetro médio de 278 mm. A figura 9 mostra o substrato artificial e o fixador de fundo. Este foi utilizado para evitar o arraste do substrato pela correnteza. Foram fixados 03 cestos em cada margem do rio, por um período de exposição de 6 semanas, conforme MASON Jr. *et al.*, (1973).



Figura 9 - Substrato artificial e fixador de fundo utilizados para amostragem dos macroinvertebrados bentônicos.

### **4.3.2 – Água**

As amostras de água para as análises das variáveis físicas e químicas foram coletadas nas margens das estações de amostragem do rio, a 15cm de profundidade a cada 16 dias, durante os períodos de cheia (janeiro - abril) e de seca (junho - setembro), nos anos de 1999 e 2000, e na mesma área dos substratos artificiais. Foram analisadas: pH, turbidez (uT), cor (uH), condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), alcalinidade ( $\text{mg}/\text{L}.\text{CaCO}_3$ ), transparência (m), OD - oxigênio dissolvido ( $\text{mg}/\text{L}$ ), DBO - demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg}/\text{L}$ ), DQO - demanda química de oxigênio ( $\text{mg}/\text{L}$ ), NKT - nitrogênio total Kjeldahl ( $\text{mg}/\text{L}$ ), P total - fósforo total ( $\text{mg}/\text{L}$ ), ST - sólidos totais ( $\text{mg}/\text{L}$ ), STF - sólidos totais fixos ( $\text{mg}/\text{L}$ ) e STV - sólidos totais voláteis ( $\text{mg}/\text{L}$ ).

As amostras foram coletadas e acondicionadas em frascos plásticos com tampa rosqueável e com capacidade para 1000 ml. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em caixas térmicas refrigeradas e transportadas até o laboratório para processamento analítico. A coleta e preservação das amostras seguiram as recomendações dos “Standard Methods for Examination of Water and Wastewater”, 15ª edição, 1985.

Para as determinações de OD e DBO, as amostras foram coletadas com auxílio de amostrador especial com frascos apropriados (para incubação da DBO) e fixadas no momento da coleta, conforme GOLTERMAN *et al.* (1978).

### **4.3.3 - Frequência das Amostragens**

As amostragens foram realizadas durante 02 (dois) anos consecutivos. As amostras de água para as análises físicas e químicas foram obtidas a cada 16 dias a partir de 20 de janeiro de 1999. Para a coleta da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, a exposição dos substratos artificiais iniciou-se a partir de 02 de janeiro de 1999, conforme cronograma apresentado na tabela 4. Após a obtenção do material biológico, retido na peneira de lavagem, os seixos eram repostos no mesmo cesto. Todos os cestos foram providos de plaquetas metálicas de identificação para evitar a troca dos mesmos entre os locais de amostragem ou

alterar o conteúdo de seu volume. Após o procedimento de lavagem e recuperação dos cestos, estes eram imediatamente recolocados nos seus respectivos pontos de amostragem. Este procedimento foi adotado com a finalidade de minimizar o erro na padronização da amostra.

Tabela 4 – Cronograma das jornadas adotado para colocação e retirada dos substratos artificiais nas estações de amostragem do rio Cuiabá – 1999/2000.

<b>Jornada</b>	<b>Colocação do Substrato</b>	<b>Retirada</b>
I	02/01/99	13/02/99
II	16/02/99	30/03/99
III	07/06/99	19/07/99
IV	26/07/99	06/09/99
V	20/01/00	03/03/00
VI	06/03/00	17/04/00
VII	05/06/00	17/07/00
XIII	21/07/00	01/09/00

#### **4.4 - Variáveis Climatológicas**

Os dados referentes a precipitação pluviométrica, temperaturas máxima e mínima anuais foram obtidas junto a Estação Climatológica “Padre Bomblel”- localizada no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso e operada pelo Departamento de Engenharia Sanitária-Ambiental.

#### **4.5 - Variáveis Hidrodinâmicas**

##### **4.5.1 – Vazão (m<sup>3</sup>/s)**

Os valores de vazão foram obtidos com auxílio de um molinete operado por técnicos do Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMT.

##### **4.5.2 - Lâmina D’água**

As leituras de lâmina d’água foram efetuadas em réguas já instaladas nas seções a serem amostradas no presente projeto, pertencentes ao DNAE (Departamento Nacional de Água e Esgoto) e ao DESA - Depto. de Engenharia Sanitária-Ambiental/UFMT.

## **4.6 – Procedimentos Analíticos**

### **4.6.1 - Variáveis Físicas e Químicas da Água**

#### **4.6.1.1 - Temperaturas**

As temperaturas da água e do ar foram medidas “in situ” com auxílio de um termômetro comum com filamento de mercúrio, de 0-100°C e escala de 0,5°C, no momento das amostragens.

#### **4.6.1.2 - Potencial Hidrogeniônico - pH**

Os valores de pH foram medidos “in situ” durante as amostragens com auxílio de aparelho digital, portátil, marca Além Mar, modelo D-800.

#### **4.6.1.3 - Turbidez**

Foram efetuadas em com turbidímetro marca Polilab, modelo AP100 II, em laboratório.

#### **4.6.1.4 - Transparência da Água**

Os dados foram determinados através de um disco de Secchi com 30 centímetros de diâmetro e corda graduada.

#### **4.6.1.5 - Condutividade**

A condutividade elétrica na água foi medida com auxílio de um condutivímetro portátil, marca Micronal, modelo B-330, com valores corrigidos para a temperatura de 25°C.

#### **4.6.1.6 – Alcalinidade**

As medidas de alcalinidade foram obtidas pelo método de titulação colorimétrica utilizando ácido clorídrico padronizado a 0,1 N e potenciômetro digital marca Digimed, modelo DMPH2, conforme MACKERETH *et al.* (1978).

#### **4.6.1.7 - Oxigênio Dissolvido - OD**

As concentrações de oxigênio dissolvido foram determinadas pelo método de Winkler modificado conforme GOLTERMAN *et al.* (1978).

#### **4.6.1.8 - Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO**

Os dados de DBO foram obtidos conforme metodologia descrita na Normalização Técnica da CETESB (1978).

#### **4.6.1.9 - Demanda Química de Oxigênio - DQO**

Foi utilizado o método de refluxo e digestão em  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido quente, conforme SAWYER & McCARTY (1978).

#### **4.6.1.10 - Sólidos Totais, Fixos e Voláteis – ST, STF e STV**

O material em suspensão total, orgânico e inorgânico foi determinado conforme metodologia descrita por SAWYER & McCARTY (1978).

#### **4.6.1.11 – Nitrogênio Total Kjeldahl - NTK**

As concentrações de nitrogênio total foram determinadas conforme MACKERETH *et al.* (1978).

#### **4.6.1.12 – Fósforo Total (P total)**

Os valores dos teores de fósforo total foram obtidos conforme descrito por GOLTERMAN *et al.*, (1978).

#### **4.6.2 - Material Biológico**

Após o período de colonização, o substrato foi retirado do rio e acondicionado em sacos plásticos para transporte até o laboratório. A lavagem do material foi feita em peneiras com malhas de 0,21mm de diâmetro de abertura. O material retido foi preservado em recipiente de plástico com solução de formol a 8% e corado com rosa de bengala a 5%. A triagem dos macroinvertebrados bentônicos foi em bandejas retangulares de PVC e sobre uma fonte de luz.

Os organismos triados a olho nu foram, então, preservados em álcool 70% e posteriormente identificados em microscopia óptica. As figuras 10 e 11 apresentam os materiais utilizados no presente estudo.

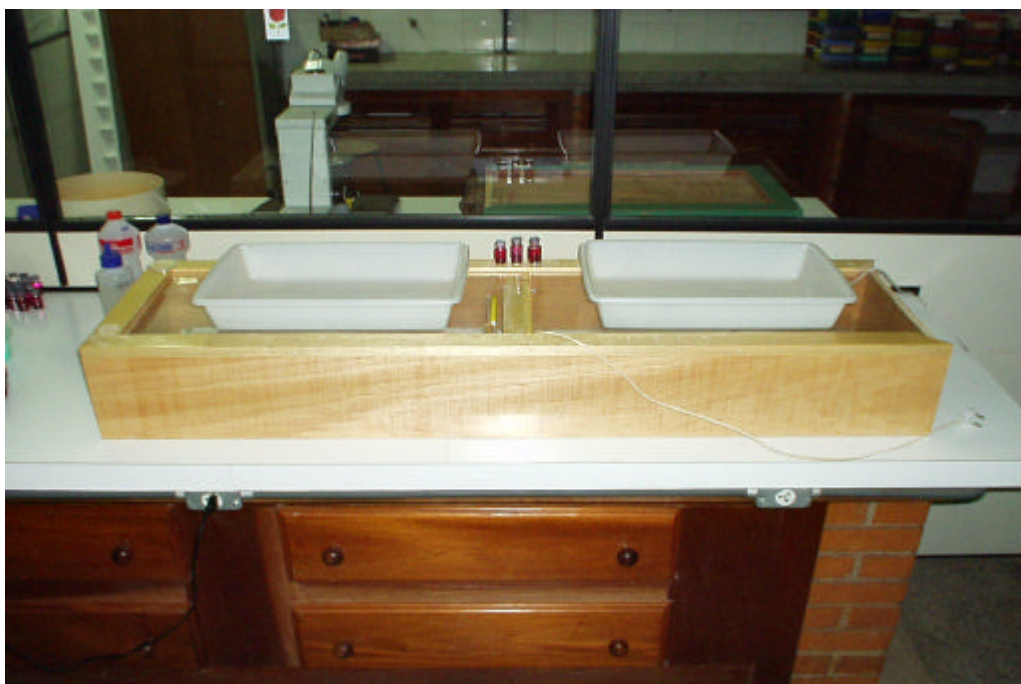


Figura 10 – Materiais utilizados na triagem – Bandejas e luminária.



Figura 11 – Materiais utilizados na pesquisa – Microscópio binocular com platina móvel (Marca Askania/Zeiss), Lupa estereoscópica c/ acessório de câmara clara (Marca Askania/Zeiss), Substrato e Peneira de lavagem.



A identificação dos organismos foi feita utilizando-se bibliografias especializadas: Pennak (1953); Edmondson (1959); Merrit & Cummins (1984); Perez (1988); Epler (1992); e Trivinho-Strixino & Strixino (1995).

## **4.7 - Tratamento dos Dados**

### **4.7.1 – Variáveis Físicas e Químicas**

Considerando-se que muitas variáveis apresentaram ampla faixa de variação optou-se por apresentar os valores das mesmas como medianas com suas respectivas amplitudes de variação (mínima e máxima), conforme recomendação do prof Dr. Ricardo Grau Abalo, estatístico da Universidade de Havana, Cuba, em comunicação pessoal. Aplicou-se o método U' de Mann-Whitney (Zar, 1999), com intervalo de confiança de 95% ( $p \leq 0,05$ ), cujo objetivo foi testar se as diferenças, entre as amostragens, foram significativas. No sentido de identificar os principais padrões dos dados estudados foram realizadas análises de componentes principais (ACP) e de conglomerados hierárquicos (Cluster), (LUDWIG & REYNOLDS, 1988).

Para a análise numérica dos dados, os valores descritivos (variáveis) utilizados, foram previamente transformados [ $\text{Log}(x + 1)$ ], para garantir a homogeneidade de variância visto as diferenças de unidades entre as variáveis e amplitude de variação dos valores. Na análise de componentes principais, adotou-se os autovalores maiores do que 1,0 e o método de rotação varimax, conforme Vega *et. al.* (1998). Para a construção do dendrograma de similaridade dos pontos de amostrados em função dos atributos (variáveis medidas), foi adotada a distância euclidiana como medida de semelhança, e o UPGMA (Unweighted Pair-Group Method Average) ou agrupamento pela associação média, como método de distribuição dos objetos similares num mesmo grupo (SNEATH & SOKAL, 1973).

## **4.7.2 – Variáveis Biológicas**

### **4.7.2.1 – Densidade Total**

As densidades totais das taxocenoses macrobentônica e de Chironomidae foram calculadas a partir da soma de todos os táxons presentes nos substratos em cada margem das estações de amostragem. Os resultados estão expresso em  $n^{\circ}$ .ind./u.a. (= número de indivíduos por unidade amostral). A unidade amostral corresponde ao total de táxons presentes em 06 (seis) substratos de duas jornadas consecutivos do período sazonal.

### **4.7.2.1 – Abundância Relativa**

Calculou-se a porcentagem de participação das unidades taxonômicas identificadas. Os valores percentuais foram previamente transformados  $[\text{Log}(x + 1)]$  para a plotagem nos gráficos, devido às amplitudes de variação dos valores.

### **4.7.2.3 – Riqueza**

A riqueza foi calculada pelo maior valor de táxons identificados em cada local de amostragem nos seis substratos colonizados por estação e por período sazonal.

### **4.7.2.4 - Índice de Diversidade de Shannon-Wiener**

A diversidade taxonômica foi calculada pelo Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (MAGURRAN, 1988), conforme a fórmula:

$$H' = \sum \check{d}_i \cdot \log_e \check{d}_i$$

onde:

$$\check{d}_i = n_i/N \text{ e } n_i = \text{densidade do táxon } i; N = \text{densidade total.}$$

### **4.7.2.5 – Equitabilidade**

A equitabilidade, que representa a participação relativa das populações na diversidade real estimada em função da diversidade máxima teoricamente esperada, foi calculada pela expressão, segundo PIELOU (1969) *apud* MAGURRAN (1991).

$$E = \frac{H'}{H_{\max}} [x100]$$

onde, E: Eqüitabilidade ("Evenness")

H': Diversidade real

H<sub>max</sub>: Diversidade máxima teoricamente esperada (ln S) S = riqueza.

### **4.7.3 - Análises Multivariadas**

Para a construção dos dendrogramas de similaridade dos locais amostrados foram utilizados os índices de riqueza taxonômica obtidos nos respectivos locais em função dos atributos (variáveis medidas), foi adotada a distância euclidiana como medida de semelhança, e o UPGMA (Unweighted Pair-Group Method Average) ou agrupamento pela associação média, como método de distribuição dos objetos similares num mesmo grupo (SNEATH & SOKAL, 1973). As análises foram conduzidas separadamente para os anos de 1999 e 2000.

## **5. RESULTADOS**

### **5.1 – Variáveis Climatológicas e Hidrológicas**

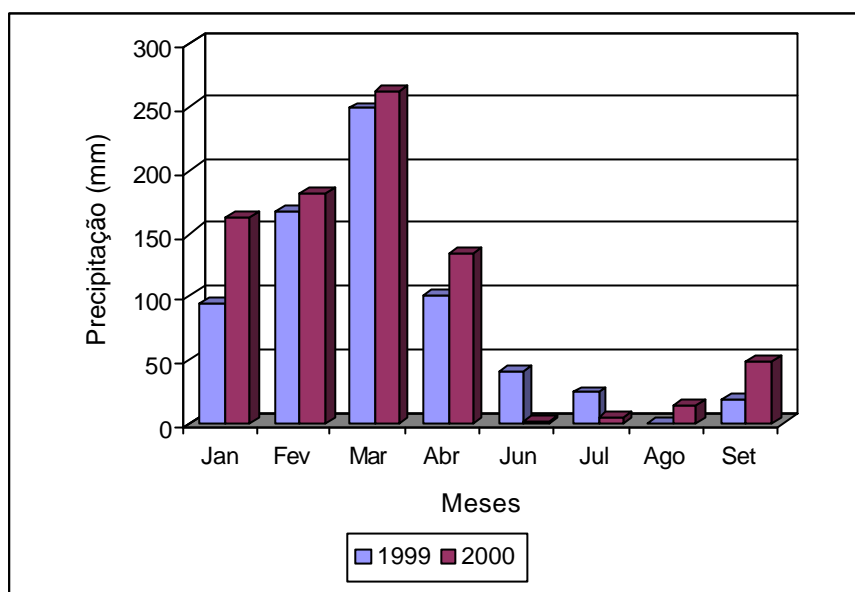
#### **5.1.1 – Temperatura do ar**

Segundo dados obtidos na 9<sup>o</sup> Distrito de Meteorologia (INMET, 2000), a temperatura média anual na área de estudo é de 26°C, ocorrendo as máximas médias diárias em torno de 36°C, em setembro, e as mínimas de 15°C, em julho. Os valores são mais elevados nos meses de setembro a novembro e mais baixos nos meses de maio a julho, refletindo, de forma geral, a sazonalidade do ciclo anual.

#### **5.1.2 – Precipitação pluviométrica**

A partir dos dados pluviométricos, desde janeiro de 1997 a dezembro de 2000, duas estações climáticas bem distintas foram estabelecidas para a área, sendo uma chuvosa, caracterizada pela precipitação elevada (total no período de 610,9mm e 739,4mm, em 1999 e 2000, respectivamente) e que compreendeu os meses janeiro, fevereiro, março e abril; e a outra seca, com precipitação baixa (total no período 82,3mm e 66,1mm, em 1999 e 2000, respectivamente), que abrangeu os meses de junho, julho, agosto e setembro (Fig. 12).

As precipitações totais anuais, em 1999 e 2000, foram de 1222,8mm e 1141,6mm, respectivamente, o que evidencia um pequeno decréscimo na precipitação total anual ocorrida no ano de 2000 em relação ao ano de 1999. A tabela 18 do anexo apresenta os valores médios mensais de precipitação na área de estudo durante os anos de 1997 a 2000.



FONTE: INMET (2000).

Figura 12 - Variação dos valores médios mensais de precipitação na área durante o período de estudo – 1999/2000.

### 5.1.3 – Vazão

Os dados da vazão do rio Cuiabá, no presente estudo, mostraram alterações refletindo os períodos de seca e chuva e, também, os efeitos do fechamento das comportas da barragem do reservatório da UHE-Manso. Nos períodos de chuva os valores médios da vazão foram  $684,4\text{m}^3/\text{s}$  e  $352,7\text{m}^3/\text{s}$  em 1999 e 2000, respectivamente, o que significou um decréscimo de 48,5%. No período de seca os valores médios de vazão atingiram uma diferença de 14,1% entre ambos os anos estudados, sendo menor em 2000. O maior valor de vazão, no período de estudo, foi de  $1742,26\text{m}^3/\text{s}$ , registrado em 12/03/99 e o menor de  $83,5\text{m}^3/\text{s}$ , registrado em 05/09/99. É importante salientar que após o fechamento das comportas da barragem de Manso, em novembro de 1999, foi registrado um valor de  $48,18\text{m}^3/\text{s}$  em 04/12/99, portanto, em pleno período chuvoso. A tabela 19, do anexo, apresenta os valores mensais médios de vazão na área de estudo durante os anos de 1999 e 2000. Os valores médios de vazão, durante os períodos sazonais destes anos, estão apresentados na figura 13.

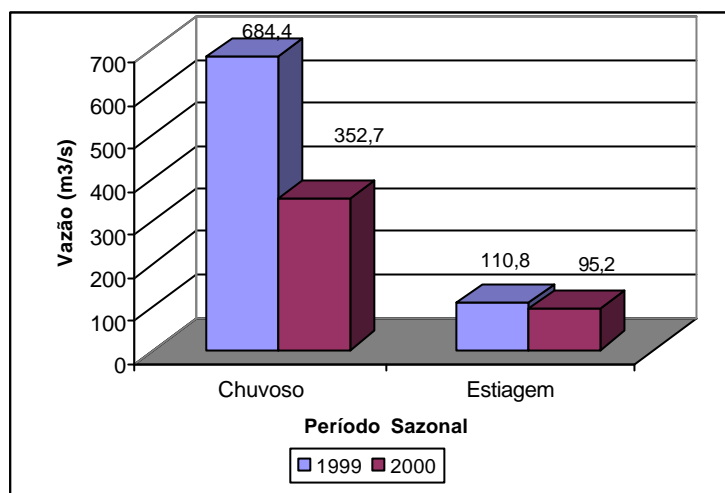


Figura 13 – Variação dos valores médios de vazão do rio Cuiabá na área de estudo durante os períodos sazonais de 1999 e 2000.

## 5.2 – Variáveis Limnológicas

### 5.2.1 – Temperatura da água

Os valores de temperatura da água apresentaram pouca variação entre ambas as margens das estações de amostragem ao longo do rio. Os resultados indicaram temperaturas mais elevadas no período chuvoso, definido pelo verão e temperaturas mais amenas nos períodos de estiagem. Os valores medianos obtidos durante o período chuvoso de 1999 foram menores, em 1 a 2<sup>o</sup>C, em relação aos valores do mesmo período de 2000, na maioria das estações de amostragem, sendo o inverso verificado durante os períodos de estiagem dos dois anos, com diferenças que variaram de 1 a 3<sup>o</sup>C, sendo menores em 2000 (Tabelas 20 a 31, do anexo). A figura 14 apresenta a variação espaço-temporal dos valores de temperatura da água do rio Cuiabá no período de estudo.

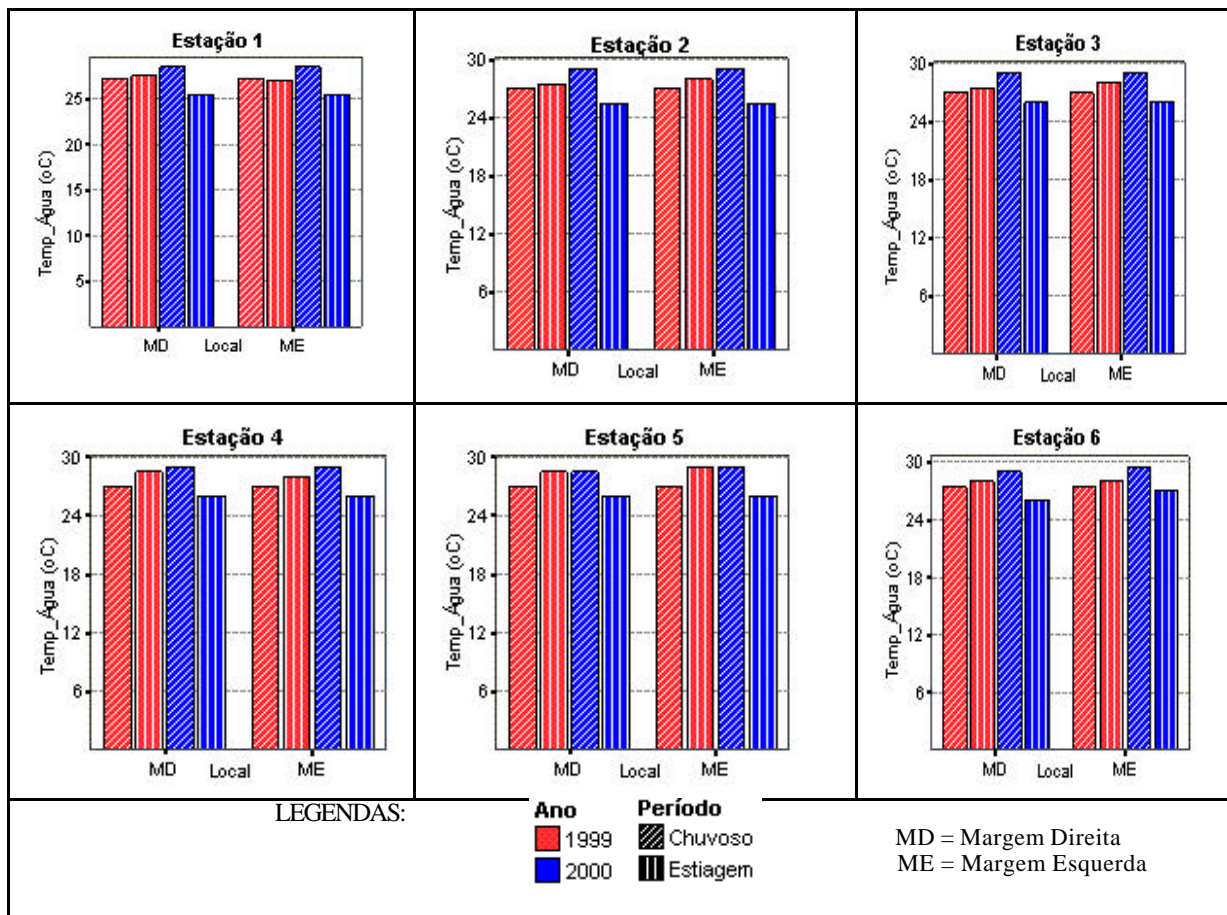


Figura 14 - Variação dos valores medianos de temperatura nas amostras de água nas estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo em 1999 e 2000.

### 5.2.2 – Potencial hidrogeniônico – pH

Os valores medianos de pH foram superiores a 7,0 em todas as estações e em ambos os períodos, porém constatou-se menores valores nos períodos chuvosos em relação aos períodos de estiagem (Tabelas 20 a 31 do anexo). Foi observado, também, um aumento nos valores das medianas registrados no ano de 2000 em relação ao ano de 1999, tanto no período chuvoso como no período de estiagem. O menor valor desta variável foi de 6,2, observado na margem direita da estação 2 em março/1999, e o valor mais elevado foi de 8,6 na margem direita da estação 1, em abril/2000. O pH apresentou diferenças significativas (Mann-Whitney,  $p \leq 0,05$ ) entre os períodos sazonais de 1999 em todas as estações de amostragem. No ano de 2000, diferenças significativas entre os períodos sazonais foram registradas apenas nas margens da estação 1 e margens direitas das estações 3 e 4. As variações espaço-temporais das medianas de pH são apresentadas na figura 15.

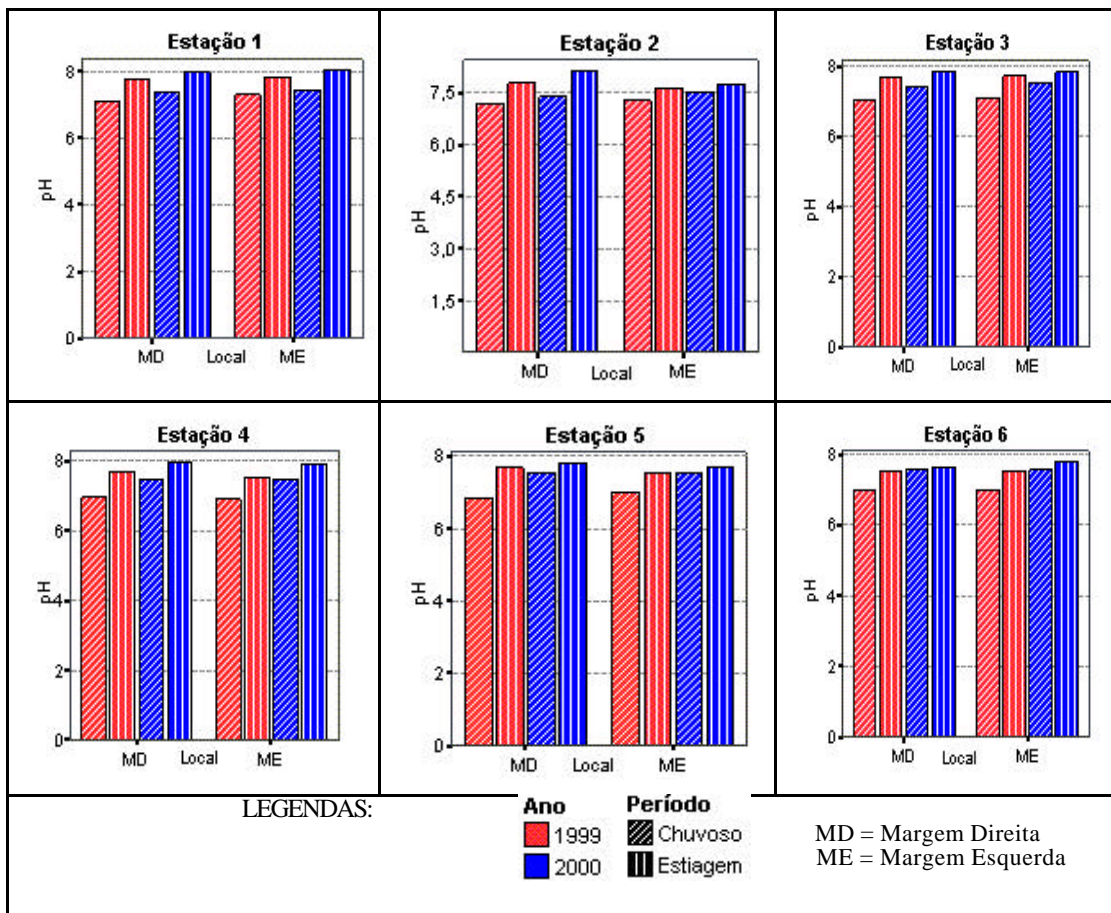


Figura 15 - Variação das medianas de pH da água nas estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000.

### 5.2.3 – Alcalinidade total

A figura 16 mostra a variação dos valores medianos da alcalinidade ao longo do rio no período de estudo. O valor mais elevado ( $65,5 \text{ mg/LCaCO}_3$ ) foi registrado na margem esquerda da estação 2 em agosto/1999; e o mínimo foi  $11,0 \text{ mg/LCaCO}_3$  fevereiro/1999 na margem esquerda da estação 1. No ano de 2000 ocorreu uma significativa redução nos valores medianos desta variável, tanto no período chuvoso como no período de estiagem, em relação aos mesmos períodos do ano anterior (Tabelas 20 a 31 do anexo).



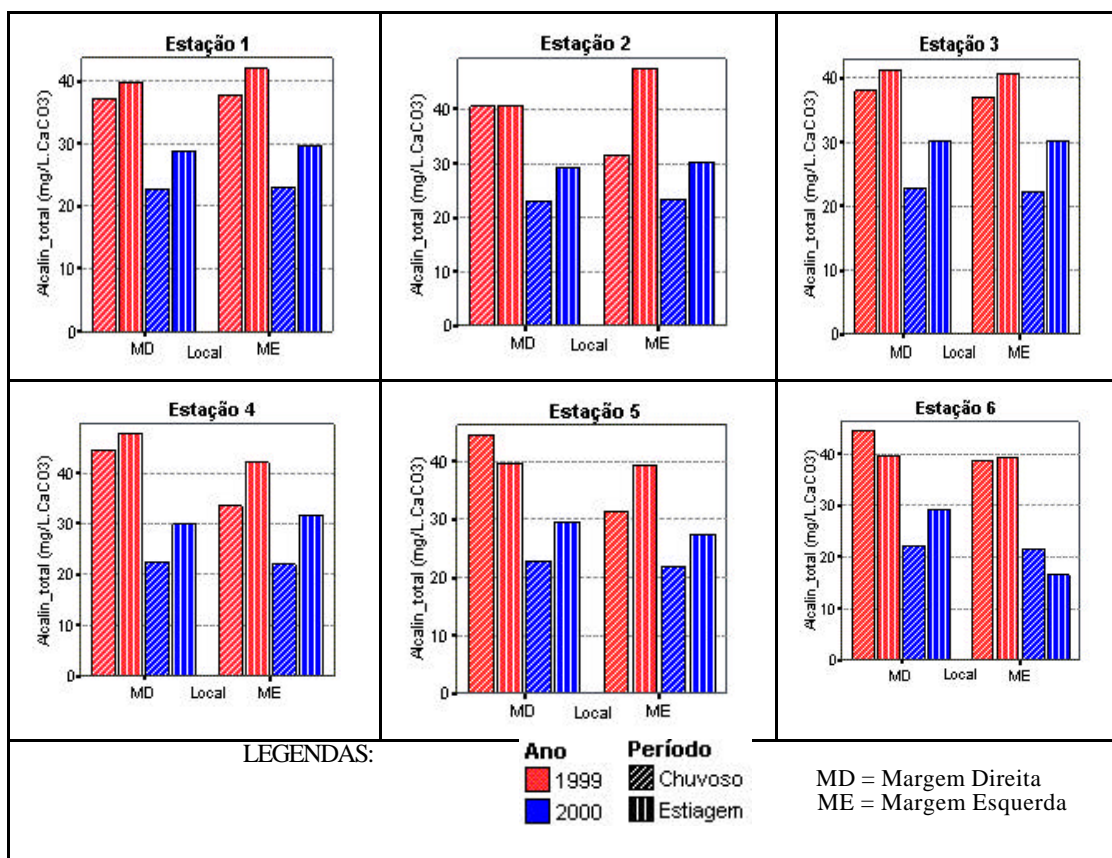


Figura 16 - Variação dos valores das medianas de alcalinidade total nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000.

#### 5.2.4 – Condutividade elétrica

As medianas da condutividade elétrica foram mais elevadas nos períodos de estiagem; com uma tendência a aumentar nas estações após as áreas urbanas (estações 5 e 6) (Figura 17). Os valores máximo e mínimo de condutividade elétrica registrados foram de  $144,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  e  $19,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  na margem direita da estação 1 em abril e fevereiro/2000, respectivamente. As medianas de condutividade em todas as estações de amostragem foram mais elevadas no ano de 2000, em ambos os períodos de amostragem. Considerando-se a sazonalidade do ciclo anual, em 1999, os resultados obtidos para esta variável, indicaram diferenças significativas (Mann-Whitney,  $p \leq 0,05$ ) em todas as estações de amostragem. Os valores obtidos nos períodos de estiagem e chuvoso de 2000 não tiveram diferenças significativas (Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ) entre as estações de amostragem. Apenas a estação

2 apresentou diferença significativa entre as duas margens, no período de estiagem de 1999, com a mediana mais elevada na margem esquerda.

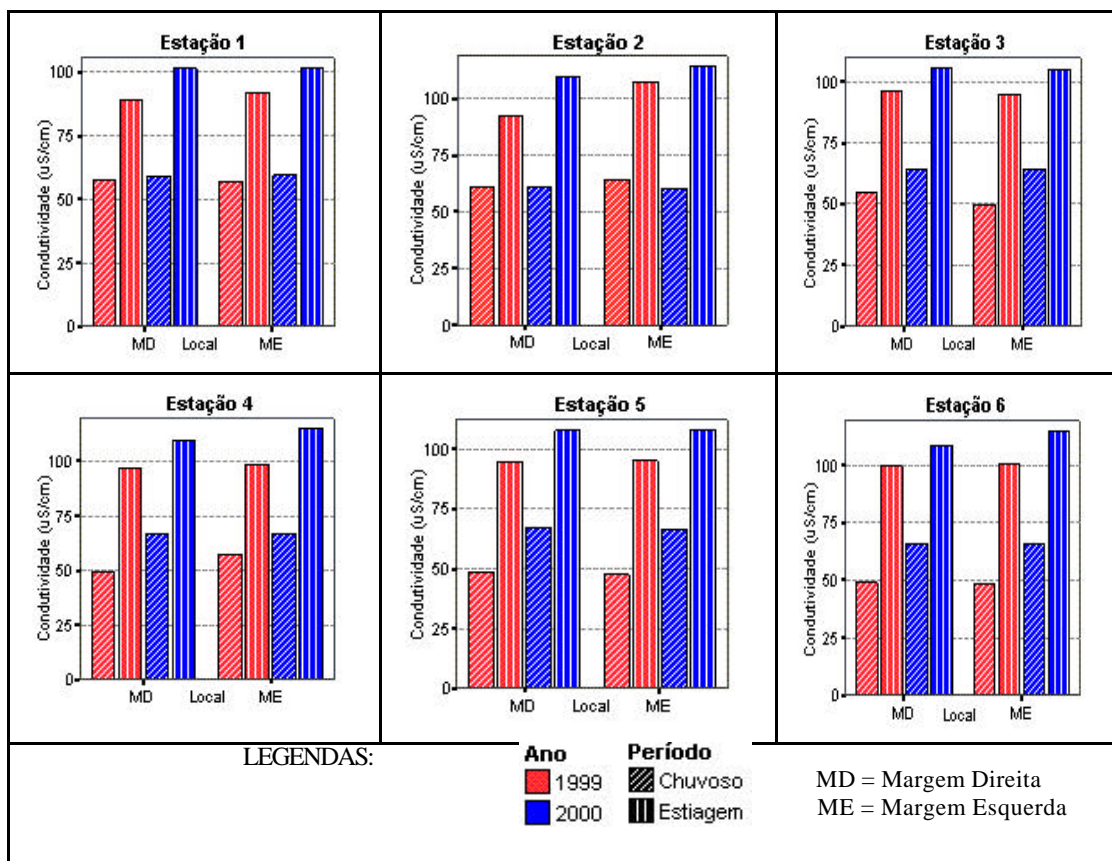


Figura 17 - Variação dos valores das medianas de condutividade elétrica da água nas estações de amostragem do rio Cuiabá - 1999 e 2000.

### 5.2.5 – Cor

Os valores mais baixos de cor coincidiram com o período de menor precipitação e vice-versa. Os resultados indicaram uma elevação dos valores medianos dessa variável durante o período de estiagem de 2000 quando comparados com o mesmo período do ano anterior (Figura 18). O valor mais elevado para a cor foi de 300,0 uH, registrado em março/1999 nas margens direitas das estações 3 e 5; valor semelhante foi encontrado em janeiro/2000 em todas as estações de amostragem, em ambas as margens. Os valores obtidos nos pontos de amostragem das estações não apresentaram diferenças significativas quando comparados entre si. As variações dos valores de cor foram significativas (Mann-Whitney,  $p \leq 0,05$ ) quando comparados os períodos de estiagem de 1999 e 2000, sendo mais acentuadas nas estações localizadas a jusante da área central do perímetro urbano. Nos

períodos chuvosos dos dois anos não ocorreram diferenças significativas nos valores de cor (Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ).

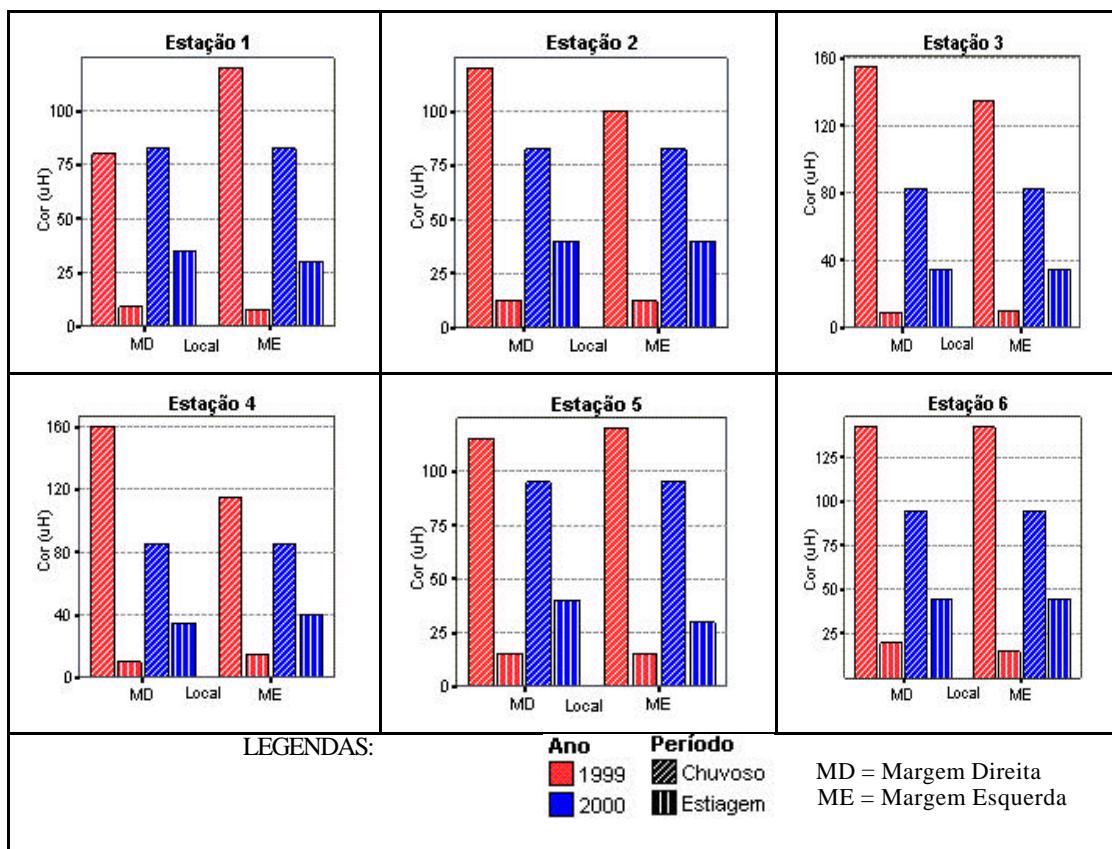


Figura 18 - Variação dos valores medianos de cor da água nas estações de amostragem do rio Cuiabá - 1999 e 2000.

### 5.2.6 – Turbidez

As variações espaço-temporais dos valores de turbidez nas estações de amostragem são apresentadas na figura 19. Os resultados apontam para influências locais nas áreas de drenagens das estações de amostragem e dos efeitos da sazonalidade; valores mais elevados no verão que coincidem com precipitações mais intensas e menores no inverno caracterizado por poucas precipitações. Em 1999, os valores das medianas variaram de 5,5 uT (margem esquerda da estação 1) a 12 uT (margem direita da estação 6), durante o período de estiagem; no período de chuvas de 55,0 uT (margem esquerda da estação 1) a 64,0 uT (margem direita da estação 5). Em 2000, os menores valores ocorreram na durante o período de estiagem, a

margem esquerda da estação 1 também apresentou a menor mediana de 5,5 uT e a margem esquerda da estação 6, o valor mediano mais elevado (9,2 uT); no período chuvoso, desse ano, os valores medianos variaram de 57,1 uT (margem esquerda da estação 6) a 63,5 uT (margem direita da estação 1). O valor mais elevado (210,0 uT) foi registrado janeiro/2000 nas margens direita e esquerda da estação 4 e na margem direita da estação 5. Os valores de turbidez apresentaram diferenças significativas entre os períodos sazonais dos anos estudados (Mann-Whitney,  $p \leq 0,05$ ) em todas as estações de amostragem, sendo maiores no período chuvoso.

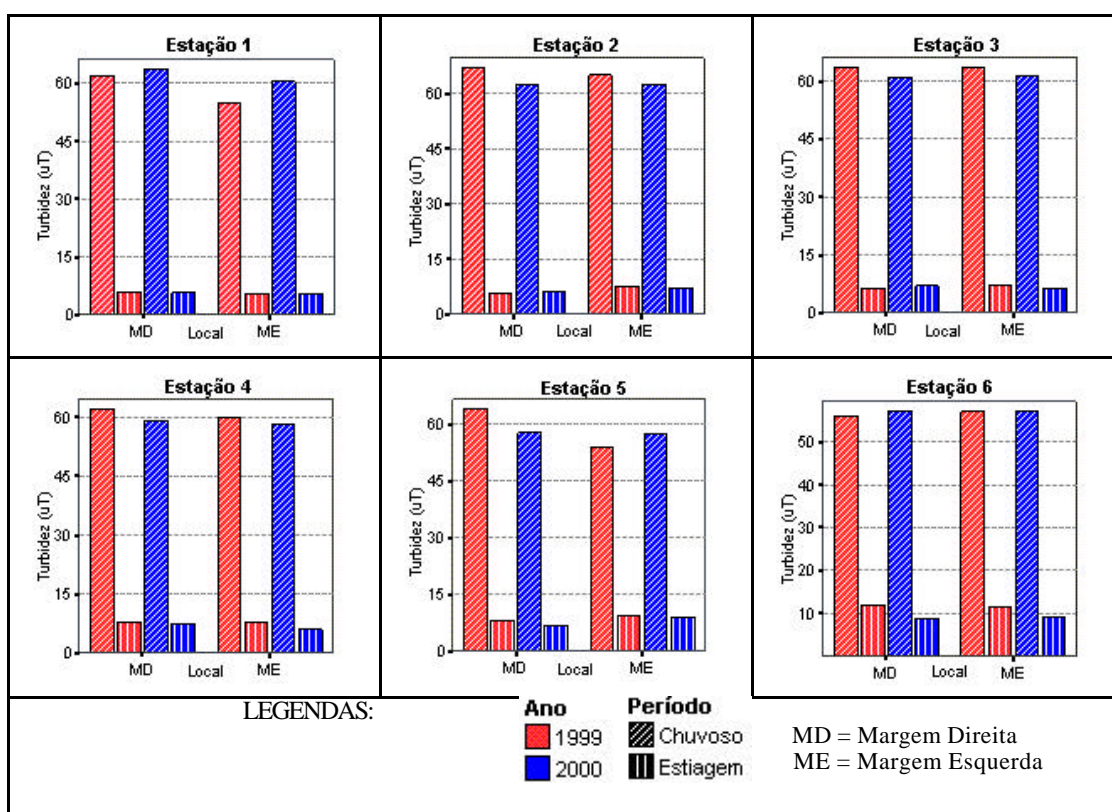


Figura 19 - Variação dos valores medianos de turbidez nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000.

### 5.2.7 – Transparência

Os valores mais baixos de transparência coincidiram com os valores maiores de cor e turbidez e vice-versa, refletindo os períodos de estiagem e chuvoso, respectivamente. Os valores medianos foram mais elevados durante os períodos de estiagem, sendo maiores durante o ano de 1999 (Figura 20). Ainda vale ressaltar que

os resultados indicaram valores decrescentes nas estações 4, 5 e 6, localizadas a jusante da área central do perímetro urbano da cidade de Cuiabá (Tabelas 20 a 31 do anexo). As análises estatísticas comparativas apontaram para diferenças significativas entre os períodos de estiagem dos anos de 1999 e 2000, apenas nas margens esquerdas das estações 2 e 4 (Mann-Whitney,  $p \leq 0,05$ ).

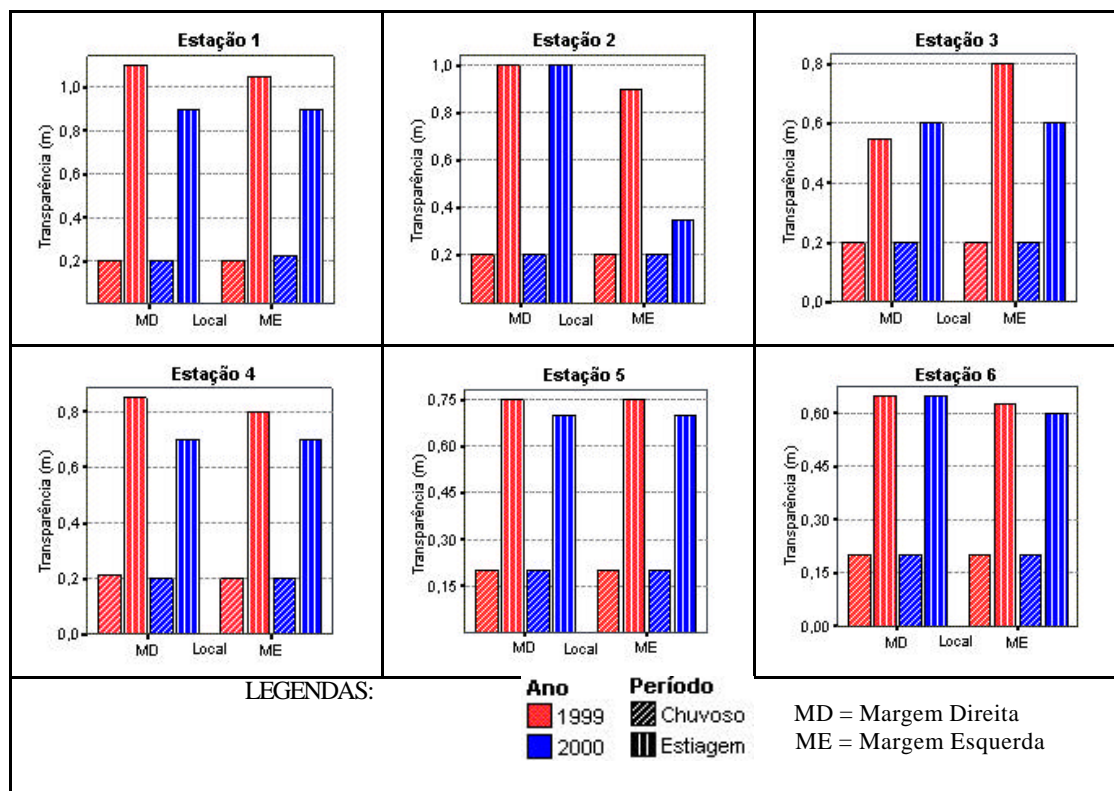


Figura 20 - Variação dos valores medianos de transparência da água nas estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000.

### 5.2.8 – Oxigênio dissolvido – OD

Os valores medianos das concentrações de oxigênio dissolvido foram muito variáveis no contexto espaço-temporal (Tabelas 20 a 31 do anexo). Os dados dessas tabelas mostram valores menores registrados nas estações de amostragem durante o ano de 2000 em relação ao ano anterior, sendo mais acentuados nas estações 4, 5 e 6. As menores concentrações desse gás foram registradas nas margens da estação 6, onde ocorreram valores de 3,7 e 4,3 mg/L nas margens esquerda e direita, respectivamente, durante o período de estiagem de 1999; no ano de 2000, esta estação apresentou valores mínimos de 4,4 e 4,2 mg/L nas margens esquerda e direita, respectivamente, durante o período chuvoso.

O valor mais elevado (9,0 mg/L) foi observado em agosto/1999 na margem esquerda da estação 3. Os dados mostram que apenas na margem esquerda da estação 2 ocorreram diferenças significativas de OD entre os períodos sazonais de 2000 (Mann-Whitney,  $p \leq 0,05$ ). Entre os períodos sazonais de 1999 não foram observadas variações significativas nos teores deste gás nas estações de amostragem (Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ). As variações dos valores de OD nas estações de amostragem são apresentados na figura 21.

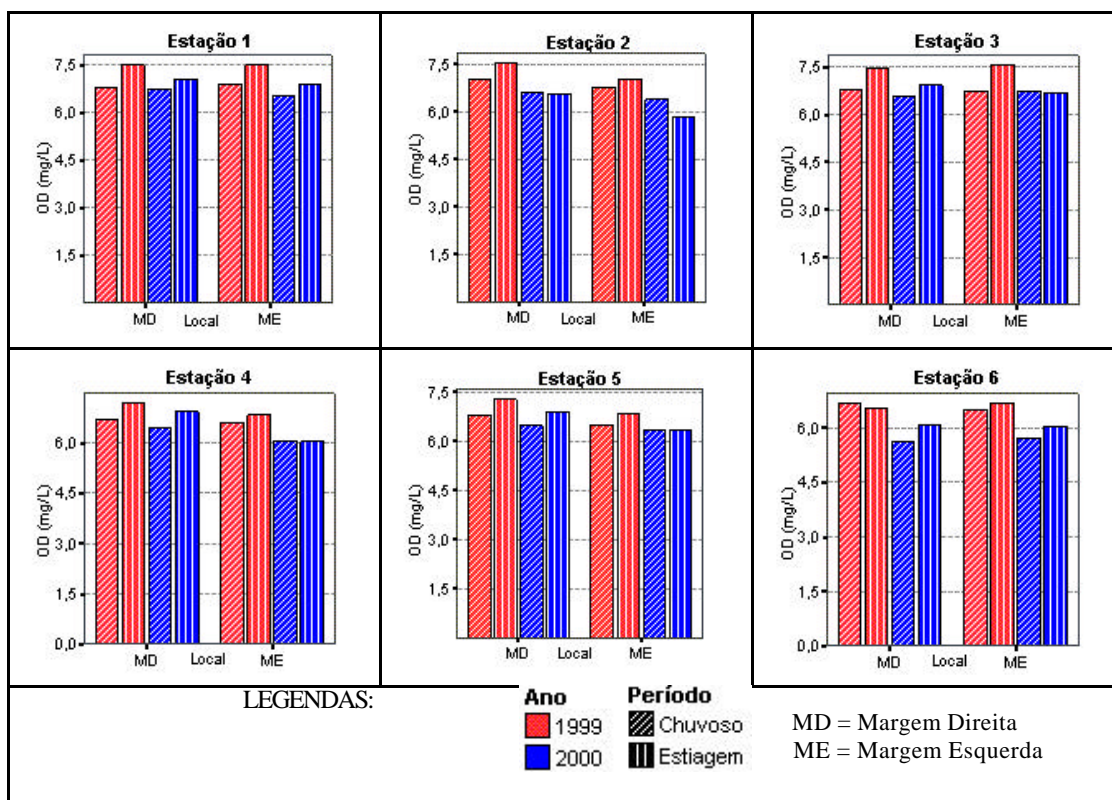


Figura 21 - Variação dos valores medianos de oxigênio dissolvido nas amostras de água das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000.

### 5.2.9 – Demanda bioquímica de oxigênio – DBO

As estações de amostragem se diferenciaram espaço-temporalmente em relação aos valores de DBO (Tabelas 20 a 31 do anexo). Os valores, em geral, foram mais elevados no período chuvoso e nas estações localizadas a jusante da área central do perímetro urbano (Figura 22). O menor valor registrado para esta variável limnológica foi 0,2 mg/L em junho/1999 na margem esquerda da estação 1, e em fevereiro/2000 na margem direita desta estação; na margem direita da estação 2 valor semelhante foi registrado em março e junho/2000; na margem direita da estação 3, em julho/1999 e na

margem esquerda, desta estação, em março, junho e julho de 2000; na margem direita da estação 4, este valor mínimo foi observado em Junho de 1999. O valor mais elevado (6,0 mg/L) foi registrado na margem esquerda da estação 2, em janeiro/2000. Digno de nota foram os resultados registrados, durante o período chuvoso de 1999, na estação 3, em que a margem direita apresentou um valor mediano de 1,6 mg/L similar ao valor obtido na margem esquerda da estação 5 que sofre maior influência dos esgotos urbanos; e a margem esquerda com mediana de 2,6 mg/L, pouco inferior a maior mediana de 2,9 mg/L observada na margem esquerda da estação 2 que recebe lançamento pontual de esgoto.

A análise estatística mostra que em 1999 não ocorreram variações significativas entre os locais de amostragem para ambos os períodos sazonais e, em 2000, apenas a margem direita da estação 3 apresentou diferença significativa entre os períodos de estiagem e chuvoso (Mann-Whitney,  $p \leq 0,05$ ). Considerando, isoladamente, os períodos de estiagem de 1999 e 2000, diferenças significativas ocorreram somente na margem direita da estação 2. Da mesma forma, a análise dos períodos chuvosos dos dois anos não apresentou diferenças significativas nas estações de amostragem (Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ). Em geral, os valores de DBO foram relativamente baixos nas estações de amostragem.

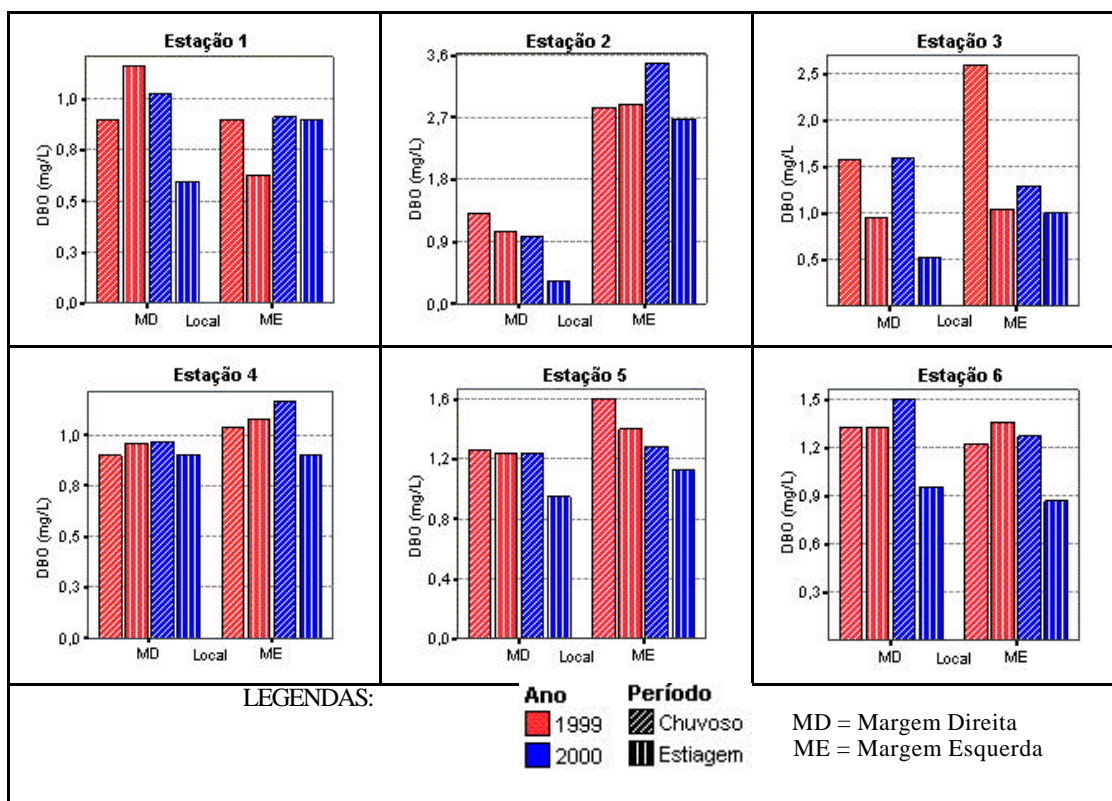


Figura 22 - Variação dos valores medianos de DBO da água nas estações de amostragem do rio Cuiabá - 1999 e 2000.

### 5.2.10 – Demanda química de oxigênio – DQO

Esta variável apresentou comportamento similar a DBO durante o período de estudo, sendo os valores mais elevados no período de chuvas e com tendência de elevação nos pontos localizados à jusante da área central do perímetro urbano (Tab. 20 a 31, anexo). Em geral, as concentrações refletiram as características locais das estações de amostragem (Fig. 23). Os resultados mostram que as menores valores de DQO ocorreram na estação 1 situada à montante da área central do perímetro urbano; na margem esquerda dessa estação registrou-se o menor valor (0,8 mg/L) em agosto/1999. O valor mais elevado foi de 35,0 mg/L, registrado na margem esquerda da estação 5, em março/1999. As medianas mais elevadas foram observadas na estação 3, durante o período chuvoso de 1999, com 16,2 mg/L e 16,1 mg/L nas margens direita e esquerda, respectivamente (Tab. 18 a 29 do anexo).



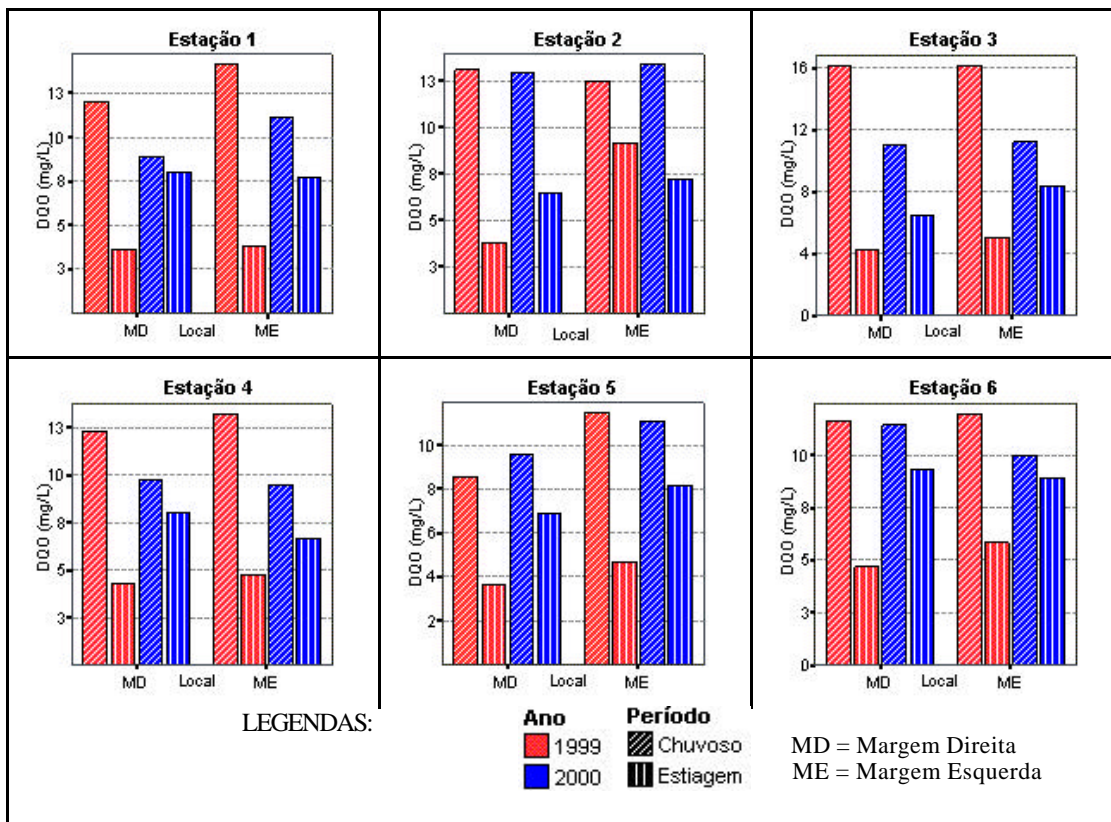


Figura 23 - Variação dos valores medianos de DQO da água nas estações de amostragem do rio Cuiabá - 1999 e 2000.

A análise estatística mostra que, em 1999, apenas as margens esquerdas das estações 2 e 3 e margem direita da estação 4 não apresentaram variações significativas dos valores medianos entre ambos os períodos (Mann-Whitney,  $p \leq 0,05$ ). Em 2000, os resultados não apontaram diferenças significativas dos valores medianos dessa variável entre as estações de amostragem, quando comparados os dois períodos sazonais. A avaliação entre os períodos chuvosos de 1999 e 2000 também não indicaram diferenças significativas nos teores de DQO nas estações de amostragem. Variações significativas só foram observadas na estação 1 (nas duas margens) e na margem direita da estação 6 quando comparados os períodos de estiagens dos dois anos (Mann-Whitney,  $p \leq 0,05$ ).

### 5.2.11 – Nitrogênio total Kjeldahl – NTK

As medianas das concentrações de nitrogênio total se apresentaram de forma diferente no conjunto das estações de amostragem, refletindo os efeitos de entrada de materiais orgânicos alóctones no período chuvoso, de fontes pontuais de lançamentos de esgoto e de outras atividades antropogênicas, associados às características locais (Tab. 20 a 31, anexo) (Fig. 24). O menor valor foi de 0,05 mg/L, registrado na margem direita da estação 4 em setembro/1999 e o valor mais elevado de 3,2 mg/L registrado na margem esquerda da estação 2, em julho/1999. Durante o ano de 2000, apenas as margens direitas das estações localizadas a jusante da área central do perímetro urbano e margem esquerda da estação 6 apresentaram valores mais elevados durante o período de estiagem em relação ao mesmo período do ano anterior. As análises estatísticas indicaram que diferenças significativas só ocorreram nas margens esquerdas das estações 1, 2 e 4 entre os períodos de estiagem de 1999 e 2000.

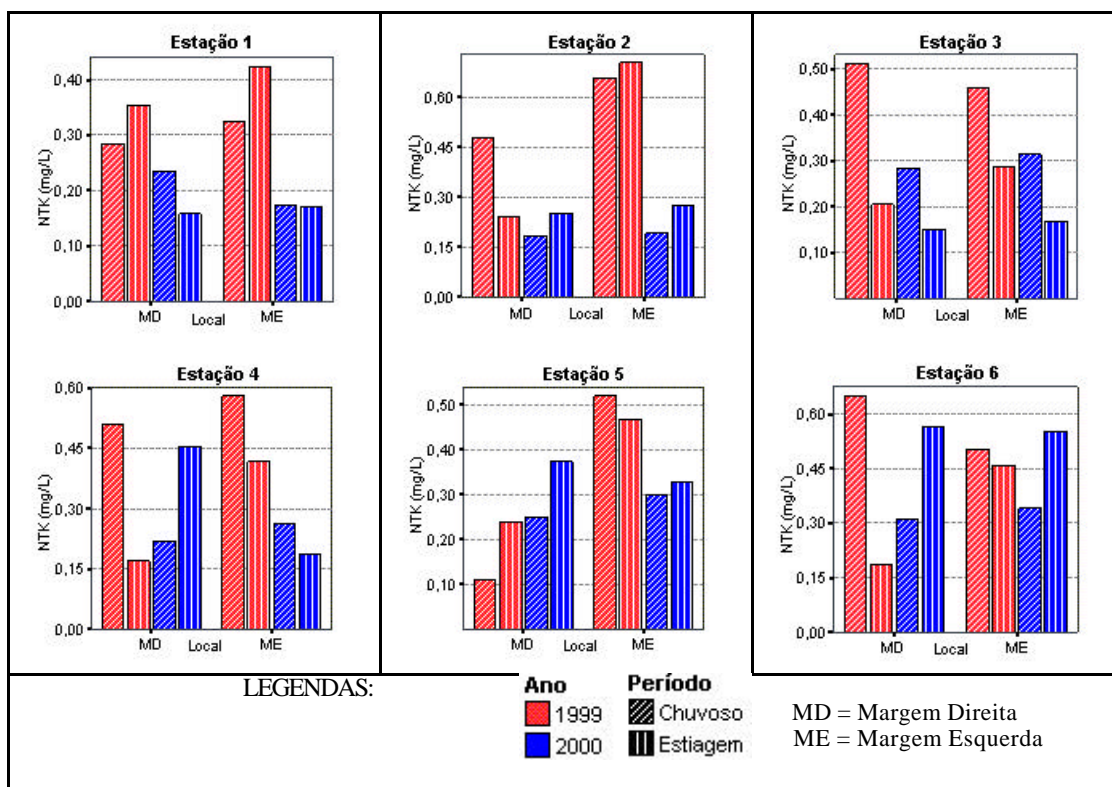


Figura 24 - Variação dos valores medianos de nitrogênio total kjeldahl da água nas estações de amostragem do rio Cuiabá - 1999 e 2000.

### 5.2.12 – Fósforo total

Os valores das concentrações de fósforo, numa análise temporal, foram mais elevados no período chuvoso, refletindo a importância da precipitação na condução de nutrientes para os ecossistemas aquáticos (Fig. 25). O valor mínimo foi de 0,004 mg/L, registrado na margem direita da estação 1 em agosto/1999 e na margem direita da estação 4, em junho/1999. O valor mais elevado foi de 0,682 mg/L, na margem direita da estação 5 em abril/2000.

Considerando os períodos de estiagem e chuvoso de 1999, os resultados das análises estatísticas indicaram que as diferenças nos teores de fósforo só não foram significativas nas margens esquerdas das estações 2, 4 e 5 e em ambas as margens da estação 6. Os demais pontos de amostragem apresentaram diferenças significativas nas concentrações desta variável entre o período de estiagem e chuvoso (Mann-Whitney,  $p \leq 0,05$ ). Para o ano 2000, os resultados estatísticos indicaram que diferenças significativas nos teores de fósforo somente foram observadas em ambas as margens da estação 1 e na margem direita da estação 3, entre os períodos de estiagem e chuvoso.

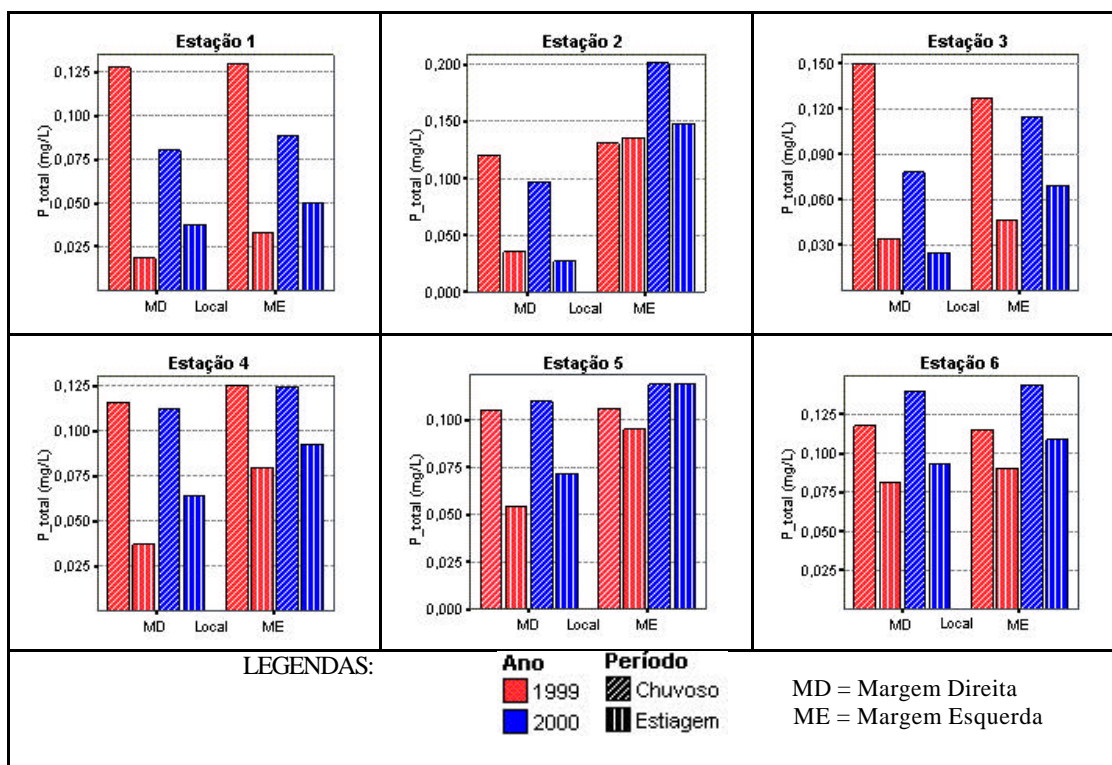


Figura 25 - Variação dos valores medianos de fósforo total da água nas estações de amostragem do rio Cuiabá - 1999 e 2000.

### 5.2.13 – Sólidos totais – ST

Os valores medianos das concentrações de sólidos totais refletiram, de forma geral, os efeitos das variações sazonais (Fig. 26); mais elevadas no período de chuvas, características de verão, e menores, coincidindo com o período de baixas precipitações do inverno. Em 2000, no período de estiagem, os valores medianos foram relativamente mais elevados em relação ao ano anterior, na maioria das estações de amostragem. Observa-se que os valores obtidos das medianas não apresentaram um padrão definido de distribuição espacial, no conjunto das estações de amostragem, sendo as concentrações muito variáveis e diferentes (Tab. 20 a 31 do anexo).

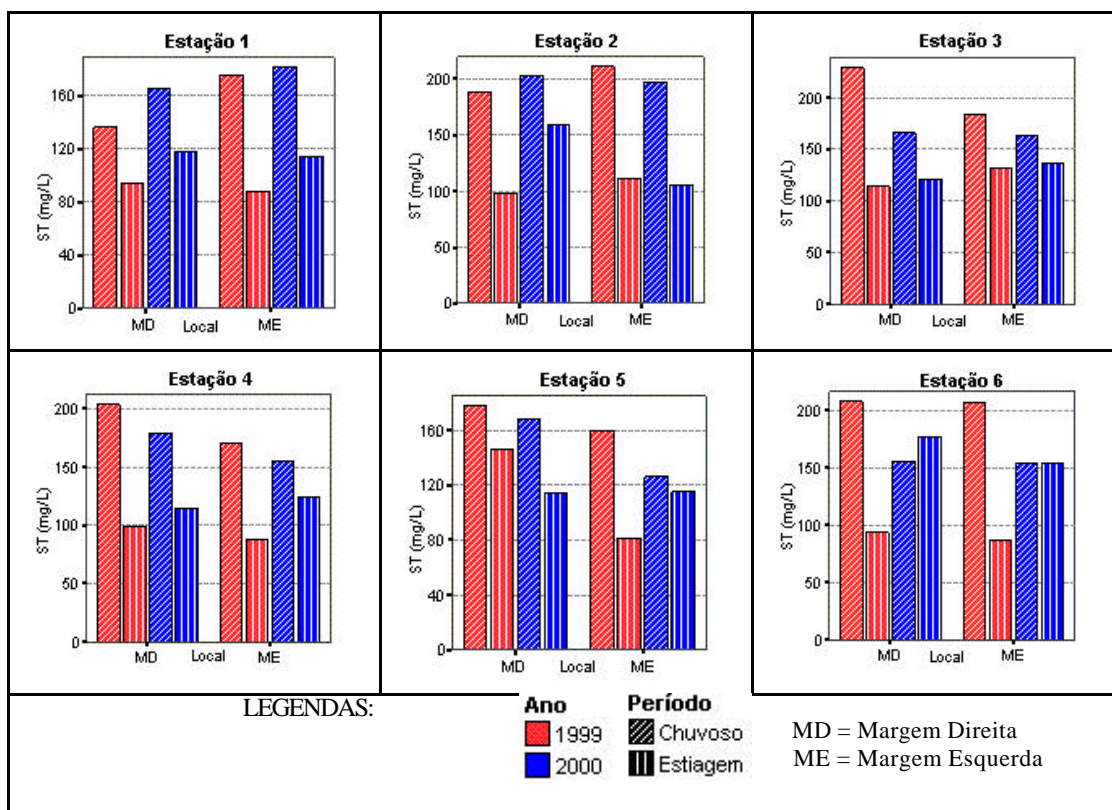


Figura 26 - Variação dos valores medianos de sólidos totais da água nas estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000.

A análise estatística de contraste entre os valores obtidos nos períodos sazonais de 1999 aponta para diferenças significativas nos teores de sólidos totais nas margens esquerdas das estações 2 e 6 e nas margens direitas das estações 1, 3, 4 e 6 (Mann-Whitney,  $p \leq 0,05$ ). Em 2000, apenas a margem direita da estação 4 apresentou variação significativa entre os dois períodos.

A análise entre os períodos de estiagem de 1999 e 2000 mostra que diferenças significativas nos valores obtidos desta variável ocorreram somente na margem direita da estação 2 e na margem esquerda da estação 6.

#### 5.2.14 – Sólidos totais fixos – STF

Os teores desta fração de sólidos se apresentaram de forma bastante variável espaço-temporalmente no conjunto das estações de amostragem. Os dados mostram que, nos períodos chuvosos, os valores foram mais elevados em 2000 nas estações localizadas a jusante da área central do perímetro urbano (exceção da margem esquerda da estação 3). Na

margem esquerda da estação 3 e em todas as estações situadas a jusante, os valores foram mais elevados no ano de 1999. As variações espaço-temporais das medianas desta variável são apresentadas na Figura 27.

A análise estatística aplicada aos períodos sazonais de 1999 indica que ocorreram diferenças significativas entre os valores obtidos nos períodos de estiagem e chuvoso nas margens direitas das estações 1, 2, 3, 5 e 6, e nas margens esquerdas das estações 3, 4, 5 e 6. Entre os períodos sazonais de 2000, as variações foram significativas nas margens direitas das estações 1 e 3 e na estação 4 (ambas as margens).

A estatística de contraste mostra que não ocorreram variações significativas entre os valores obtidos nos períodos chuvosos nem entre os valores dos períodos de estiagem de 1999 e 2000, quando comparados entre si, separadamente.

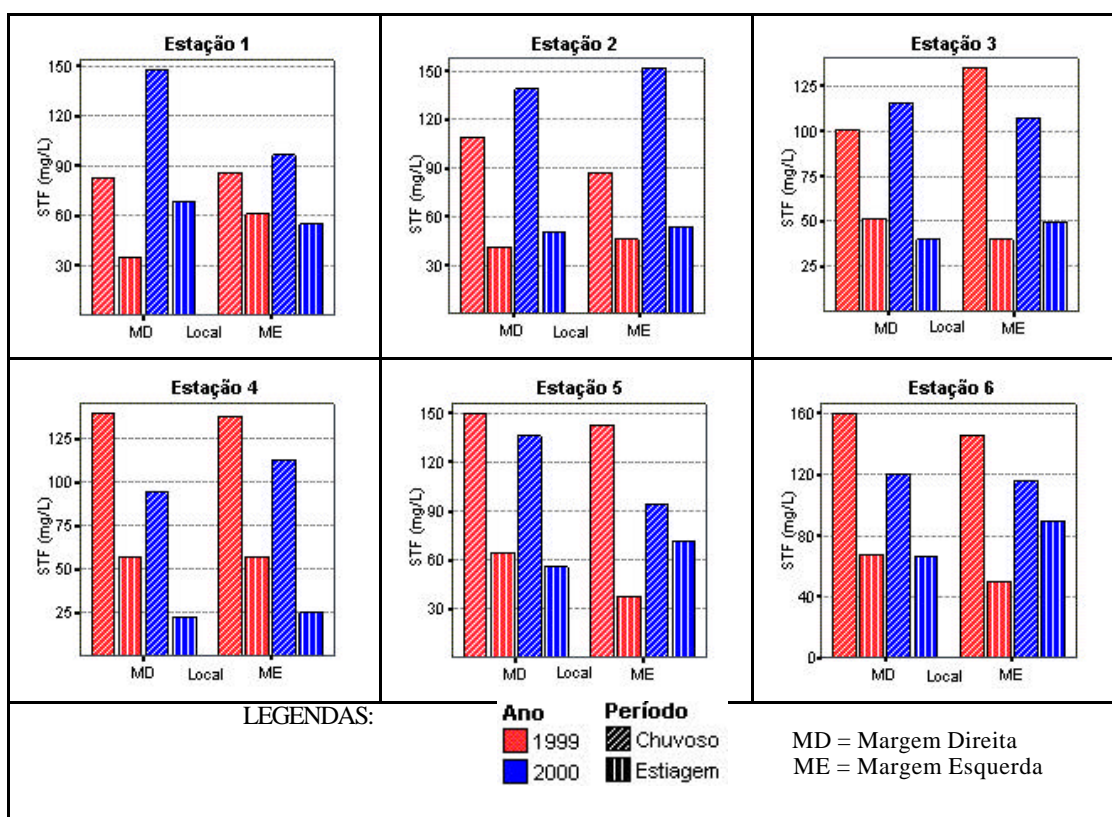


Figura 27 - Variação dos valores medianos de sólidos totais fixos da água nas estações de amostragem do rio Cuiabá - 1999 e 2000.

### 5.2.15 – Sólidos totais voláteis – STV

As concentrações de sólidos totais voláteis se apresentaram, relativamente, de forma similar aos teores de STF, muito variáveis espaço-temporalmente. As variações das medianas desta variável durante o período de estudo podem ser melhor visualizadas na figura 28. Esta variável apresentou ampla faixa de variação, sendo o menor valor (1,0 mg/L) registrado na margem esquerda da estação 1, em 05 de fevereiro de 2000, e na margem direita da estação 5 em julho/1999. O maior valor foi de 565,0 mg/L registrado na margem direita da estação 2, em setembro/2000.

As análises de contraste dos valores obtidos entre os períodos sazonais de 1999 não indicaram variações significativas entre os períodos de seca e chuva. No ano de 2000, diferenças significativas nos teores desta variável, entre os períodos sazonais, só foram observadas na margem esquerda da estação 4 (Mann-Whitney,  $p \leq 0,05$ ). Não ocorreram também diferenças significativas entre os valores dos períodos de estiagem e nem entre os valores dos períodos chuvosos dos anos de 1999 e 2000.

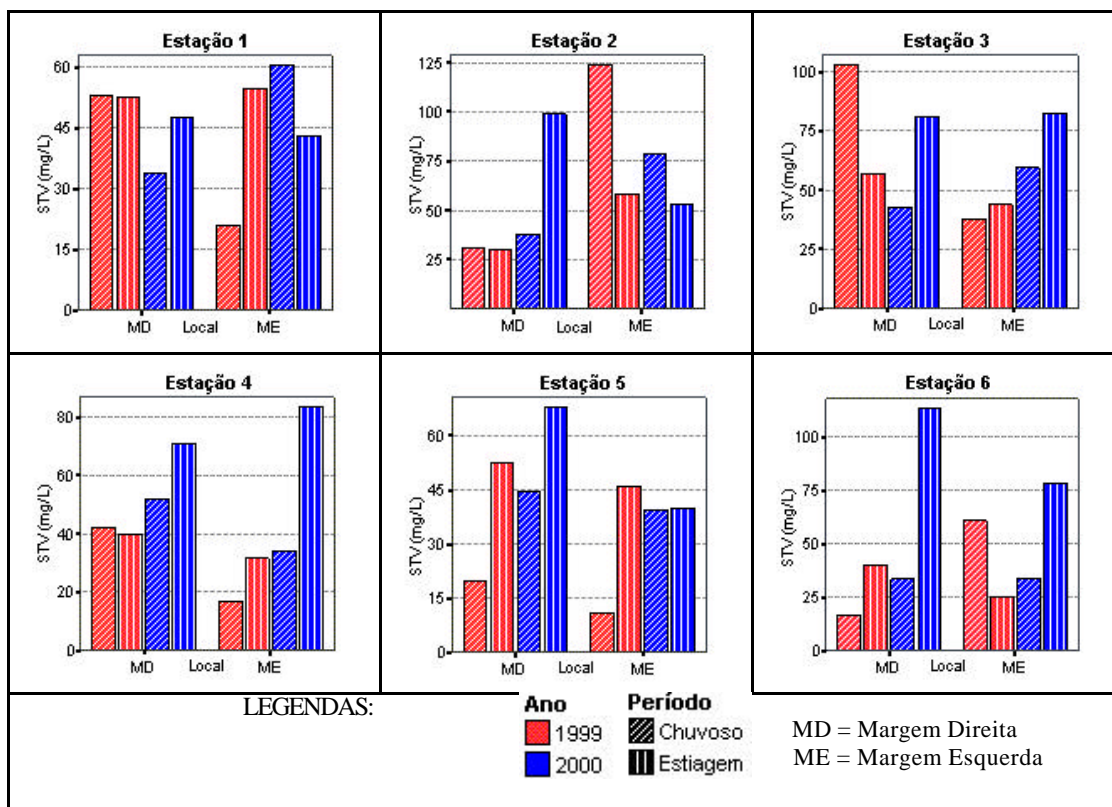


Figura 28 - Variação dos valores medianos de sólidos totais voláteis da água nas estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo - 1999 e 2000.

## **5.2.16 – Análises Multivariadas**

### **5.2.16.1 – Análises de Componentes Principais**

Dos resultados das análises de componentes principais, constatou-se que para 1999, a componente principal I explica 60,7% da variância total, enquanto que a componente principal II explica 14,1% da variância encontrada. As variáveis positivamente correlacionadas (fatores de carga  $\geq 0,5$ ) com a primeira componente foram: vazão, cor, transparência, turbidez, STF, ST e DQO; e aquelas negativamente correlacionadas: condutividade elétrica, temperatura, pH, e alcalinidade total. Na segunda componente, as variáveis correlacionadas positivamente, foram: P total, DBO e NTK, e negativamente, apenas OD. A tabela 5 apresenta os valores dos fatores de carga das variáveis associadas a cada componente, no ano de 1999.

Na análise efetuada para o ano de 2000, a componente principal I explica 61,7% da variância total; encontram-se positivamente correlacionadas (fatores de carga  $\geq 0,5$ ) a esta componente: vazão, cor, turbidez, temperatura, STF e ST; e negativamente correlacionadas: transparência, condutividade, pH e alcalinidade total. A componente principal II explica 15,8 % da variância total. Estão positivamente correlacionadas a esta componente (fatores de carga  $\geq 0,5$ ) as variáveis DBO, P total e DQO; e, negativamente correlacionadas, STV e OD. A tabela 6 apresenta os valores dos fatores de carga das variáveis associadas a cada componente, no ano de 1999.

De forma geral, os resultados das análises de componentes principais efetuadas, separadamente para os anos de 1999 e 2000, mostram que a maioria das variáveis estão associadas a componente principal 1, que explica a maior parte da variância total. Nesse componente, tanto no ano de 1999 como em 2000, a vazão apresenta os mais elevados fatores de carga positivos, fortemente associada com a sazonalidade do ciclo anual. Portanto, pode-se observar nas figuras 29 e 30, que a componente principal 1 separa, temporalmente, os períodos sazonais, de estiagem (lado esquerdo do gráfico) e chuvoso (lado direito). A componente principal 2 condiciona a distribuição espacial das estações de amostragem no gradiente longitudinal, de acordo com as concentrações das variáveis correlacionadas a essa componente. Essa ordenação espacial é melhor visualizada no



período de estiagem de 1999 e chuvoso de 2000, como pode ser observado nas figuras 29 e 30.

Tabela 5 - Valores dos coeficientes de correlação das variáveis com os dois primeiros componentes principais – 1999.

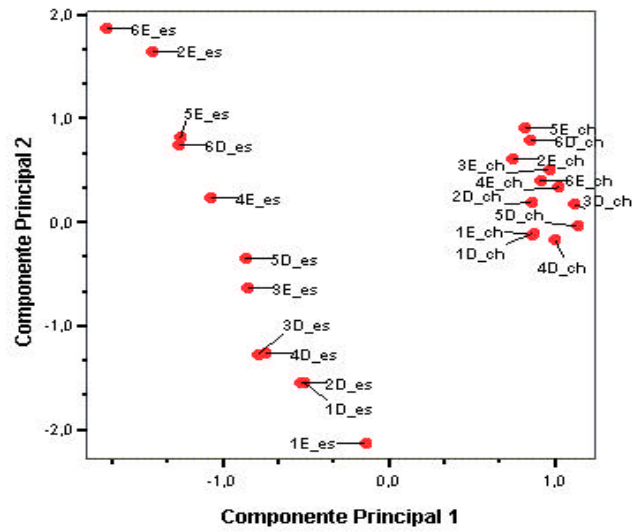
<b>Variável</b>	<b>CP 1</b>	<b>CP 2</b>
Condutividade (uS/cm)	- 0,962	-
Vazão (m <sup>3</sup> /s)	0,950	0,294
Cor (uH)	0,916	0,362
Transparência (m)	0,914	-
Turbidez (uT)	0,902	0,393
STF (mg/L)	0,888	0,331
Temperatura da água (oC)	- 0,878	-
PH	- 0,866	- 0,470
ST (mg/L)	0,825	-
DQO (mg/L)	0,780	0,547
Alcal. total (mg/L.CaCO <sub>3</sub> )	- 0,513	- 0,200
OD (mg/L)	-	- 0,848
P total (mg/L)	0,458	0,789
DBO (mg/L)	-	0,765
NTK (mg/L)	-	0,610
STV (mg/L)	-	- 0,349

Obs.: Os coeficientes de correlação menores que 0,200 foram suprimidos.

Tabela 6 - Valores dos coeficientes de correlação das variáveis com os dois primeiros componentes principais – 2000.

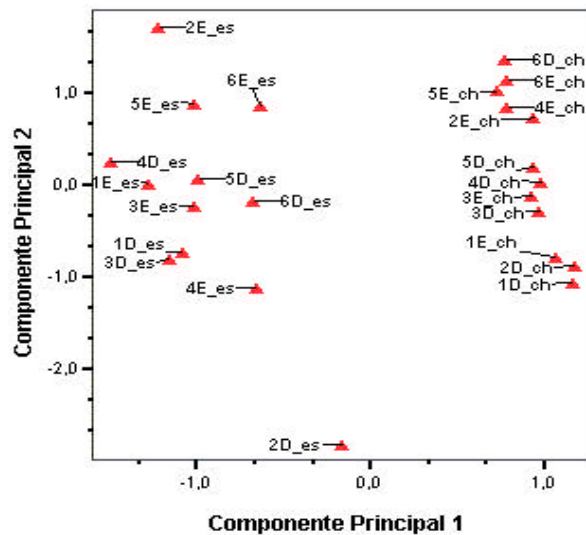
<b>Variável</b>	<b>CP 1</b>	<b>CP 2</b>
Vazão (m <sup>3</sup> /s)	0,963	-
Cor (uH)	0,960	0,231
Transparência (m)	- 0,953	- 0,231
Turbidez (uT)	0,958	0,225
Condutividade (uS/cm)	- 0,953	-
Temperatura da água (oC)	0,931	0,258
PH	- 0,917	- 0,265
STF (mg/L)	0,840	- 0,243
Alcal. total (mg/L.CaCO <sub>3</sub> )	- 0,814	- 0,392
ST (mg/L)	0,625	- 0,578
STV (mg/L)	-	- 0,759
DBO (mg/L)	0,336	0,712
OD (mg/L)	- 0,247	- 0,647
P total (mg/L)	0,599	0,635
DQO (mg/L)	0,587	0,625
NTK (mg/L)	-	0,475

Obs.: Os coeficientes de correlação menores que 0,200 foram suprimidos.



LEGENDAS: D = margem direita E = margem esquerda  
 es = período de estiagem ch = período chuvoso

Figura 29 - Distribuição espacial das estações de amostragem da área de estudo nos eixos das componentes 1 e 2 – 1999.



LEGENDAS: D = margem direita E = margem esquerda  
 es = período de estiagem ch = período chuvoso

Figura 30 - Distribuição espacial das estações de amostragem da área de estudo nos eixos das componentes 1 e 2 – 2000.

### 5.2.16.2 - Análises de Conglomerados Hierárquicos – “Cluster”

Para a análise de similaridade entre os locais de amostragem foram utilizados os mesmos dados padronizados das análises de componentes principais. Os dendrogramas resultantes, apresentados nas figuras 31 e 32, mostram a formação de 2 grandes grupos condicionados pelos ciclos sazonais anual. Dentro dos grandes grupos, os locais de amostragem foram agrupados segundo a variabilidade das variáveis limnológicas influenciadas pelas características locais de cada área.

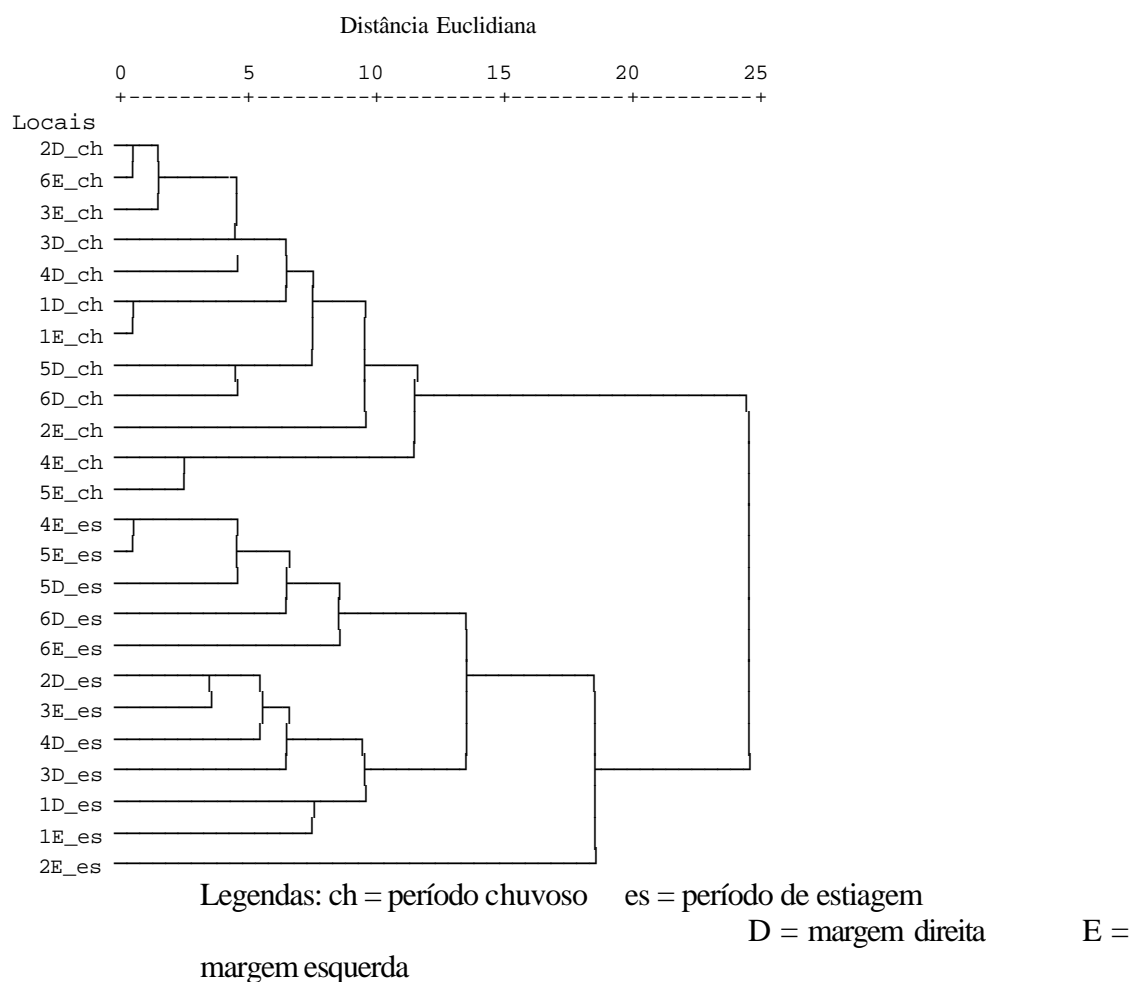
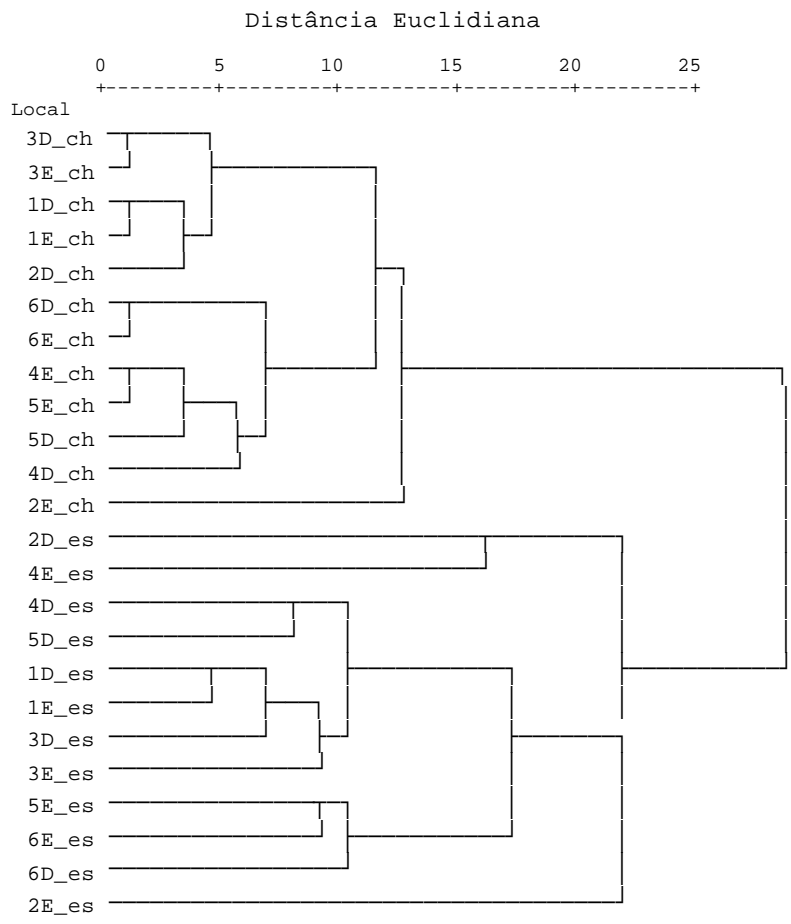


Figura 31 – Agrupamento dos locais de amostragem com base nas variáveis limnológicas durante os períodos sazonais de 1999.



Legendas: ch = período chuvoso      es = período de estiagem  
               D = margem direita      E = margem esquerda

Figura 32 – Agrupamento dos locais de amostragem com base nas variáveis limnológicas durante os períodos sazonais de 2000.

### 5.3 – Variáveis bióticas

#### 5.3.1 – Composição taxonômica e abundância faunística

Ao longo do período de estudo foram coletados 144793 indivíduos pertencentes ao grupo dos macroinvertebrados bentônicos. Dos quais, a análise indicou que a família Chironomidae contribuiu com 55161 espécimes, representando 34,67 % do total da taxocenose macrobentônica (Fig. 33). Foi registrada a presença de 71 unidades taxonômicas, sendo 34 correspondentes a grupos de categorias superiores até nível de família e 47 gêneros da família Chironomidae.

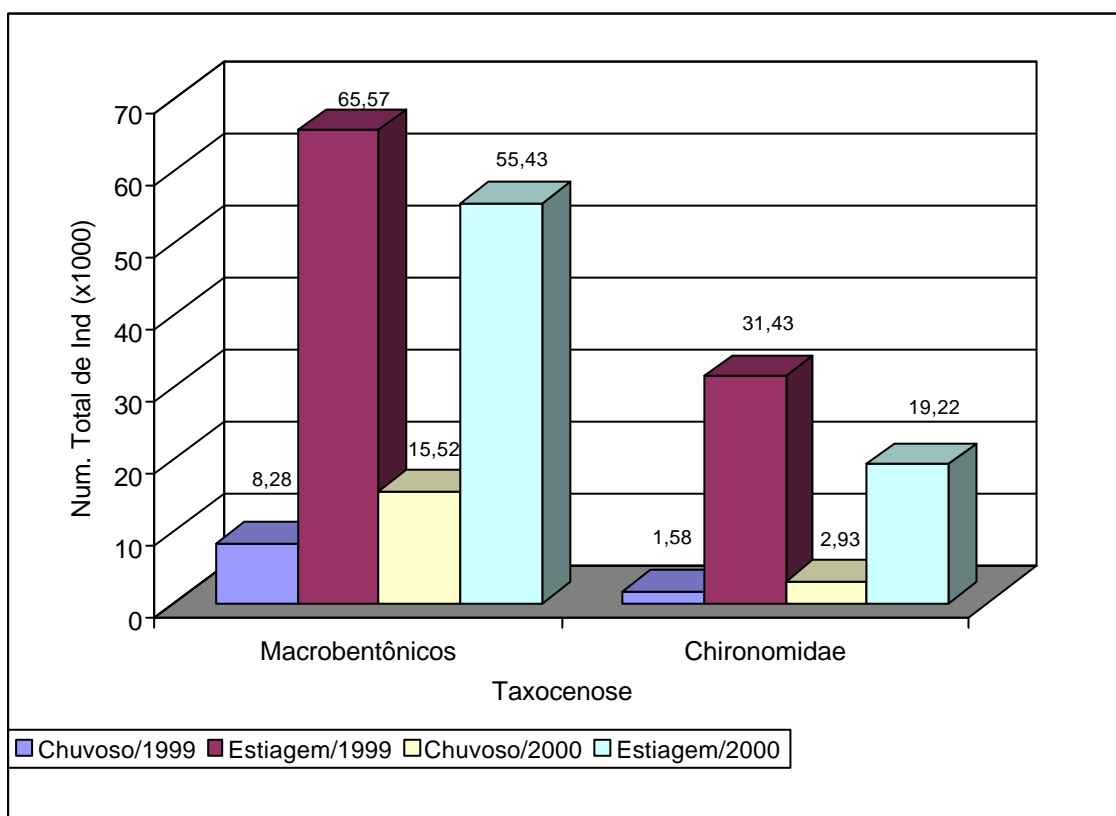


Figura 33 – Variação dos valores de densidade total da taxocenose macrobentônica na área de estudo do rio Cuiabá – 1999 e 2000.

As unidades taxonômicas, correspondentes aos níveis superiores, estão apresentadas na tabela 7. Para a família Chironomidae os espécimes foram identificados ao nível de gênero, como apresentado na mesma tabela.

Tabela 7 – Macroinvertebrados bentônicos coletados na área de estudo do rio Cuiabá – 1999 e 2000.

<b>Mollusca</b>	<b>Família Chironomidae</b>
<b>Gastropoda</b>	<b>Chironominae</b>
Thiaridae	<i>Polypedilum (Asheum)</i>
Limnaeidae	<i>Chironomus</i>
Bivalvia	<i>Parachironomus</i>
<b>Decapoda</b>	<i>Cryptochironomus</i>
<b>Hydracarina</b>	<i>Stenochironomus</i>
<b>Hirudínea</b>	<i>Nilothauma</i>
<b>Nemertinea</b>	<i>Nilothauma sp2</i>
<b>Turbellaria</b>	<i>Tribelos</i>
<b>Oligochaeta</b>	<i>Tribelos sp2</i>
<b>Ephemeroptera</b>	<i>Fissimentum</i>
Família Caenidae	<i>Polypedilum</i>
Família Polymitarciidae	<i>Apedilum</i>
Família Leptophlebiidae	<i>Beardius</i>
Família Leptohyphidae	<i>Lauterborniella</i>
Família Baetidae	<i>Paralauterborniella</i>
Família Ephemerellidae	<i>Axarus</i>
<b>Trichoptera</b>	<i>Kiefferullus</i>
Família Polycentropodidae	<i>Zavreliella</i>
Família Helicopsychidae	<i>Aedokritus</i>
Família Leptoceridae	<i>Goeldichironomus</i>
Família Hydropsychidae	<i>Dicrotendipes sp3</i>
Família Hydroptilidae	<i>Harnischia</i>
Família Psycomyiidae	<b>Pseudochironomini</b>
Família Odontoceridae	<i>Pseudochironomus</i>
<b>Odonata</b>	<b>Tanytarsini</b>
Família Coenagrionidae	<i>Tanytarsus</i>
Família Libellulidae	<i>Tanytarsini Gen B</i>
Família Aeshnidae	<i>Rheotanytarsus</i>
Família Gomphidae	<i>Rheotanytarsus sp2</i>
<b>Hemiptera</b>	<i>Nimbocera</i>
Família Naucoridae	<b>Tanypodinae</b>
<b>Megaloptera</b>	<i>Ablabesmyia</i>
Família Corydalidae	<i>Djalmabatista</i>
<b>Coleoptera</b>	<i>Procladius</i>
Família Elmidae	<i>Larsia</i>
Família Hydrophilidae	<i>Coelotanypus</i>
<b>Diptera</b>	<i>Monopelopia</i>
Família Ceratopogonidae	<b>Orthoclaðiinae</b>
Família Tipulidae	<i>Nanocladius</i>
Família Empididae	<i>Corynoneura</i>
Família Chironomidae	<i>Thienemanniella</i>
	<i>Cricotopus sp1</i>

### 5.3.1.1 – Densidade total

Os resultados obtidos mostram que a densidade total de macroinvertebrados bentônicos foi muito variável espacial e temporalmente, até mesmo entre as margens de uma mesma estação, indicando, portanto, a ausência de um padrão de variação definido durante o período de estudo. A densidade numérica foi maior durante os períodos de estiagem.

Em 1999, as maiores densidades ocorreram na margem esquerda da estação 2 (2E) com 17.784 indivíduos, seguida pelas margens direita da estação 3 (3D) e esquerda da estação 5 (5E) com 12.116 e 11.010 espécimes, respectivamente, durante o período de estiagem. Neste ano, as menores densidades foram registradas nas margens esquerda da estação 3 (ausência total de colonização) e direita e esquerda da estação 4 (4D e 4E) com 42 e 59 indivíduos, respectivamente, durante o período chuvoso (Tab. 104, anexo). A figura 34 apresenta a variação da densidade total de macroinvertebrados bentônicos nas estações de amostragem do rio Cuiabá, na área de estudo, durante os períodos sazonais em 1999.

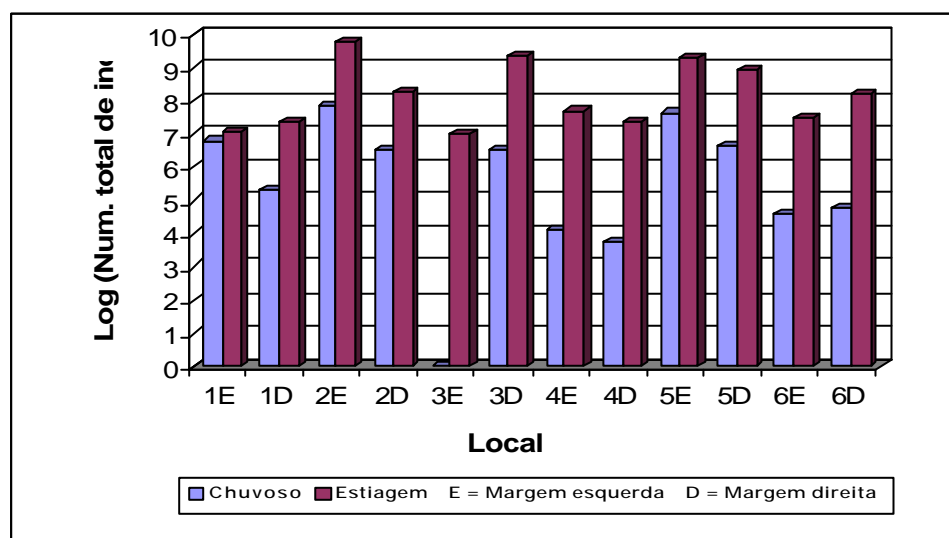


Figura 34 – Variação dos valores de densidade total da taxocenose macrobentônica na área de estudo do rio Cuiabá durante os períodos sazonais de 1999.

Em 2000, os valores mais elevados de densidade total da taxocenose macrobentônica ocorreram na margem direita da estação 5 (5D) e na margem esquerda da estação 2 (2E) com 11.515 e 10.371 indivíduos, respectivamente, durante o período de estiagem (Tab. 105, anexo). Os menores valores foram registrados nas margens esquerdas das estações 4 e 6 com apenas 22 e 26 indivíduos, respectivamente, durante o período chuvoso (Tab. 105, anexo). A figura 35 mostra a variação dos valores de densidade total de macroinvertebrados bentônicos nas estações de amostragem durante os períodos sazonais deste ano.

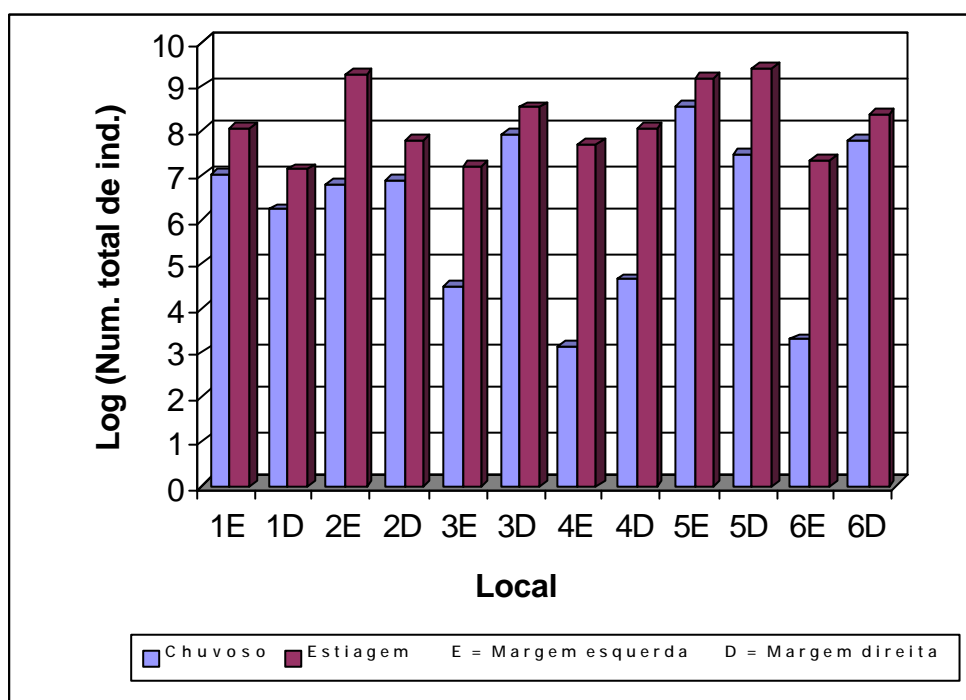


Figura 35 – Variação dos valores de densidade total da taxocenose macrobentônica bentônica na área de estudo do rio Cuiabá durante os períodos sazonais de 2000.

A densidade total das larvas de Chironomidae também não apresentou um padrão definido de distribuição seja espacialmente, entre as estações ou entre as margens das mesmas, ou temporalmente entre os períodos sazonais do ciclo anual ou entre os dois anos de amostragem (Figs. 36 e 37). No entanto, os resultados indicam que a densidade numérica de Chironomidae foi também mais elevada nos períodos de estiagem em relação aos períodos chuvosos.



Os resultados mostram valores de densidades mais elevados, em 1999, nas margens esquerda 5 (5E) com 7.730 indivíduos e direita da estação 3 (3D) com 7.029 espécimes no período de estiagem (Tab. 106, anexo). Ainda vale ressaltar que não foi registrada a presença de larvas desse grupo taxonômico durante o período chuvoso, desse ano, nas margens esquerdas das estações 3 e 6 (3E e 6E) e direita da estação 4 (4D), e valor de apenas 5 indivíduos foi registrado na margem da estação 4 (4E), durante o mesmo período (Figura 36).

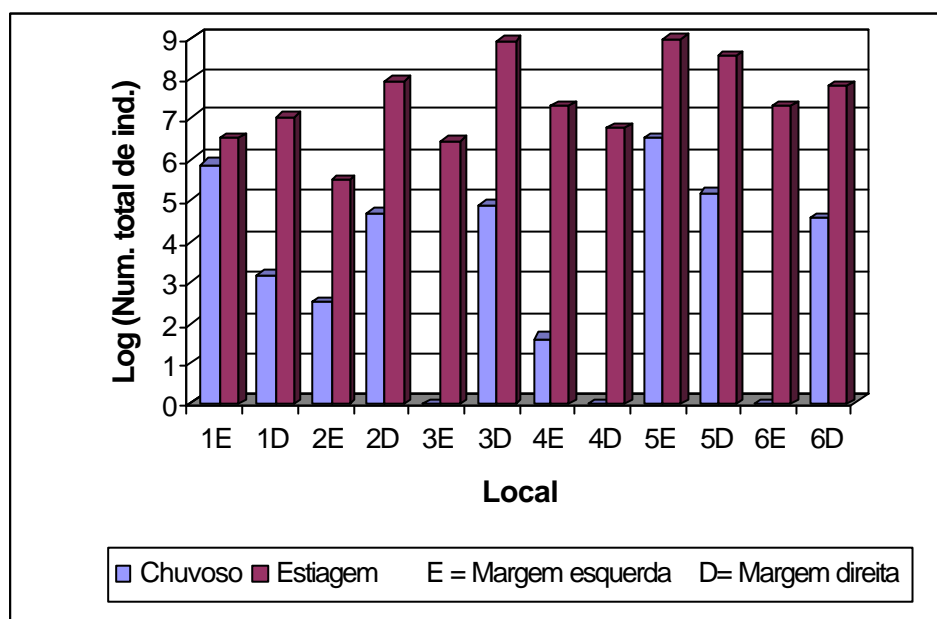


Figura 36 – Variação dos valores de densidade total da taxocenose de Chironomidae nas estações de amostragem na área de estudo do rio Cuiabá durante os períodos sazonais de 1999.

Durante o ano de 2000, no período chuvoso, as margens esquerdas das estações 2 e 6 (2E e 6E) não apresentaram representantes desta família e valores de apenas 3 indivíduos foram registrados nas margens da estação 4 (4E e 4D) (Fig. 37). As maiores densidades foram observadas nas margens direitas das estações 5 e 3 (5D com 7.114 e 3D com 2.449 indivíduos) durante o período de estiagem (Tab. 107, anexo).

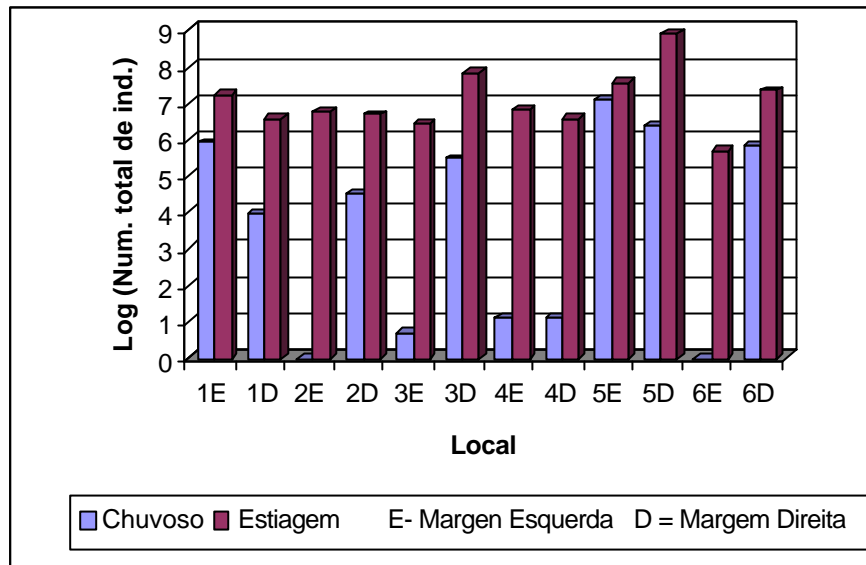


Figura 37 – Variação dos valores de densidade total de Chironomidae nas estações de amostragem na área de estudo do rio Cuiabá durante os períodos sazonais de 2000.

### 5.3.1.2 – Frequência de ocorrência espacial e temporal da taxocenose macrobentônica

As tabelas 8 a 11 apresentam a distribuição espaço-temporal dos macroinvertebrados nas estações de amostragem nos anos de 1999 e 2000, respectivamente. Observa-se que muitas unidades taxonômicas tiveram prevalência por determinados locais de coleta e por sazonalidade. Espécimes de Thiaridae só foram registrados, em 1999, em ambas as margens da estação 2 e na margem esquerda da estação 5, tanto no período chuvoso como no período de estiagem. Em 2000, este táxon foi observado também na estação 3 durante o período de estiagem e só ocorreu na estação 5 durante o período de seca. Os resultados mostram, ainda, que Oligochaeta e Chironomidae foram os táxons mais comuns, ocorrendo praticamente em todos os locais de coleta e em todos os períodos estudados. Chironomidae só não esteve presente nas margens esquerdas das estações 3, 4 e 6, durante o período chuvoso de 1999. Os grupos taxonômicos Nemertinea e Turbellaria tiveram presenças registradas na maioria dos locais de amostragem durante o ano de 2000. Em 1999, apenas Nemertinea apareceu na margem direita da estação 5 durante o período de estiagem.

Tabela 8 - Ocorrências espacial e temporal da taxocenose macrobentônica nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 1999.

Taxon	Estação 1				Estação 2				Estação 3				Estação 4				Estação 5				Estação 6			
	Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem	
	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD
Thiaridae					x	x	x	x									x	x						
Lymnaeidae	x		x						x		x						x		x	x				x
Bivalvia			x	x					x		x				x	x	x		x	x				x
<b>Decapoda</b>	x		x						x								x	x						x
<b>Hydracarina</b>	x								x		x								x	x				
<b>Hirudinea</b>					x	x	x							x		x		x	x					x
<b>Nemertinea</b>																								
<b>Turbellaria</b>																								x
<b>Oligochaeta</b>	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Chaenidae	x		x						x		x					x	x	x		x				x
Polymitaeridae	x	x	x	x					x		x						x	x		x			x	
Leptophlebiidae	x	x	x	x					x		x					x	x	x		x				x
Leptohyphidae	x	x	x	x	x	x			x	x	x						x	x	x	x				x
Baetidae	x	x	x	x					x								x	x		x			x	
Ephemerellidae										x		x												
Polycentropodidae	x			x					x		x					x	x	x	x	x		x	x	x
Helicopsychidae	x	x			x	x			x		x						x	x		x		x		x
Leptoceridae	x		x	x	x	x			x	x	x					x	x	x		x				x
Hydropsychidae	x						x											x		x				
Hydroptilidae																								
Psycomyiidae																								
Odontoceridae												x												
Coenagrionidae	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x			x	x	x	x	x	x			x	x
Libellulidae	x			x					x								x	x						
Aeshnidae	x																							
Gomphidae		x	x	x					x		x					x	x	x		x			x	x
Naucoridae	x		x						x		x							x		x				
Corydalidae													x											x
Elmidae	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x				x	x	x	x	x		x	x	x
Hydrophilidae																							x	
Ceratopogonidae	x	x	x	x					x							x	x	x	x	x				x
Tipulidae	x								x									x						
Empididae													x	x										
Chironomidae	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x		x	x

Tabela 9 - Ocorrências espacial e temporal da taxocenose macrobentônica nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 2000.

Taxon	Estação 1				Estação 2				Estação 3				Estação 4				Estação 5				Estação 6				
	Período		Chuvoso	Estiagem	Chuvoso		Estiagem	Chuvoso		Estiagem	Chuvoso		Estiagem	Chuvoso		Estiagem	Chuvoso		Estiagem	Chuvoso		Estiagem			
	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	
Thiaridae					x	x	x	x					x	x							x				
Lymnaeidae	x		x	x		x												x	x	x			x		
Bivalvia	x	x	x	x		x		x			x		x				x		x	x			x		x
<b>Decapoda</b>	x		x			x					x												x		
<b>Hydracarina</b>			x			x		x		x							x					x		x	
<b>Hirudinea</b>	x		x	x	x	x	x	x	x						x	x	x	x	x	x			x	x	x
<b>Nemertinea</b>	x		x	x				x												x	x				x
<b>Turbellaria</b>			x	x		x	x	x			x				x	x	x		x	x			x	x	x
<b>Oligochaeta</b>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Chaenidae	x	x	x	x		x		x			x		x			x		x	x			x		x	x
Polymitarcidae	x	x	x	x		x		x			x		x					x	x			x		x	x
Leptophlebiidae	x	x	x	x		x		x			x	x	x					x	x			x		x	x
Leptohyphidae	x	x	x	x		x		x			x	x	x	x			x	x			x	x	x	x	x
Baetidae				x							x						x	x							
Ephemerellidae																									
Polycentropodidae	x	x	x	x		x		x		x	x	x			x	x	x	x	x	x			x	x	x
Helicopsychidae			x	x		x		x			x							x	x				x		x
Leptoceridae			x	x		x		x			x		x		x		x	x	x	x			x		x
Hydropsychidae							x				x		x							x			x		x
Hydroptilidae				x														x	x						
Psycomyiidae													x												x
Odontoceridae																									
Coenagrionidae	x	x	x	x		x		x		x	x	x			x	x	x	x	x	x			x	x	x
Libellulidae											x							x							
Aeshnidae	x																								
Gomphidae	x	x	x	x		x		x			x	x	x				x	x				x		x	x
Naucoridae				x									x						x	x					x
Corydalidae																									
Elmidae	x	x	x	x		x	x	x			x	x	x				x	x	x	x			x		x
Hydrophilidae																									
Ceratopogonidae	x	x	x	x		x		x			x	x	x				x	x				x		x	x
Tipulidae				x																					
Empididae																									
Chironomidae	x	x	x	x		x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x

Tabela 10 - Ocorrências espacial e temporal da taxocenose de Chironomidae nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 1999.

Taxon	Estação 1				Estação 2				Estação 3				Estação 4				Estação 5				Estação 6			
	Período		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem	
	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD
<i>Polypedilum (Asheum)</i>			x	x			x	x			x	x			x	x	x	x			x	x	x	x
<i>Chironomus</i>		x	x				x			x					x		x	x					x	x
<i>Parachironomus</i>	x		x	x			x	x			x	x			x	x	x	x			x	x	x	x
<i>Cryptochironomus</i>	x		x	x	x	x		x		x	x			x		x	x	x	x			x	x	x
<i>Stenochironomus</i>	x			x	x	x											x							
<i>Pseudochironomus</i>																								x
<i>Tanytarsus</i>	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x			x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Tanytarsini Gen. B</i>	x	x		x				x			x				x		x							x
<i>Rheotanytarsus</i>	x	x				x		x		x			x		x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Rheotanytarsus sp2</i>											x					x	x							x
<i>Niilothauma</i>	x			x	x	x		x		x	x	x			x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Niilothauma sp2</i>																								x
<i>Tribelos</i>	x		x			x									x	x								x
<i>Tribelos sp2</i>		x		x				x			x				x						x			x
<i>Fissimentum</i>	x							x			x					x								x
<i>Polypedilum</i>		x	x	x	x	x	x			x	x	x			x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Apedilum</i>	x																							
<i>Beardius</i>		x		x						x						x	x	x	x					x
<i>Lauterborniella</i>																								
<i>Paralauterborniella</i>				x	x																			
<i>Axarus</i>				x																				
<i>Kiefferulus</i>				x						x														x
<i>Zavreliella</i>				x														x						x
<i>Nimbecera paulensis</i>					x																			
<i>Aedokritus</i>					x													x						
<i>Goeldichironomus</i>					x										x	x	x			x				x
<i>Dicrotendipes sp3</i>								x							x	x	x			x	x			x
<i>Harnischia</i>																								
<i>Labrundinia</i>	x		x	x	x	x		x		x	x	x			x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Ablabesmyia</i>	x		x	x		x		x		x	x	x			x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Djalmabatista</i>	x	x	x	x		x		x			x					x	x	x	x					x
<i>Procladius</i>	x	x																						
<i>Larsia</i>	x																							
<i>Coelotanypus</i>			x																					
<i>Clinotanypus</i>					x																			
<i>Monopelopia</i>																								
<i>Nanocladius</i>	x			x	x			x		x	x	x			x	x	x	x	x				x	x
<i>Corynoneura</i>	x					x	x			x	x	x				x								x
<i>Thienemanniella</i>																		x						x
<i>Cricotopus sp 1</i>										x														x

Tabela 11 - Ocorrências espacial e temporal da taxocenose de Chironomidae nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 2000.

Taxon	Estação 1		Estação 2		Estação 3		Estação 4		Estação 5		Estação 6		
	Período		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		
	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	
<i>Polypedilum (Asheum)</i>	x		x	x	x		x	x		x	x	x	x
<i>Chironomus</i>			x	x			x	x		x	x	x	x
<i>Parachironomus</i>	x		x	x			x	x	x	x	x	x	x
<i>Cryptochironomus</i>	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x
<i>Stenochironomus</i>							x				x		
<i>Pseudochironomus</i>		x						x			x	x	
<i>Tanytarsus</i>	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x
<i>Tanytarsini Gen B</i>				x	x			x			x	x	
<i>Rheotanytarsus</i>	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x
<i>Rheotanytarsus sp2</i>	x	x		x			x	x	x		x		x
<i>Nilothauma</i>	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x
<i>Nilothauma sp2</i>				x									
<i>Tribelos</i>			x	x				x			x		
<i>Tribelos sp2</i>			x	x				x			x		x
<i>Fissimentum</i>		x	x	x				x			x		x
<i>Polypedilum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Apedilum</i>				x					x				
<i>Beardius</i>			x					x			x		
<i>Lauterborniella</i>											x		
<i>Paralauterborniella</i>			x										
<i>Axarus</i>			x										
<i>Kiefferulus</i>	x		x	x			x				x	x	x
<i>Zavreliella</i>										x			
<i>Nimbocera</i>													
<i>Aedokritus</i>								x					
<i>Goeldichironomus</i>													
<i>Dicrotendipes sp3</i>		x			x	x			x		x	x	x
<i>Hamischia</i>				x									
<i>Labrudinia</i>	x		x	x	x		x	x	x		x	x	x
<i>Ablabesmyia</i>	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Dialmabatista</i>	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x
<i>Procladius</i>													
<i>Larsia</i>													
<i>Coelotanypus</i>													
<i>Clinotanypus</i>													
<i>Monopelopia</i>					x			x			x		
<i>Nanocladius</i>		x	x	x	x		x	x	x		x	x	x
<i>Corynoneura</i>			x				x		x		x	x	x
<i>Thienemanniella</i>			x				x					x	
<i>Cricotopus sp 1</i>					x	x		x			x		x

### 5.3.1.3 – Abundancia Relativa

Espaço-temporalmente, considerando o conjunto das estações de amostragem, os grupos Oligochaeta e Chironomidae apresentaram as maiores abundâncias relativas na maioria dos locais de amostragem. De forma geral, poucos táxons tiveram maior participação que esses dois grupos taxonômicos. O mais evidente é a dominância de espécimes da família Thiaridae na margem esquerda da estação 2, nos períodos chuvosos dos dois anos de amostragem e Elmidae na margem direita da estação 2 no período chuvoso de 1999. Leptohyphidae apresentou maior abundância relativa, em relação aos Oligochaeta na margem esquerda da estação 1 durante o período chuvoso de 1999. Durante o ano de 2000, a exceção da família Thiaridae na margem esquerda da estação 2, Oligochaeta e Chironomidae apresentaram dominância absoluta sobre os outros grupos taxonômicos nas demais estações de amostragem. Os resultados indicam ainda uma elevação nos percentuais de participação de Hirudinea durante o ano 2000, em relação ao ano anterior. Grupos como Nemertinea e Turbellaria só apresentaram registros de ocorrência durante o ano de 2000. As tabelas 12 e 13 apresentam os valores de abundância relativa dos macroinvertebrados bentônicos nas estações de amostragem durante os anos de 1999 e 2000 e as variações dos valores totais, na área de estudo, podem ser visualizados nas figuras 38 a 41.

A composição taxonômica dos Chironomidae variou espacial e temporalmente. Em 1999, no período de estiagem, a dominância, em termos de totais de percentuais de participação no conjunto das estações de amostragem, foi de *Polypedilum (Asheum)* com 62,3%, (Fig. 43). Este táxon apresentou os maiores percentuais de participação na maioria das estações de amostragem, sendo menor apenas na margem esquerda da estação 2, em que os maiores percentuais de participação foram de *Goeldichironomus* (52,2%) e *Chironomus* (36,4%); e na margem direita da estação 4, com dominância de *Polypedilum* que apresentou um percentual de participação de 57,4% (Tab. 14). Durante o período chuvoso, a composição taxonômica dos Chironomidae, neste ano, foi diferente em relação aos

percentuais de participação do período de estiagem no trecho estudado. Os grupos com maiores percentuais de participação foram *Labrundinia* (18,9%), *Rheotanytarsus* (17,7%), *Nilothauma* (10,5%), *Djalmabatista* (10,2%), *Ablabesmyia* (8,8%), *Cryptochironomus* (8,2%) e *Tanytarsus* (6,6%) (Fig. 42). Os demais grupos apresentaram percentuais de participação inferiores a 5%, no conjunto das estações de amostragem. Neste período, a presença de *Polypedilum (Asheum)* só foi registrada na margem direita da estação 6.

Durante o ano de 2000, os resultados mostram que *Polypedilum (Asheum)* foi também o táxon com maior percentual de participação no período de estiagem (Fig. 45). Digno de nota é o registro deste táxon com percentuais elevados no período chuvoso deste ano, com dominância na margem direita da estação 1 e na margem esquerda da estação 3 juntamente com *Djalmabatista* (50%); e ao aumento no níveis de participação de *Chironomus* em muitas estações de amostragem. Nesse período, a densidades mais elevadas de *Chironomus* foram registradas na estação 2 e naquelas situadas abaixo da área central do perímetro urbano, sendo dominante na margem esquerda da estação 2 com 96,3% de participação (Tab. 15). De forma geral, os dados mostram que no período chuvoso *Djalmabatista* foi o táxon com maior percentual de participação (25,3%) seguido por *Polypedilum (Asheum)* (15,8%), *Ablabesmyia* (13,9%) e *Parachironomus* (11,2%), conforme visualizado na figura 44.











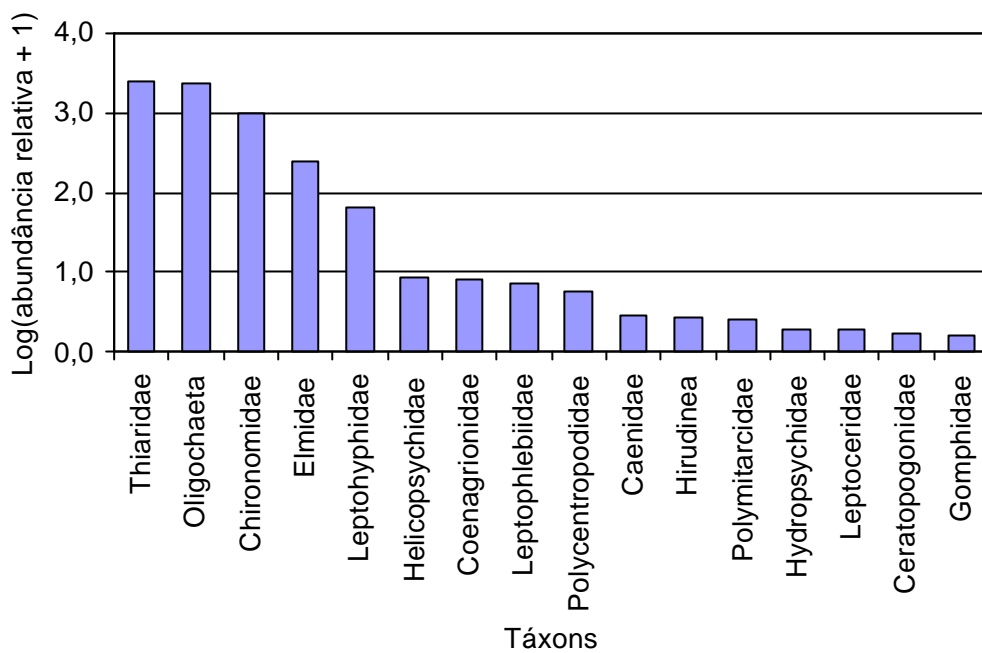


Figura 38 – Abundância relativa (%) da taxocenose macrobentônica na área de estudo do rio Cuiabá no período chuvoso de 1999.

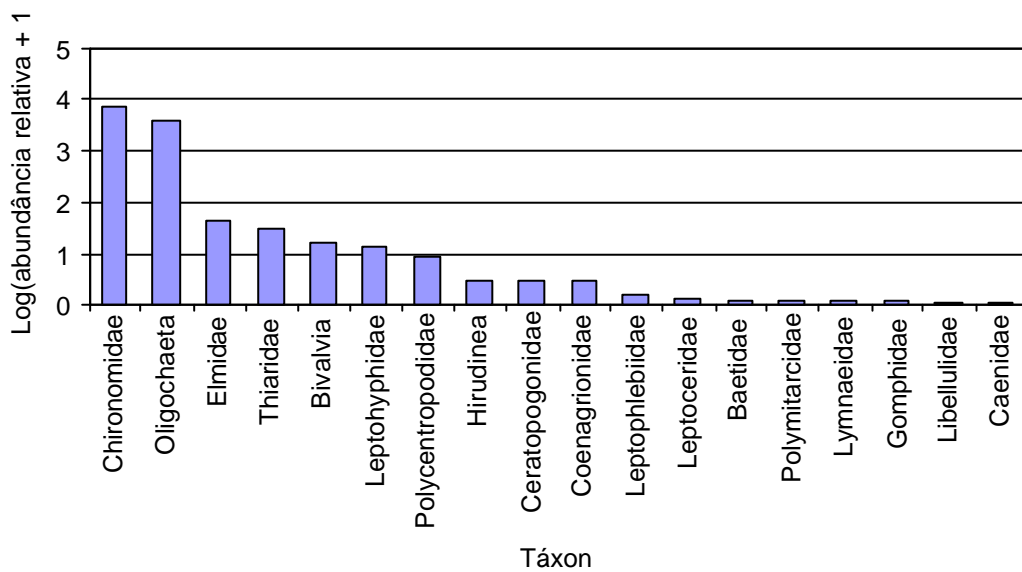


Figura 39 – Abundância relativa (%) da taxocenose macrobentônica na área de estudo do rio Cuiabá no período de estiagem de 1999.

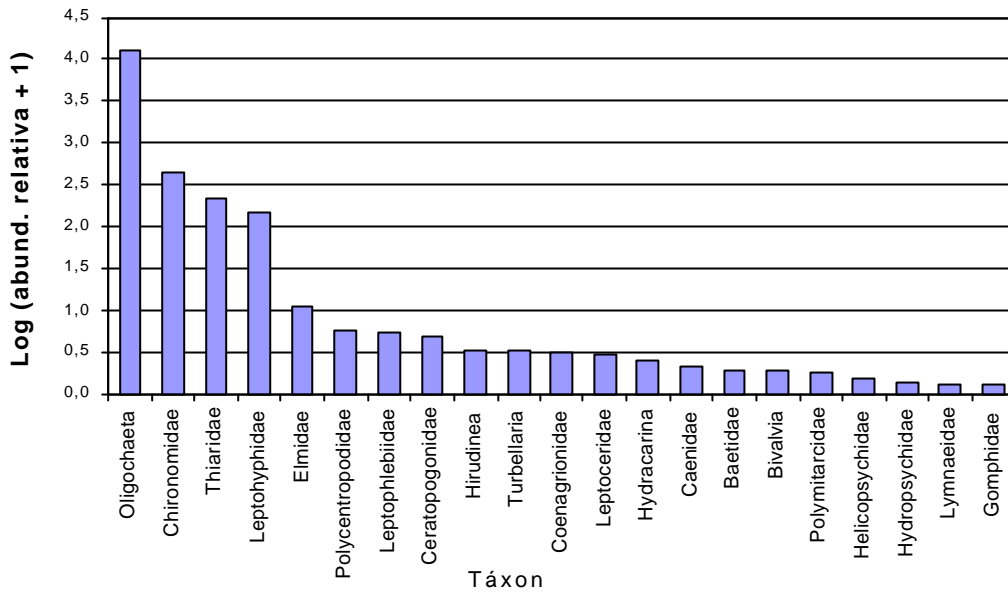


Figura 40 – Abundância relativa (%) da taxocenose macrobentônica na área de estudo do rio Cuiabá no período chuvoso de 2000.

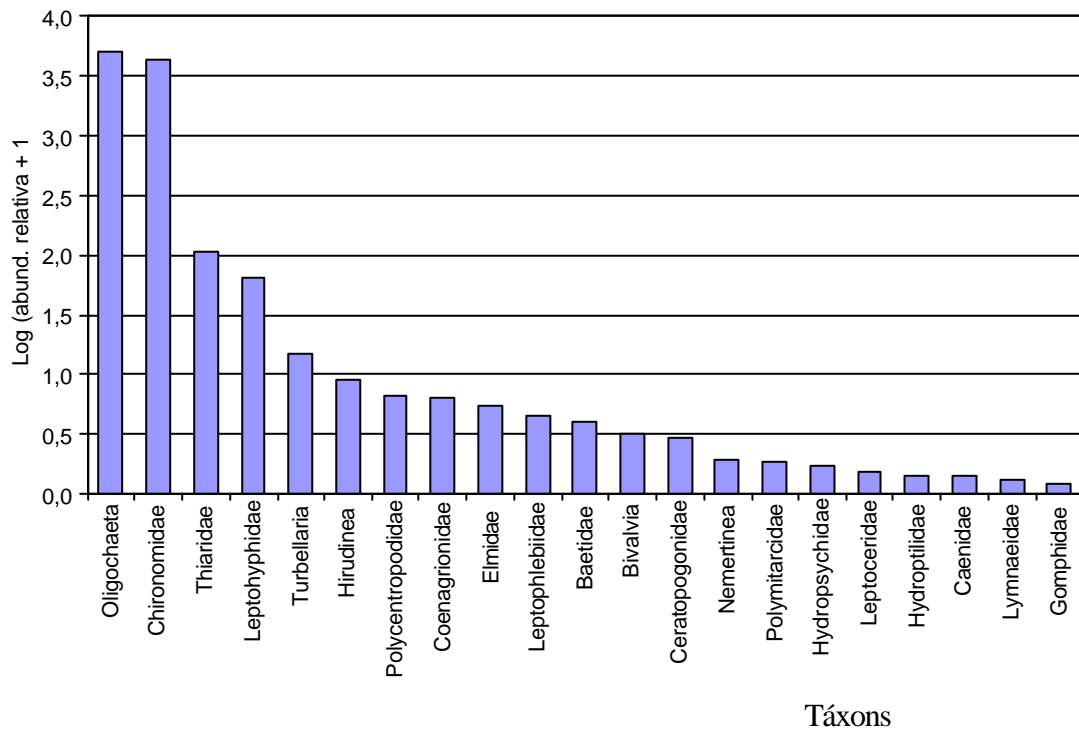


Figura 41 – Abundância relativa (%) da taxocenose macrobentônica na área de estudo do rio Cuiabá no período de estiagem de 2000.

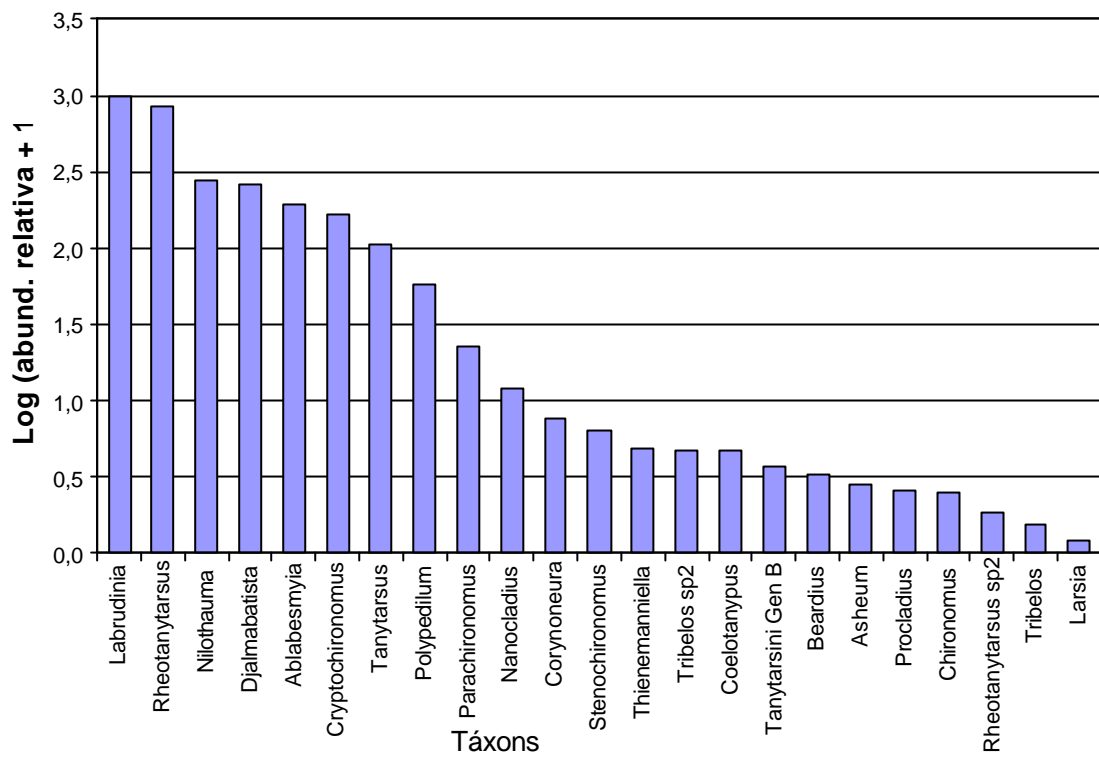


Figura 42 – Abundância relativa (%) de Chironomidae na área de estudo do rio Cuiabá no período chuvoso de 1999.

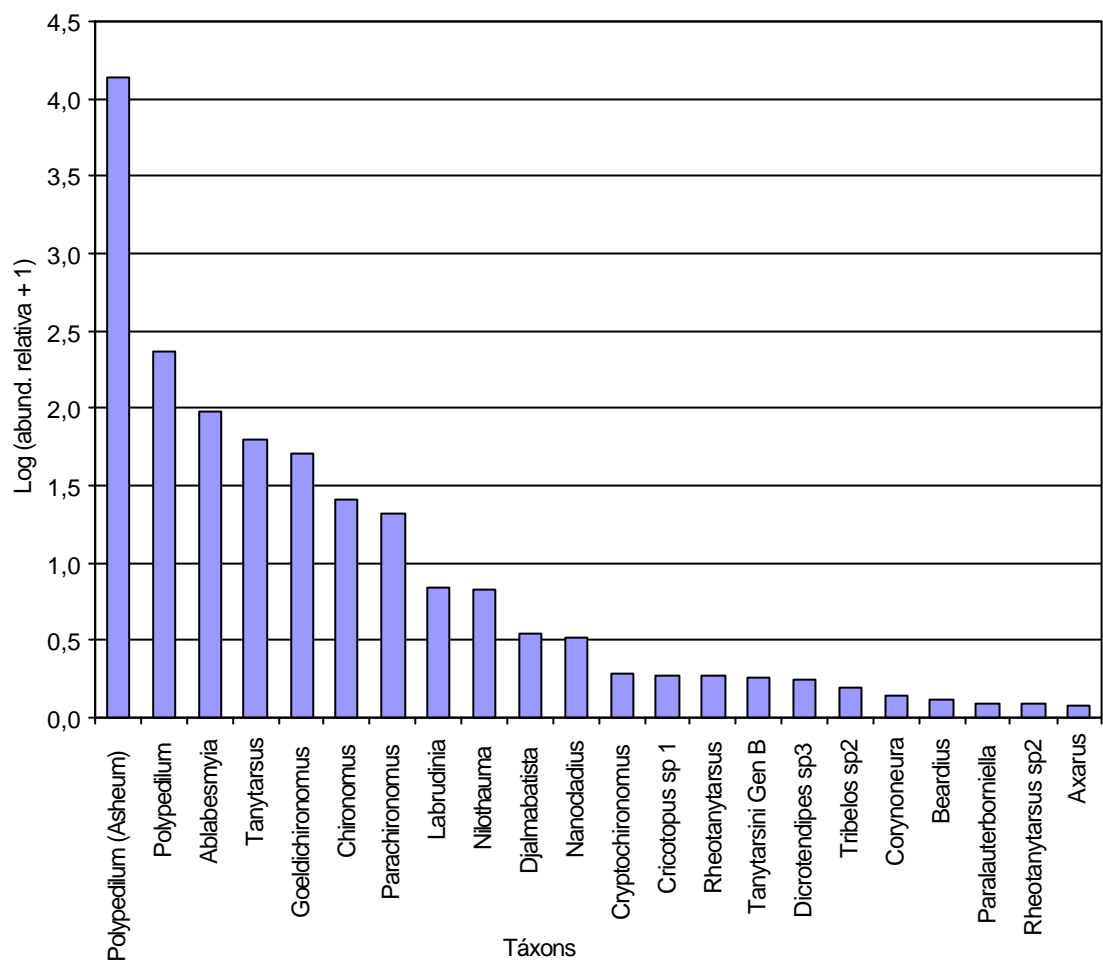


Figura 43 – Abundância relativa (%) de Chironomidae na área de estudo do rio Cuiabá no período de estiagem de 1999.



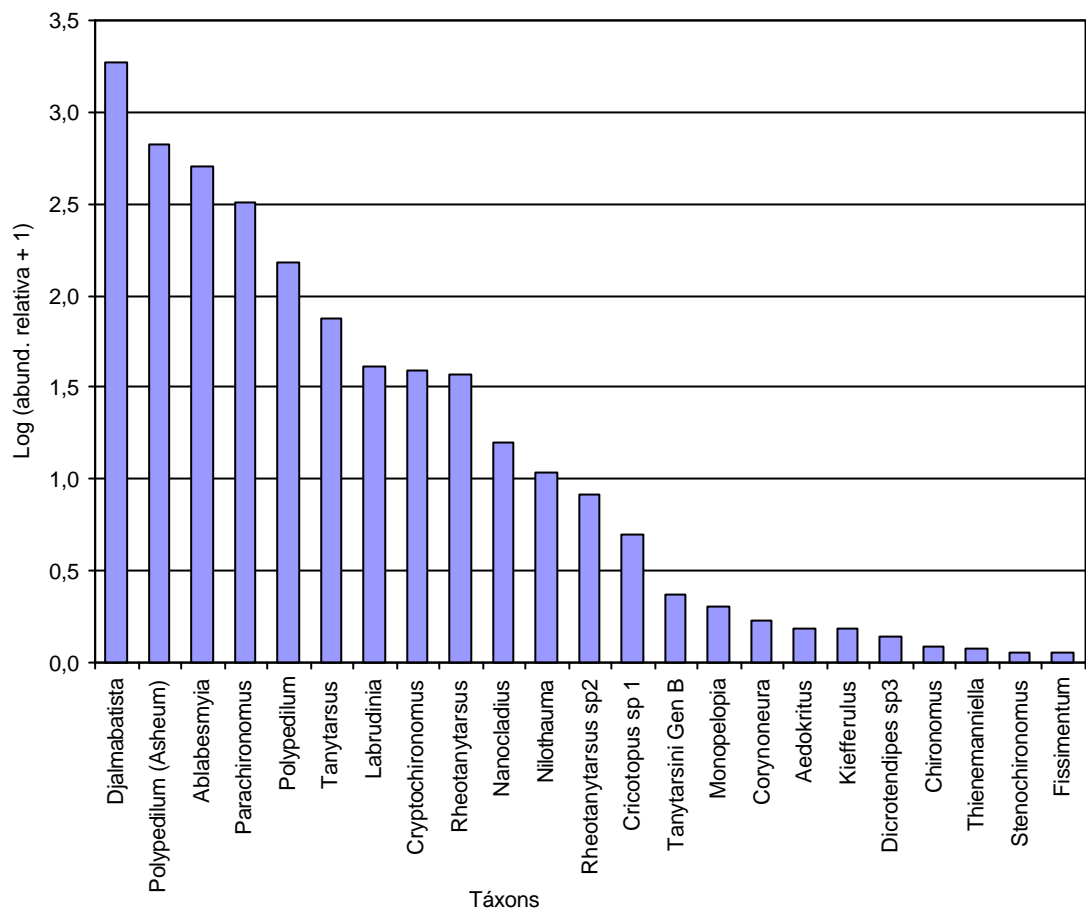


Figura 44 – Abundância relativa (%) de Chironomidae na área de estudo do rio Cuiabá no período chuvoso de 2000.

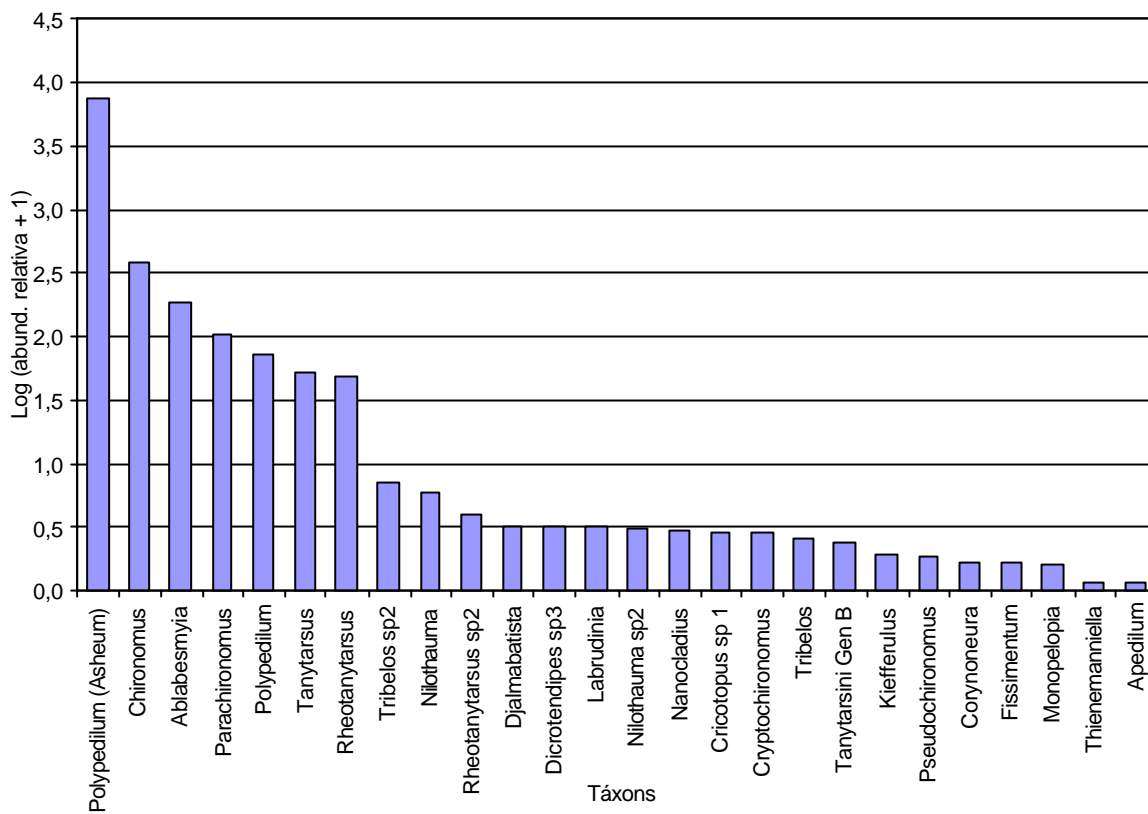


Figura 45 – Abundância relativa (%) de Chironomidae na área de estudo do rio Cuiabá no período de estiagem de 2000.

### 5.3.1.4 – Riqueza

Os valores de riqueza nos locais de amostragem foram muito variáveis espacial e temporalmente, sendo, de forma geral, maior durante o período de estiagem, a exceção das margens esquerdas das estações 1 e 5 de 1999. Em 2000, apenas a margem esquerda da estação 5 apresentou riqueza maior no período chuvoso em relação ao período de estiagem, conforme dados apresentados nas tabelas 16 e 17.

Em 1999, não houve colonização nos substratos da margem esquerda estação 3 durante o período chuvoso. Nas margens direita da estação 4 e esquerda da estação 6 só ocorreu colonização de *Oligochaeta*, durante o mesmo período (Tab. 16). A maior riqueza foi registrada na margem direita da estação 3, no período de estiagem, com 40 táxons, seguida pelas margens direita da estação 2 e esquerda da estação 5 com 38 táxons cada uma, no mesmo período. Embora a margem esquerda da estação 2 tenha apresentado a maior densidade total no período de estiagem (Tab. 104, anexo), este ponto de amostragem registrou baixa riqueza (9 táxons). Isto ocorreu devido a alta densidade numérica de espécimes de *Oligochaeta* e de *Thiaridae*, em relação aos demais grupos taxonômicos.

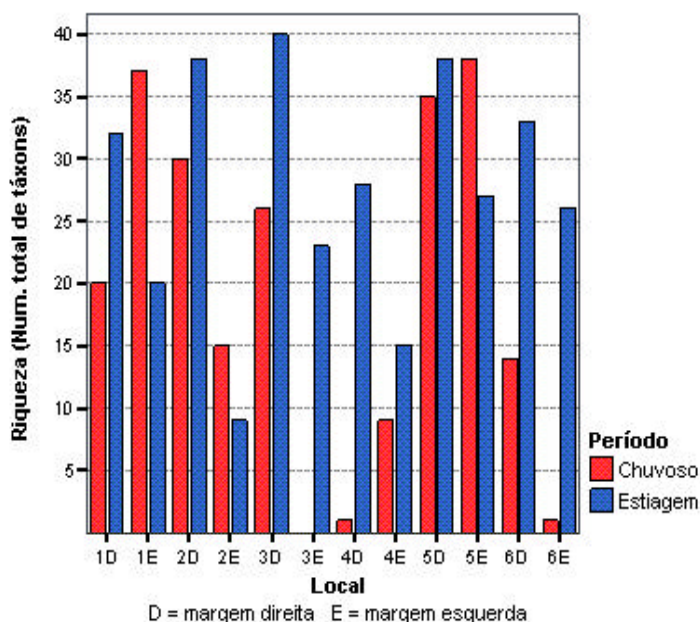


Figura 46 - Valores de riqueza dos grupos macrobentônicos nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 1999.

Em 2000, a maioria dos locais de amostragem apresentou um leve aumento nos valores de riqueza, em relação ao ano anterior, sendo, de forma geral, maiores no período de estiagem, exceção da margem esquerda da estação 5 que apresentou riqueza taxonômica maior no período de chuvas. Este ponto de amostragem apresentou relação inversa de riqueza e densidade total de indivíduos (Tab. 17), isto é, maior riqueza no período chuvoso e menor densidade numérica; no período de estiagem, menor riqueza e maior densidade de indivíduos. Neste ano, a maior riqueza foi registrada na margem esquerda da estação 2, durante o período de estiagem, e a menor (4 táxons) nas margens esquerdas das estações 2, 4, e 6.

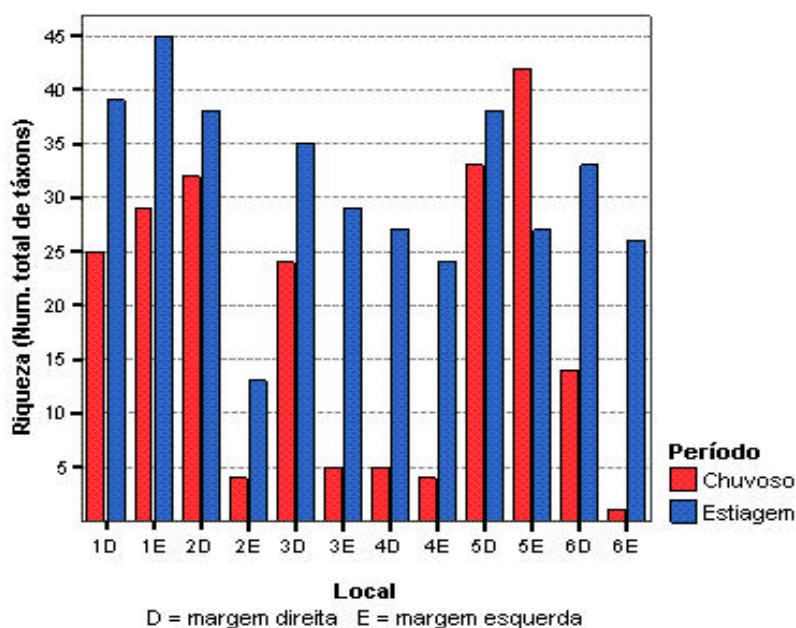


Figura 47 - Valores de riqueza dos grupos macrobentônicos nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 2000.

### 5.3.1.5 – Equitabilidade

Os valores de equitabilidade foram mais elevados, em 1999, na margem esquerda da estação 1, tanto no período chuvoso como no período de estiagem, sendo maior no período de estiagem. Neste ano, a equitabilidade foi igual a zero em pontos com baixos índices de riqueza ou ausência de colonização, como o valores verificados nas margens esquerdas das estações 3 (ausência) e 6 (1 táxon) durante o período chuvoso, e na margem direita da estação 4 do mesmo período (Tab. 16). As variações espaço-temporais de equitabilidade, neste ano, podem ser visualizadas na figura 48.

Em 2000, o percentual mais elevado de equitabilidade foi registrado na direita da estação 3, no período de estiagem. Percentuais elevados foram também observados nas margens esquerdas da estação 1, de forma similar ao ano anterior. Neste ano, os valores registrados nesta estação foram de 67,2% e 71,2%, respectivamente para os períodos de chuvas e estiagem. Os menores percentuais de equitabilidade foram registrados na margem esquerda da estação 3 (15,7%) e na margem direita da estação 4 (18,6%), durante o período chuvoso (Tab. 17 e fig. 49).

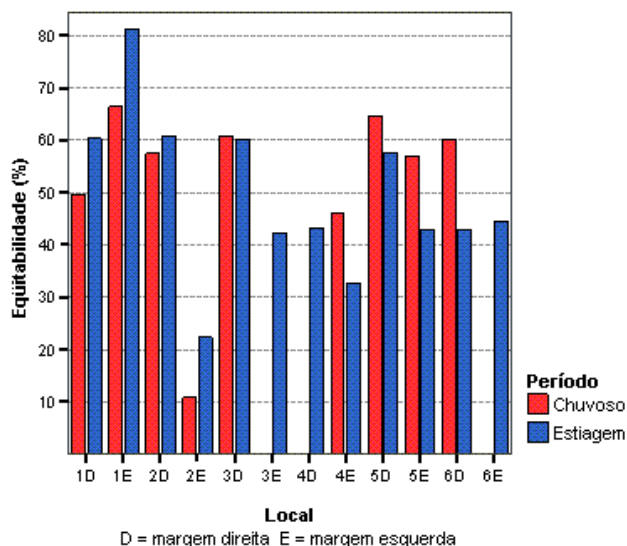


Figura 48 - Valores de equitabilidade dos grupos macrobentônicos nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 1999.

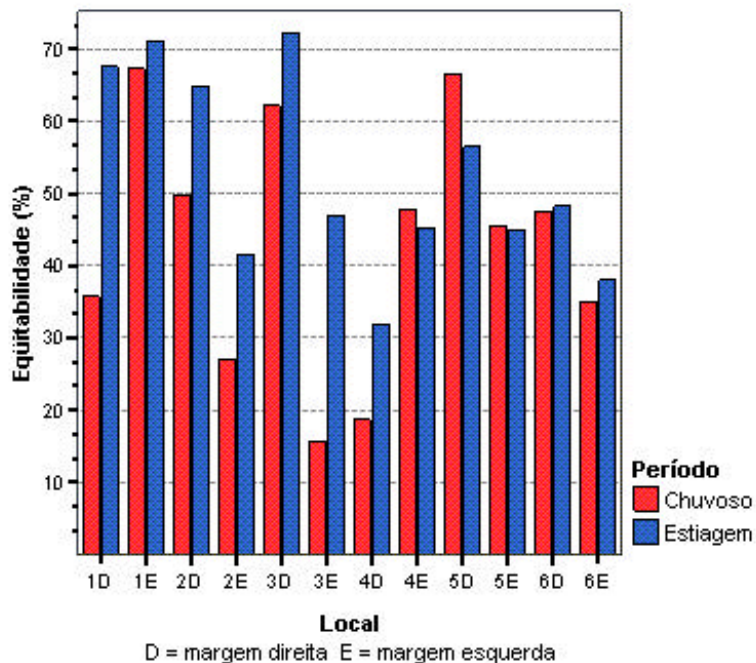


Figura 49 - Valores de equitabilidade dos grupos macrobentônicos nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 2000.

### 5.3.1.6 – Índice de Diversidade de Shannon-Wiener

Os valores dos índices de diversidade de Shannon-Wiener também não apresentaram um padrão definido de variação de montante para jusante, entre as estações de amostragem, nem entre as margens de uma mesma estação. Em 1999, os valores mais elevados foram observados na margem esquerda da estação 1 em ambos os períodos sazonais. De forma similar aos valores de equitabilidade, os índices de Shannon-Wiener apresentaram valores pequenos nas estações com baixo grau de colonização. Entre os demais pontos, os menores valores foram registrados na margem esquerda da estação 2, tanto no período de chuvas como no período de estiagem (Tab. 16). As variações dos valores dos índices de Shannon-Wiener, no ano de 1999, estão apresentadas na figura 50.

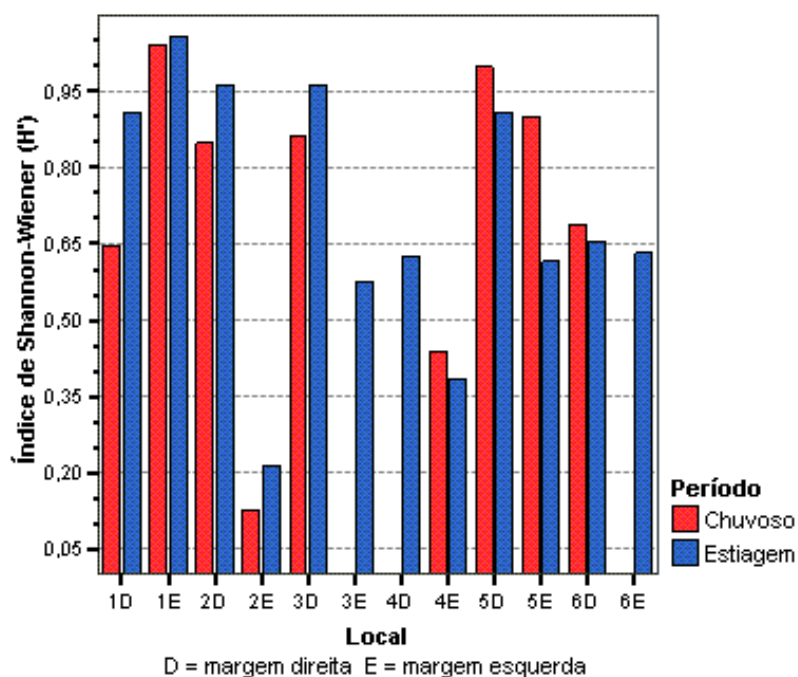


Figura 50 - Valores dos Índices de Shannon-Wiener dos grupos macrobentônicos nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 1999.

Durante o ano de 2000, os valores mais elevados dos índices de Shannon-Wiener foram registrados na margem esquerda da estação 1 (1,18) e na margem direita da estação 3 (1,12), ambos no período de estiagem. O menor valor obtido foi de 0,11, registrado na margem esquerda da estação 3 durante o período chuvoso. A tabela 17 apresenta os valores dos índices de diversidade de Shannon-Wiener obtidos para o ano de 2000, e a figura 51 as variações espaço-temporal destes valores.

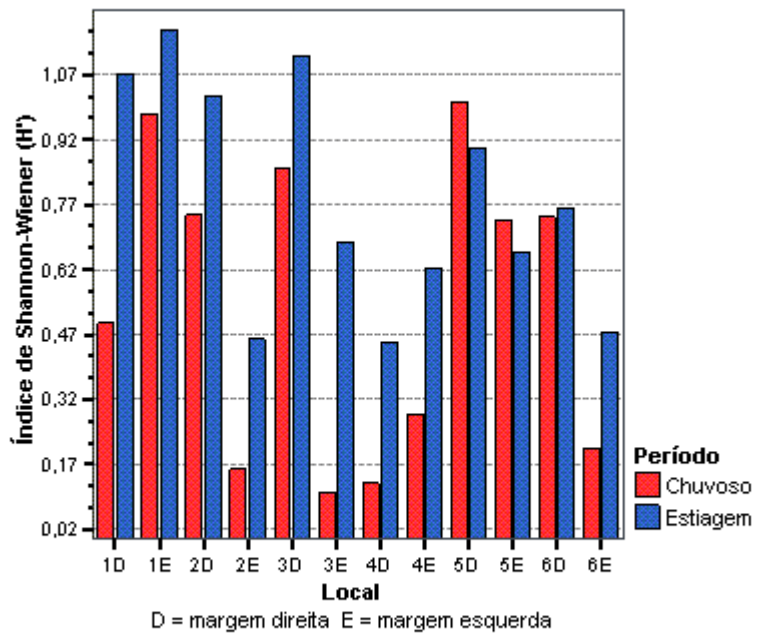


Figura 51 - Valores dos Índices de Shannon-Wiener dos grupos macrobentônicos nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 2000.



Tabela 16 - Valores de densidade total e dos índices de riqueza, diversidade de Shannon-Wiener e de equitabilidade nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 1999.

	1999		Estação 1				Estação 2				Estação 3				Estação 4				Estação 5				Estação 6			
	Período		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem	
	Margem	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	
Densid. total (núm. de indiv.)	920	202	1174	1582	2514	680	17784	4100	0	716	1102	12116	59	42	2202	1569	2144	781	11010	7390	99	118	1863	3678		
Riqueza (nº de táxons)	37	20	20	32	15	30	9	38	0	26	23	40	9	1	15	28	38	35	27	38	1	14	26	33		
Diversidade Shannon (H')	1,04	0,65	1,06	0,91	0,13	0,85	0,21	0,96	0,00	0,86	0,58	0,96	0,44	0,00	0,38	0,63	0,90	1,00	0,61	0,91	0,00	0,69	0,63	0,65		
Equitabilidade (%)	66,4	49,7	81,3	60,4	10,8	57,5	22,3	60,9	0,0	60,9	42,3	60,1	46,0	0,0	32,7	43,2	57,0	64,6	42,9	57,5	0,0	60,1	44,6	43,0		

Tabela 17 – Valores de densidade total e dos índices de riqueza, diversidade de Shannon-Wiener e de equitabilidade nas estações de amostragem do rio Cuiabá durante o ano de 2000.

	2000		Estação 1				Estação 2				Estação 3				Estação 4				Estação 5				Estação 6			
	Período		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem	
	Margem	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	
Densid. total (núm. de indiv.)	1110	505	3052	1220	880	944	10371	2311	86	2705	1352	4969	22	103	2192	3080	5024	1704	9694	11515	26	2408	1493	4182		
Riqueza (nº de táxons)	29	25	45	39	4	32	13	38	5	24	29	35	4	5	24	27	42	33	30	40	4	37	18	39		
Diversidade Shannon (H')	0,98	0,50	1,18	1,07	0,16	0,75	0,46	1,03	0,11	0,86	0,69	1,12	0,29	0,13	0,62	0,46	0,74	1,01	0,66	0,90	0,21	0,74	0,48	0,77		
Equitabilidade (%)	67,2	35,8	71,2	67,5	27,0	49,8	41,5	65,0	15,7	62,2	47,0	72,3	47,8	18,6	45,3	31,9	45,5	66,5	44,9	56,4	34,9	47,5	38,0	48,2		

### 5.3.1.7 – Análises de Similaridades (“Clusters”)

Nas figuras 52 e 53 estão apresentados os dendrogramas de similaridades dos locais de amostragem dos anos de 1999 e 2000, efetuados a partir dos seus respectivos índices de riqueza taxonômica.

O dendrograma, baseado nos dados obtidos sobre as taxocenoses nos locais de amostragem em 1999, apresenta dois grandes grupos diferenciados espaço-temporalmente (Fig. 52). O primeiro grande grupo, situado na parte superior do dendrograma está constituído pela maioria dos locais de amostragem, com dissimilaridades muito variáveis entre os mesmos. Os locais com os maiores índices de riqueza foram agregados na parte intermediária do dendrograma (em azul).

O segundo grande grupo, na parte inferior da figura 52, apresenta os locais de amostragem com os menores índices de riqueza, tanto no período de estiagem como no período chuvoso. Deve-se ressaltar que a análise de conglomerados hierárquicos agrupou pontos de amostragem que recebem lançamentos pontuais de esgotos com aqueles que as características locais e da área de drenagem condicionaram seus baixos índices de riqueza taxonômica.

Em 2000, o dendrograma resultante apresenta uma disposição espacial dos locais de amostragem diferenciada, em relação ao ano anterior (Fig. 53). No entanto, ocorreu também a formação de dois grandes grupos, sendo o inferior constituído por locais caracterizados por baixos índices de riqueza e de diversidade taxonômica (em vermelho). Nessa análise, os grupos com maiores índices de riqueza foram dispostos na parte superior do dendrograma (em azul), formando um grande sub-grupo.

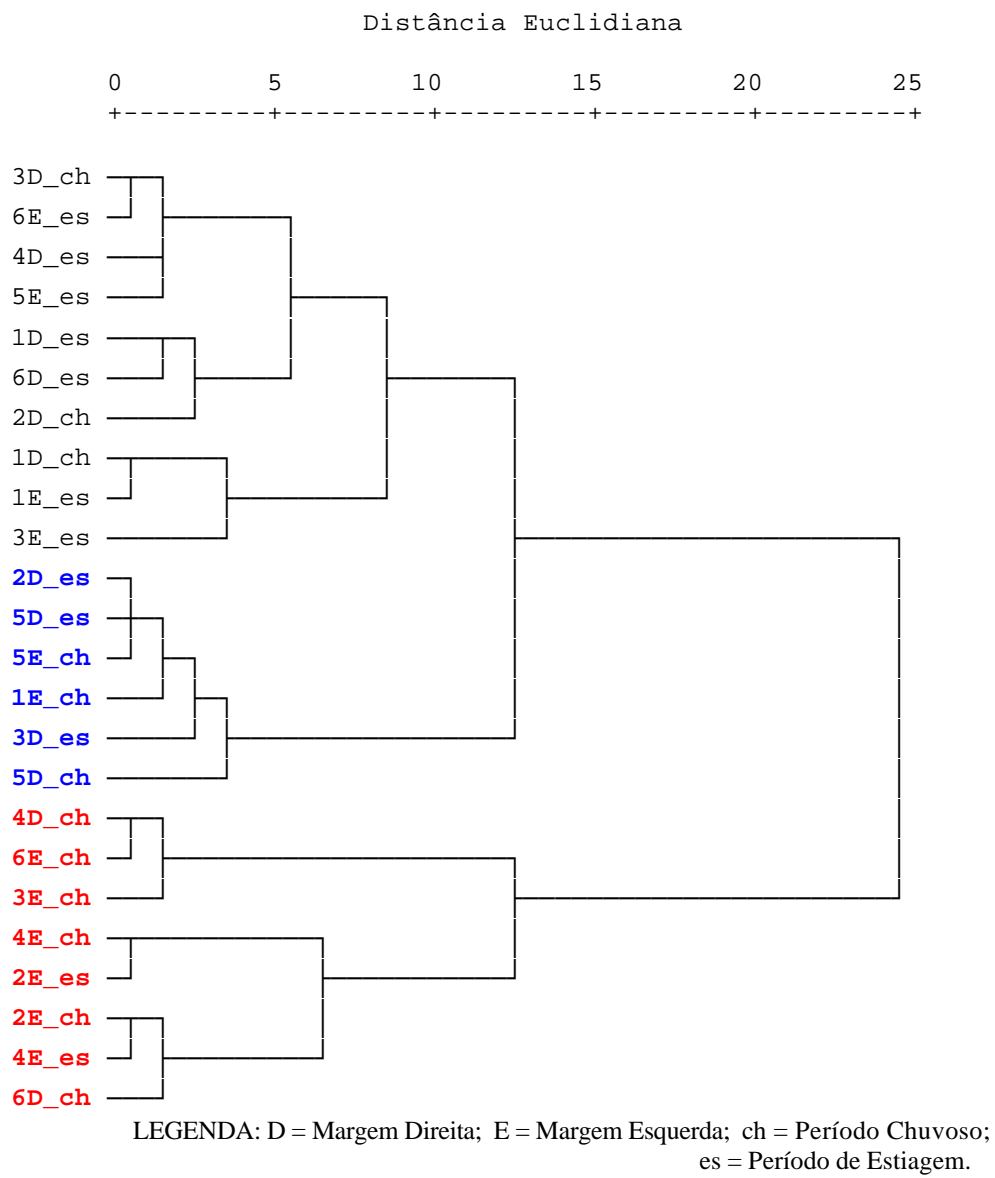


Figura 52 – Dendrograma de similaridade baseado nos índices de riqueza dos locais de amostragem na área de estudo do rio Cuiabá – 1999.

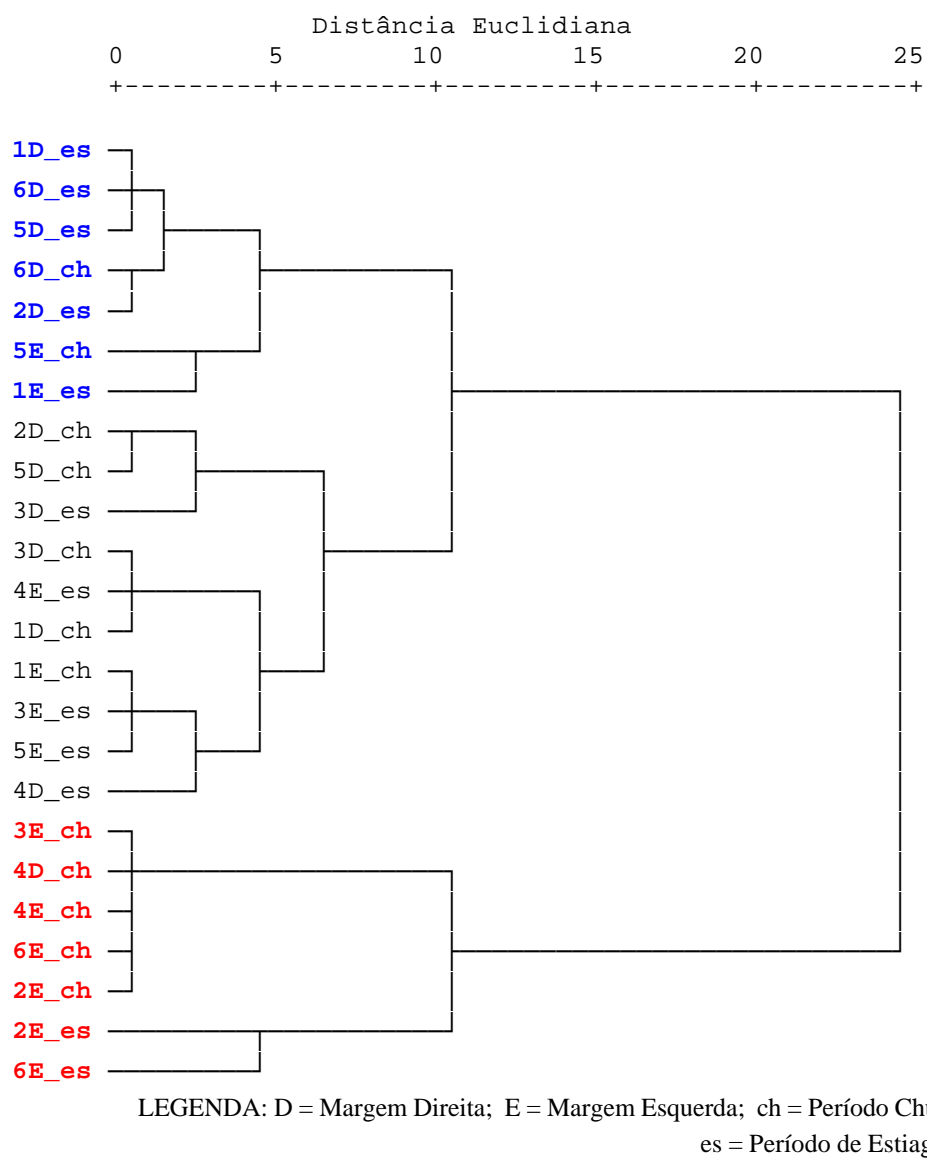


Figura 53 – Dendrograma de similaridade baseado nos índices de riqueza dos locais de amostragem na área de estudo do rio Cuiabá – 2000.

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1 – Variáveis Climatológicas e Hidrológicas

Os rios apresentam características próprias e podem ser influenciados principalmente por fatores climáticos, geológicos, geomorfológicos, hidrológicos, hidráulicos, físicos, químicos e biológicos que ocorrem e interagem dentro da bacia hidrográfica. Essas variáveis podem apresentar variações em seus valores que são definidos em escalas de tempo e espaço bastante diferenciadas e que podem variar muito de uma bacia para outra, de região para região e de acordo com o grau e a forma de utilização das áreas de drenagem nas atividades antrópicas.

Na região de Mato Grosso os períodos de chuvas coincidem com as temperaturas atmosféricas mais elevadas, assim foram evidenciados dois períodos climáticos, definidos pela precipitação e temperatura média do ar: um período chuvoso e quente e outro período de seca com temperaturas mais amenas.

A precipitação é, sem dúvida, responsável pela quantidade e variação de fluxo da água em rios, sendo variável com a estação do ano e de ano para ano (HYNES, 1970). Segundo BEAUMONT (1975) a precipitação total de um sistema de drenagem depende das condições climáticas e proporciona uma entrada rápida de água no sistema que é refletida pela vazão. No presente estudo, os valores mais elevados de vazão coincidiram com os períodos de maior precipitação e ambas parecem ter influenciado nas demais variáveis.

Os resultados mostraram uma redução significativa da vazão no período de cheia/2000 comparado com o ano anterior, este decréscimo dos valores de vazão foi decorrente do fechamento das comportas da barragem do rio Manso, um dos principais afluentes do rio Cuiabá, em novembro de 1999, para a formação do lago.

É esperado que a redução da vazão ocasione uma redução na velocidade de corrente e na altura da lâmina d'água com variações no fluxo, acarretando, em consequência, uma série de alterações nas características físicas e químicas da água que poderá refletir e interagir de alguma forma sobre a biocenose aquática.

LIMA (2001) reporta, em seu estudo, que os ambientalistas reclamaram intensamente contra o empreendimento da barragem do rio Manso, naquela época, e ainda, diziam que desde o fechamento da barragem, em novembro de 1999, para acelerar a formação do lago, a estatal FURNAS vinha retendo o máximo de água e que, desde então, por 11 vezes, o nível do rio Cuiabá ficou abaixo da cota zero, inclusive no período chuvoso; e alertaram, sobretudo, que a “regularização” das cheias do rio Cuiabá iria “regularizar” também as cheias do Pantanal, vitais para a preservação daquele frágil ecossistema que só existe em razão do livre e natural fluxo e defluxo das águas.

Uma vez que, para o enchimento do reservatório, foi utilizada a retenção máxima das águas do rio Manso, o reflexo a jusante foi imediato com redução de 49% da vazão média do rio Cuiabá, na área de estudo durante o período chuvoso, conforme ilustrado na figura 13. Embora o ano de 2000 tenha sido um ano muito similar ao ano de 1999 com relação à precipitação pluviométrica, a qual foi ligeiramente superior, a vazão do rio Cuiabá, na área de estudo, foi muito baixa com a menor vazão média dos últimos 2 (dois) anos, durante o período chuvoso.

## **6.2 – Variáveis Limnológicas**

A temperatura da água é um reflexo da temperatura atmosférica da região e, em grandes rios e a uma considerável distância das cabeceiras, a temperatura média mensal corresponde a aproximadamente à média mensal da temperatura do ar, em um trecho considerado (HYNES, 1970).

Na região do Mato Grosso os períodos de chuva coincidem com temperaturas mais elevadas, assim, foram evidenciados dois períodos climáticos, definidos pela precipitação e uma diferença de 2°C a 4°C na temperatura da água. Ressalta-se também que os valores médios das temperaturas no trecho estudado, mesmo aquelas dos períodos de inverno, foram superiores às médias obtidas para outros rios de outras regiões brasileiras tais como: Mogi-Guaçu (BRANDIMARTE, 1997; MAIER *et al.*, 1978) e Paraná (THOMAZ *et al.*, 1997; AGOSTINHO *et al.*, 1995; BONETTO, 1976 *in* MAIER *et al.*, 1978) e igualando-se a rios da Amazônia (WALKER, 1995).

As propriedades ópticas da água constituem um importante elemento para a caracterização limnológica. A turbidez, a cor e a transparência da água de alguma forma estão relacionadas com as propriedades ópticas e, estas podem ser modificadas por

substâncias dissolvidas e em suspensão (HUTCHINSON, 1957). Os principais responsáveis pela turbidez da água são principalmente as partículas suspensas, estas também são responsáveis pela cor aparente e, em menor proporção os compostos dissolvidos, responsáveis pela cor verdadeira da água (ESTEVES, 1998).

A transparência revela a profundidade de penetração de luz na água, esta variável é dependente da cor, turbidez e sólidos suspensos (WELCH, 1952). Nos rios, durante o período de chuva, grandes quantidades de partículas são erodidas do solo da Obacia e carregados pelas águas, o que resulta num acentuado aumento dos valores da cor, da turbidez e quantidade de sólidos suspensos, e conseqüentemente diminuem a transparência da água (MAIER, 1978).

Neste estudo, numa análise temporal, os resultados mostraram um comportamento inverso da transparência em relação a cor e turbidez. Em geral, os valores de cor e turbidez refletiram as características locais das áreas de drenagem das estações de amostragem. MAIER (1978) reporta que a turbidez é influenciada pela topografia, composição do solo da área de drenagem, tipo de vegetação e atividades que se desenvolvem dentro da bacia. Os resultados mostram valores crescentes de turbidez no sentido montante-jusante, apontando para a importância de áreas urbanas no aporte de materiais para o rio Cuiabá. Nos períodos de seca os resultados mostraram um aumento nos valores da cor ao longo do rio, sendo mais pronunciado, principalmente, nas estações de amostragem localizadas a jusante da área central da cidade de Cuiabá, o que pode estar relacionado com a entrada de despejos de esgotos oriundos das áreas urbanas.

Os poluentes orgânicos contêm sólidos em suspensão e estes têm efeito imediato sobre a qualidade da água, aumentando intensamente a cor no local do lançamento, o que não se estende por um longo trecho em rios volumosos e de fluxo rápido (MAIER, 1978). GOLTERMAN (1975) cita valores médios de turbidez de 39,12 uT para o Alto Rio Paraná e de 31,9 uT para o rio Paraguai. Os valores médios de cor, segundo o mesmo autor, para os dois rios, variou no primeiro de 14 a 293 uH e, no segundo, 87 a 198 uH. A mediana mais elevada de turbidez, neste estudo, foi de 210 uT, registrado nas margens da estação 4 e na margem direita da estação 5, no período chuvoso de 2000.

Os valores mais elevados registrados durante período chuvoso em relação ao período de estiagem foram devidos aos níveis elevados de precipitação durante o verão.

Após as fortes precipitações as partículas do solo são erodidas e carreadas pelo escoamento superficial para os rios, provocando um aumento dessa variável. As altas velocidades das águas dos rios provocam turbulência e, geralmente, são suficientes para suspender e manter as partículas em suspensão (SANTOS, 1993), as quais são depositadas com a redução da velocidade do rio.

Os valores medianos de turbidez mais elevados foram registrados nas margens direitas das estações 1 e 2, localizadas a montante da área central do perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande, durante o período chuvoso, e refletiu os efeitos das atividades antrópicas desenvolvidas no entorno. Valores medianos mais igualmente elevados verificados, no mesmo período, na margem esquerda da estação e em locais situados a jusante do perímetro urbano refletiram, provavelmente, os efeitos adicionais dos lançamentos urbanos; os menores valores registrados nas estações localizadas a jusante da área central, foram devidos ao efeito de diluição provocada pelas entradas de volumes consideráveis de águas de importantes tributários como o córrego do Barbado e rio Coxipó.

O registro de grandes variações de turbidez e cor ocorrem usualmente em rios ao atravessarem trechos urbanos. Em estudo de um trecho do rio Paraná, entre Santa Fé e Buenos Aires, PAGGI (1981), evidenciou variações entre 60 e 90 uT, no período de seca, e entre 90 e 315 uT no período de chuvas. Esses valores são relativamente mais elevados do que os registrados para trecho estudado do rio Cuiabá que atravessa o perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande, provavelmente decorrentes das diferenças na densidade demográfica e na quantidade de detritos, esgotos domésticos e industriais lançada nos rios. Deve-se considerar ainda que as vazões do rio Paraná naquele trecho são muito superiores às do rio Cuiabá.

Os valores de turbidez registrados neste trabalho foram relativamente próximos aos obtidos por MISSAWA (2000) em estudo no mesmo trecho do rio Cuiabá. Esta autora registrou valores médios variando de 6,0 a 9,0 uT durante o período de estiagem e de 15 a 68 uT durante o período de chuvas. Os valores obtidos pela autora foram também mais elevados durante o período chuvoso.

Deve-se ressaltar, ainda, que os valores de transparência da água na área de estudo foram relativamente menores nas estações localizadas na área central e a jusante desta, refletindo os efeitos da urbanização sobre a qualidade da água do rio. Como



apresentado na tabela 2 e figura 4, as sub-bacias que drenam a malha urbana da cidade de Cuiabá para estes locais de amostragem são as mais densamente ocupadas e com os menores índices de preservação. Os efeitos da urbanização e produção de material alóctone sobre a qualidade estética da água rio Cuiabá são melhores visualizados no período de estiagem quando a precipitação na área é mínima, particularmente nas margens esquerdas das estações 2 e 4 onde ocorrem lançamentos pontuais de esgotos domésticos.

Na maioria dos sistemas naturais o pH da água é influenciado pela concentração de íons  $H^+$  originados da dissociação do dióxido de carbono que gera valores baixos de pH e das reações de íons carbonato e bicarbonato com a água que elevam os valores de pH para a faixa alcalina (ESTEVES, 1988). As águas de chuvas além do seu conteúdo em  $CO_2$ , podem conduzir para o leito dos rios grande quantidade materiais orgânico e inorgânico com considerável conteúdo iônico tendendo a alterar os valores de pH. Essas águas ao percolar os solos da área de drenagem se tornam ricas em dióxido de carbono e de forma similar enriquecer o ambiente em íons  $H^+$  (ALLAN, 1995; WETZEL, 1975). Outros fatores como atividade biológica pode conferir alterações nos valores de pH, através de processos de decomposição de matéria orgânica (PETERSEN *et al.*, 2001; ESTEVES, 1988).

Portanto o potencial hidrogeniônico é uma das variáveis limnológicas mais importantes para o ecossistema aquático e também uma das mais difíceis de ser interpretada devido ao grande número de fatores que podem influenciá-la. A maioria dos ecossistemas aquáticos continentais tem pH variando de 6,0 a 8,0 e aqueles que apresentam valores baixos têm elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos de origem alóctone e autóctone (ESTEVES, 1988). MAIER (1978) registrou que as águas dos rios brasileiros tendem a apresentar valores de pH variando do neutro para ácido. No presente estudo, os valores de pH apresentaram pequena faixa de variação, os valores medianos estiveram próximos da neutralidade, porém, em geral houve uma tendência a alcalinidade. Os menores valores de pH foram registrados nos períodos chuvosos de 1999 e 2000. Na estiagem os valores indicaram pequeno decréscimo nas estações localizadas a jusante da área central, provavelmente refletindo os efeitos dos lançamentos de esgotos da área urbana. Em geral, os valores obtidos refletiram a sazonalidade temporal e as características locais das estações de amostragem.

JUNK & FURCH (1980), em estudo na Bacia Amazônica e nas áreas subjacentes, encontraram valores de pH na faixa alcalina, variando de 8,05 a 8,40 na região de Cuiabá e Diamantino. Valores similares de pH da água do rio Cuiabá foram obtidos por FIGUEIREDO (1996). Este autor observou que os valores desta variável não apontaram para variação espacial nítida ao longo do rio, desde a sua cabeceira até Porto Cercado, na região do Pantanal, entre os anos de 1995 e 1996, registrando valores com pequena faixa de variação e próximos da neutralidade, em ambos os períodos sazonais.

A alcalinidade de águas naturais é devida, principalmente, aos sais de ácidos fracos, ainda que bases fracas ou fortes também possam contribuir com a mesma. Os bicarbonatos representam a maior forma de alcalinidade, uma vez que eles são formados em quantidades consideráveis da ação do dióxido de carbono sobre os materiais básicos do solo. Os bicarbonatos atuam com tampão para evitar variações excessivas de pH quando ocorre adição de ácido no ecossistema aquático (SAWYER & McCARTY, 1978).

As variações observadas no rio Cuiabá, especialmente, refletiram as condições locais das estações de amostragem. PAYNE (1986) afirma que no período de cheia o efeito da diluição é comum nos rios tropicais. Temporalmente, as variações dos valores medianos foram significativas entre os períodos sazonais, sendo menores durante o período chuvoso, devido ao efeito da diluição das concentrações das substâncias responsáveis pela alcalinidade provocada pelas chuvas do período e quando ocorreram as maiores vazões. No período de estiagem, nos locais onde as águas do rio Cuiabá recebem os efluentes urbanos os resultados foram relativamente homogêneos e não apresentaram variações perceptíveis entre as estações. O valor mais elevado, de 65,5 mg/L.CaCO<sub>3</sub>, registrado na margem esquerda da estação 2 pode estar relacionado ao lançamento pontual de esgoto. No geral, os valores de alcalinidade total da água do rio Cuiabá, na área de estudo, foram relativamente, semelhantes aos obtidos por MISSAWA (2000) e NEVES (2002). NETO (1993) ressalta que as maiores concentrações da alcalinidade registradas nas cabeceiras do rio Cuiabá devem-se às diferenças geológicas da área de captação do rio Cuiabazinho que drena rochas carbamáticas da formação Diamantino e Araras. Após a confluência com o rio Manso, “pobre em eletrólitos”, o rio Cuiabá diminui a alcalinidade, permanecendo praticamente

constante até a região do Pantanal. Da mesma forma, SCHULTZ (1998) reporta também que o rio Cuiabá atravessa as rochas do Grupo Cuiabá, intensamente metamorfozadas e possuindo, localmente, calcáreos, que conferem ao rio sua natureza alcalina.

Embora os resultados, em geral, tenham sido homogêneos, estes indicaram um decréscimo nas medianas de alcalinidade no ano de 2000, em relação ao ano anterior, o que pode estar relacionado ao fechamento da barragem do rio Manso, com redução significativa nos valores de vazão na área de estudo e, conseqüentemente, na concentração de matérias orgânicas e inorgânicas na água do rio. NEVES (2002), em estudo no mesmo trecho do rio Cuiabá e durante o mesmo período, afirma que as alterações na qualidade da água foram mais pronunciadas sobre nos teores de matéria orgânica e nas concentrações de nutrientes nitrogenados e fosfatados, observando um aumento da localidade a montante para aquela a jusante do perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande. Segundo ESTEVES (1988) os processos oxidativos conferem ao ambiente uma maior disponibilidade de íons  $H^+$  o que pode induzir um maior consumo da alcalinidade local.

A composição iônica dos corpos d'água é influenciada pela geologia da área de drenagem dos efluentes, geologia da bacia de acumulação e regime de chuvas, além da influência antrópica a qual estes ecossistemas aquáticos são submetidos (HUTCHINSON, 1957). Para ESTEVES (1988), a elevação da concentração iônica em ecossistemas aquáticos está relacionada ao amônio proveniente do metabolismo sintetizante de matéria orgânica e de substâncias nutritivas.

Os resultados de condutividade elétrica obtidos no trecho do rio Cuiabá indicaram que os mesmos foram influenciados pela sazonalidade do ciclo anual, sendo os maiores valores registrados no período de estiagem. Os menores valores de condutividade observados durante o período chuvoso indicam o efeito inversamente proporcional da precipitação e, conseqüentemente, à vazão do rio, sobre esta variável (PAYNE, 1986; NETO, 1993). Os valores medianos apresentaram diferenças significativas entre ambos os períodos sazonais.

A elevação da condutividade no período de estiagem tem sido observada para outros sistemas lóticos que não sofrem influência de áreas inundáveis como, por exemplo, para os córregos da Água Fria e da Água Quente (SANTOS, 1993), e para o Ribeirão do Feijão em São Carlos-SP (TEIXEIRA, 1993) entre outros. Por outro lado,

em ambientes lóticos localizados em vastas áreas de inundação, os maiores valores de condutividade ocorrem no período de águas altas, como citado por THOMAZ, *et al.* (1997) em estudo do rio Baía, localizado às margens do rio Paraná.

Em geral, considerando o conjunto espacial das estações de amostragem, os valores medianos foram, nesse estudo, ligeiramente mais elevados no sentido montante-jusante. LIMA (2001), registrou valores de condutividade na estação 1 de até 220,0  $\mu\text{S/cm}$  e com mediana de 89,0  $\mu\text{S/cm}$  durante o período de estiagem. Estes valores obtidos pela autora são similares aos obtidos nesse estudo durante o ano de 1999, no mesmo período sazonal. Essa autora também ressaltou um acréscimo significativo nos valores medianos desta variável no sentido montante-jusante do rio Cuiabá no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande.

De forma similar à alcalinidade, os valores de condutividade tiveram seus valores medianos alterados durante o ano de 2000, em relação a 1999. Esses valores podem também estar refletindo os efeitos da redução de vazão do rio Cuiabá na área de estudo provocada pela barragem do rio Manso, produzindo, conseqüentemente, uma concentração mais elevada da matéria orgânica alóctone e autóctone nas estações de amostragem. Os valores mais elevados de condutividade registrados neste período sugerem, também uma relação com a temperatura atmosférica, uma vez que nos ambientes aquáticos tropicais a cada grau centígrados a condutividade elétrica é aumentada em 2%. A aceleração dos processos de decomposição da matéria orgânica está intrinsecamente relacionada com o aumento da temperatura, e assim provoca um aumento da concentração de minerais dissolvidos na água, e conseqüentemente uma elevação na condutividade (WETZEL, 1975).

O oxigênio dissolvido na água é uma das mais importante variáveis limnológicas tanto para a caracterização dos ecossistemas aquáticos como para a manutenção de sua biocenose. As principais fontes deste gás para a água são diretamente da atmosfera através da difusão pela superfície e atividades fotossintéticas realizadas pelos organismos fotossintetizantes, sendo a concentração, em geral, dependente da temperatura e da pressão atmosférica (ESTEVES, 1988). Por outro lado, os principais fatores que levam a redução nos teores de oxigênio dissolvido na água são os processos de decomposição da matéria orgânica, pela respiração dos organismos aquáticos, perdas

para superfície e oxidação de íons metálicos (WELCH, 1952; WETZEL, 1975; ESTEVES, 1988).

Neste estudo foram observados valores menores da concentração de oxigênio nos períodos de cheia (verão) em comparação com a estiagem (inverno). Esses resultados sugerem que a temperatura esteja influenciando na concentração desse gás. Este fato foi também observado por GOMES (1985), FIGUEIREDO (1996) e MISSAWA (2000) em estudo realizado no mesmo trecho do rio Cuiabá.

Vale ressaltar que no período de chuvoso de 2000 os valores de concentração de oxigênio dissolvido foram inferiores aos de 1999 nas respectivas estações de amostragem, esses resultados indicam que a redução da vazão, em decorrência do fechamento da barragem do rio Manso também pode ter influenciado sobre esta variável.

É provável que a redução de vazão, na área de estudo, tenha provocado uma diminuição da lâmina d'água, provocando a concentração de materiais orgânicos e inorgânicos, dissolvidos e suspensos na água dos locais de amostragem. Estas condições propiciaram um aumento nos valores de temperatura da água durante o período chuvoso, como evidenciado neste estudo e, provavelmente, da atividade biológica na decomposição da matéria orgânica no período, pela maior disponibilidade de alimento. Tanto a temperatura como processos oxidativos são fatores importantes na variabilidade dos teores de oxigênio dissolvido em ambientes aquáticos (WETZEL, 1975; ESTEVES, 1988).

WARREN (1971), cita que uma das formas danosa de poluição é introdução de matéria orgânica, proveniente de esgotos domésticos e industriais sem tratamento, no ecossistema aquático, uma vez que a mesma requer oxigênio para a sua decomposição e que a oxidação desta por microrganismos depende muito da disponibilidade imediata deste gás no ambiente. Este autor cita ainda que quando a taxa de oxidação é maior do que a taxa de re-oxigenação (física ou biológica), a concentração de oxigênio dissolvido na água declina.

As variações nas concentrações de OD nos locais de lançamentos de esgotos urbanos e naqueles a jusante citados por outros autores (LIMA & RONDON LIMA, 1995; GOMES, 1985; SOUZA & LOPES, 1993) não diferem muito dos valores registrados nesse trabalho.

Embora as cargas orgânicas lançadas no rio Cuiabá, no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande, tenham sido consideráveis, os resultados indicam que os processos de re-oxigenação, em decorrência da vazão, são superiores à oxidação, o que mantém os teores de oxigênio dissolvido relativamente elevados mesmo a poucas distâncias dos pontos de entrada de efluentes urbanos. Segundo MAIER (1978) os poluentes orgânicos não se estendem por um longo trecho em rios volumosos e de fluxo rápido.

FIGUEIREDO (1996) afirma que os afloramentos rochosos existentes no leito do rio Cuiabá, no trecho estudado, são os principais responsáveis pela aeração atmosférica e a boa aeração do sistema como a principal fonte de re-oxigenação da água do rio.

A demanda bioquímica de oxigênio - DBO - corresponde a quantidade de oxigênio consumida pelos microrganismos na oxidação biológica da matéria orgânica, quando mantida uma dada temperatura em um espaço de tempo previamente estabelecido (BRANCO, 1978). As estações de amostragem, em geral, apresentaram valores relativamente baixos de DBO. Os valores mais elevados foram registrados na margem esquerda da estação 2, refletindo a forte influência do lançamento pontual de esgoto. Temporalmente, os resultados refletiram os efeitos da sazonalidade do ciclo anual, sendo os valores mais elevados no período de chuva, quando ocorre o carreamento de grande quantidade de materiais alóctones das áreas de drenagem para o leito do rio pelas águas de precipitações na área. Especialmente, os valores obtidos apontam para uma tendência de elevação nos teores de DBO no sentido montante-jusante provocado pelos lançamentos de esgotos da área urbana. PESCE & WUNDERLIN (2000) em estudo para avaliar o impacto da cidade de Córdoba, Argentina, sobre o rio Suquía, registraram valores de DBO extremamente elevados nas estações de amostragem que recebiam esgotos municipais, em relação às estações situadas a montante. Esses autores deduziram que a pressão urbana exerce forte influência negativa sobre a qualidade da água do ecossistema aquático. Da mesma forma, SILVA & SACOMANI (2001), em estudo sobre a qualidade da água do rio Pardo, em Botucatu-SP, encontraram um valor médio de 10,5 mg/L de DBO em estação de amostragem após receber efluentes municipais. No Estado de Mato Grosso, GOMES (1985) registrou valores de DBO, a montante do perímetro urbano das cidades de

Cuiabá e Várzea Grande, variando de 0,6 a 2,2 mg/L durante o período chuvoso e de 0,5 a 1,9 mg/L no período de estiagem. Os valores medianos obtidos por LIMA (2001), no mesmo trecho do rio Cuiabá, foram similares aos registrados neste trabalho. Os valores levantados por MISSAWA (2000) variaram de 0,1 a 2,0 mg/L na localidade de São Gonçalo (estação 5), durante o período de estiagem; durante o período chuvoso os valores médios variaram de 0,1 a 3,04 mg/L. Os valores de DBO reportados pelos autores supra citados e os obtido no presente trabalho indicam que, temporalmente, as variações não foram muito significativas.

A demanda química de oxigênio - DQO – fornece medidas da quantidade total de oxigênio requerida para a oxidação de resíduos orgânicos. Ela é baseada, sobretudo, pelo fato de que todos os compostos orgânicos, com poucas exceções, podem ser oxidados por ação de agentes oxidantes fortes sob condições ácidas (SAWYER & McCARTY, 1978).

Os valores das concentrações DQO, neste estudo, foram muito variáveis espaço-temporalmente, refletindo a sazonalidade do ciclo anual e as características locais das estações de amostragem. Os valores de DQO registrados em 1999 apontam para os efeitos da sazonalidade sobre a concentração dessa variável, sendo os valores significativamente mais elevados na maioria dos locais de amostragem durante o período chuvoso. Nesse período as águas de chuvas contribuem para a elevação dos teores de materiais orgânicos e inorgânicos alóctones do entorno para o leito do rio. Esse aporte de material na água pode induzir um maior consumo do oxigênio dissolvido nos processos oxidativos químicos. Na margem esquerda das estações 2 e 3 e direita da estação 4 os eventos locais, como por exemplo o lançamento de esgotos, encobriram os efeitos da sazonalidade. Na análise espacial, os dados obtidos apontam para aumentos nos teores no sentido montante-jusante, pelo efeito dos lançamentos de esgotos das áreas urbanas, sendo as concentrações mais elevadas nas estações onde os lançamentos de esgotos são pontuais.

Em 2000, esta variável também refletiu os efeitos da redução da vazão na área de estudo decorrente do barramento do rio Manso. Os resultados mostram valores medianos menores durante o período chuvoso desse ano em relação ao mesmo período do ano anterior e as análises estatísticas de contraste mostraram que nenhum local de amostragem apresentou diferença significativa nos valores de DQO entre os períodos

sazonais, indicando que a redução de 48,5% na vazão do rio, na área de estudo, condicionou valores medianos próximos entre os dois períodos, devido, provavelmente, ao menor afluxo de materiais no período chuvoso para o sistema, de áreas situadas a montante e devido a menor velocidade de corrente.

Segundo ESTEVES (1988) esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas, e material particulado de origem industrial, contido na atmosfera, são fontes artificiais de fósforo e também o nitrogênio tem fontes alóctones; ambos os compostos, fósforo e nitrogênio podem ser carregados, para os sistemas aquáticos, pelas águas de chuvas. GOLDMAN & HORNE (1983), citam que em rios ocorre uma mudança pronunciada na concentração dos nutrientes, temporalmente, de um ano para outro e que a concentração dos mesmos varia sazonalmente pela influência da hidrologia ou por mudanças nas entradas de materiais provenientes de atividades antrópicas na bacia, como a aplicação de fertilizantes em áreas agrícolas.

Os resultados dos valores de fósforo e nitrogênio totais apontaram diferenças significativas entre ambos os períodos (seca e chuva), porém, não foi possível definir padrões ao longo do trecho estudado, sugerindo que deve ocorrer uma entrada alóctone desses compostos a partir de áreas cultivadas a montante das cidades além da relacionada aos despejos urbanos.

SIOLI (1975) reporta que as concentrações de nitrogênio total Kjeldahl no Médio Amazonas variaram de 0,330 a 0,770 mg/L e JUNK & FURCH (1980) em estudos realizados em rios da Bacia Amazônica e nas áreas subjacentes, inclusive próximos a Cuiabá, citam que o valor desse composto foi relativamente elevado (em torno de 0,400 mg/L) quando comparados com valores citados por outros autores. No presente estudo, a mediana mais elevada ocorreu na margem esquerda da estação 2 (0,70 mg/L) durante o período de estiagem de 1999, provavelmente refletindo os lançamentos dos esgotos urbanos no local.

Os valores de nitrogênio foram, no geral, bastante variáveis no conjunto das estações de amostragem, sendo bastante influenciado pelas características locais e pela pressão urbana. Os valores obtidos no período de estiagem de 2000 foram relativamente inferiores aos registrados no mesmo período do ano anterior. Provavelmente, os decréscimos, em muitas estações, podem estar associados ao barramento das águas do rio Manso. MAIER (1978) observa que os compostos nitrogenados podem ter origens



na erosão dos solos, na drenagem de áreas agrícolas e de terrenos pantanosos, na descarga de efluentes industriais e esgotos domésticos e na decomposição da vegetação marginal. LIMA (2001) associou os teores de NTK na água do rio Cuiabá, na Passagem da Conceição, às atividades agrícolas praticadas a montante, nos trechos correspondentes ao Alto Cuiabá; e os valores mais elevados, a jusante da área central das cidades de Cuiabá e Várzea Grande, aos principais tributários do rio Cuiabá no perímetro urbano. NEVES (2002), em estudo no mesmo trecho do rio Cuiabá, ressalta também que os esgotos urbanos contribuíram para elevação nos teores de nitrogênio na água do rio Cuiabá e que o barramento das águas do rio Manso influenciou nos valores obtidos durante o ano de 2000, principalmente no período de estiagem. Os resultados desse autor, portanto, corrobora com os obtidos no presente trabalho.

As variações nos teores de fósforo total foram, em geral, muito similares as variações das concentrações de nitrogênio total, considerando o conjunto das estações de amostragem espaço-temporalmente. Temporalmente, os valores medianos foram mais elevados durante o período chuvoso, refletindo as entradas de substâncias alóctones pelas águas pluviais do período sazonal. Especialmente, os dados apontam para forte influência dos esgotos urbanos na contribuição para elevação dos teores desta variável no rio Cuiabá. Este fato é claramente evidenciado na margem esquerda estação 2, que apresentou a mediana mais elevada e onde o lançamento de esgoto é pontual.

Os teores de fósforo total para rios da Amazônia variaram de 0,0 a 0,100 mg/L de acordo com MARGALEF (1983). As medianas obtidas, nesse estudo, variaram de 0,019 mg/L (margem direita da estação 1) a 0,201 mg/L (margem esquerda da estação 2) e, no geral, os valores apresentaram uma tendência de elevação no sentido montante-jusante, refletindo os efeitos das atividades antrópicas desenvolvidas na área de estudo. LIMA (2001) cita que a evolução temporal dessa variável apresentou uma curva crescente ao longo dos anos e os teores medianos de fósforo total encontrados nos pontos localizados na Passagem da Conceição e em São Gonçalo foram de 0,05 e 0,129 mg/L, respectivamente, superiores ao limite estabelecido de 0,025 mg/L pela Resolução 020 do CONAMA/1996. NEVES (2002) afirma que, durante o período de seca, os efluentes urbanos foram os responsáveis pelas maiores alterações nos valores de fósforo total. O comportamento desta variável nos estudos de LIMA (2001), NEVES (2002) e MISSAWA (2000) foram similares ao observado no presente estudo.

### 6.3 – Análises Multivariadas

As análises de componentes principais (ACP) e de agrupamento (Cluster) tornaram-se instrumentos muito utilizados em estudos ecológicos (VALENTIN, 1995), uma vez que análises multivariadas podem resumir a variabilidade de séries de dados ampla e complexa, e apresentá-las em uma forma mais simples de interpretação (PERONA *et al.*, 1999). BOLLMANN & MARQUES (2000) discutem a importância e eficácia dessas análises, visto que muitas das variáveis limnológicas são altamente correlacionadas e as análises conjuntas da estrutura de dados é muito pertinente. A utilização de ACP e de agrupamento tipo Cluster como análises exploratórias em programas de avaliação de efeitos sazonais e da poluição sobre ambientes aquáticos tem sido divulgada também por outros autores (CAMARGO *et al.*, 1995; VEGA *et al.*, 1998; PETERSEN *et al.*, 2001; SILVA & SACOMANI, 2001; WUNDELIN *et al.*, 2001).

CAMARGO *et al.* (1995) aplicaram análise de componentes principais na avaliação de impactos provocados pelas descargas de esgoto em rios, quando puderam identificar as estações mais comprometidas. Neste mesmo trabalho os autores argumentaram a importância e eficácia de análises multivariadas, como a ACP, nos estudos de poluição aquática, visto que muitas das variáveis limnológicas estão altamente correlacionadas.

WUNDELIN *et al.* (2001) em estudos sobre a qualidade da água do Rio Suquia (Córdoba, Argentina) constataram situação semelhante e através de análise de componentes principais puderam concluir que as variáveis correlacionadas a poluição foram significativas na avaliação da degradação da água do rio, a jusante da cidade de Córdoba.

Os resultados obtidos pelas análises de componentes principais confirmam a importância da precipitação e da vazão sobre as variáveis limnológicas na definição dos dois períodos temporais (seca e chuva). E, as variáveis relacionadas com a poluição, oriundas de atividades antropogênicas, tiveram maior influência na distribuição espacial

das estações de amostragem, especialmente nos períodos de seca, quando se observou maiores concentrações nos teores de nitrogênio, fósforo total, DBO e DQO nas estações 4, 5 e 6. Por outro lado no período de chuva/1999 não se observou uma diferença na distribuição espacial dessas estações de amostragem. Esses resultados sugerem a forte influência da precipitação e da vazão, quando pode ter ocorrido uma diluição dos componentes poluidores, bem como a entrada de outros compostos e todo o trecho em estudo apresentou características semelhantes. Já, em 2000, quando a vazão foi significativamente menor houve uma distribuição espacial das estações de amostragem muito semelhante àquelas dos períodos de seca.

A análise de similaridade (Cluster) dos locais de amostragem de acordo com variabilidade das variáveis limnológicas resultou em dois grandes grupos, com clara separação temporal, refletindo o efeito da variação das vazões do rio condicionada pelos níveis de precipitação do ciclo anual.

Na análise conduzida para o ano de 1999 (Fig. 31), durante o período chuvoso, é clara a formação espacial de 2 sub-grupos distintos: o primeiro, na parte superior do dendrograma, está constituído na maioria, pelas estações localizadas a montante da área central do perímetro urbano e das que não recebem lançamentos pontuais de esgotos (2D, 6E, 3E, 3D, 4D, 1E e 1D), sendo a dissimilaridade entre elas determinada pelas suas características locais e das contribuições de materiais alóctones carreados para as mesmas pelas águas de chuvas do período; o segundo sub-grupo está constituído predominantemente por locais de amostragem situados a jusante da área central do perímetro urbano e que recebem lançamentos pontuais de esgotos, com a similaridade entre elas sendo condicionada pelo grau de influência dos lançamentos urbanos (5D, 6D, 2E, 4E e 5E). As margens esquerdas das estações 2, 4 e 5 apresentaram maior dissimilaridade em relação às demais, provavelmente em função dos efeitos dos lançamentos urbanos. Durante o período de estiagem, deste ano, os efeitos da pressão urbana sobre os locais de amostragem foram também evidentes e condicionou a formação de 3 sub-grupos: 2 grupos foram constituídos com os mesmos locais de amostragem formados no período chuvoso, variando somente a distância euclidiana na dissimilaridade, e o terceiro grupo constituído pela margem esquerda da estação 2, pelos efeitos mais severos dos lançamentos locais de esgotos em condições de baixas vazões do período. Em geral, os efeitos das características locais e os lançamentos de esgotos

urbanos determinaram o grau de dissimilaridade entre as estações de amostragem, neste ano.

Em 2000, durante o período chuvoso, com a redução de vazão na área de estudo provocada pela barragem do rio Manso, muitas estações de amostragem apresentaram similaridades entre suas margens, como apresentado na figura 32 (estações 1, 3 e 6) e naquele locais influenciados diretamente pelos lançamentos de esgotos urbanos (4E, 5E e 2E), sendo a maior dissimilaridade apresentada pela margem esquerda da estação (2E) em relação às demais. Durante o período de estiagem, os locais de amostragem se mostraram muito dissimilares entre si e o dendrograma da figura 24 indica que apenas a estação 1 apresentou similaridade entre suas margens. Espacialmente, parece que o barramento do rio Manso provocou uma intensificação dos efeitos locais com reflexos mais fortes nos locais mais influenciados pelos esgotos urbanos, uma vez que estes são mais dissimilares em relação aos demais.

Os resultados obtidos por WUNDERLIN *et al.* (2001) foram similares aos deste estudo. A análise de Cluster conduzida por estes autores para avaliar os efeitos negativos da cidade de Córdoba, na Argentina, sobre o rio Suquía mostrou, de forma clara, a dissimilaridade entre as estações situadas a montante e a jusante do perímetro urbano. As estações situadas a jusante, após receber os lançamentos dos esgotos urbanos, apresentaram comprometimento da qualidade da água.

Neste estudo os resultados indicaram que, mesmo no período de estiagem quando a vazão é menor e, em geral, os efeitos da poluição são mais severos, variáveis como DBO, OD, cor, turbidez e pH, apresentaram valores inferiores aos padrões estabelecidos para rios de Classe II, de acordo com a Resolução nº 20 do CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente - de 18 de junho de 1986.

No entanto, pode-se concluir que o lançamento de esgotos urbanos, sem tratamento prévio, tem elevado significativamente a concentração de variáveis que podem estar relacionadas com a poluição aquática, como a DQO, nitrogênio total Kjeldahl e fósforo total na água do rio Cuiabá, como evidenciado pela ACP. Os valores obtidos, nesse estudo, para nitrogênio e fósforo nas estações situadas a jusante da área central do perímetro urbano, são superiores aos índices estabelecidos pela Resolução nº 20 do CONAMA (1986) para rios de Classe II.

#### 6.4 – Variáveis Biológicas

A maioria dos organismos que habita um substrato em geral o coloniza passivamente. O comportamento de deriva é considerado por vários autores (WISE & MOLLES Jr., 1979; BENSON & PEARSON, 1987; MACKAY, 1992) como sendo o principal mecanismo utilizado pelos organismos na colonização de substratos artificiais e, segundo DEJOUX *et al.*, (1983), em sistemas lóticos.

Os colonizadores de substratos são principalmente organismos que se dispersam pela deriva (KLEMM *et al.*, 1990), como Simuliidae, Chironomidae, Trichoptera filtradores como, por exemplo, alguns Hydropsychidae e Baetidae (Ephemeroptera) (MACKAY, 1992). Entre as comunidades estudadas, a exceção de Simuliidae, os demais táxons estiveram presentes nos substratos durante os dois anos de amostragem no rio Cuiabá, sendo Chironomidae um dos grupos mais importante pela sua frequência e abundância.

NEVES (2002), em estudo realizado sobre a comunidade zooplancônica do rio Cuiabá, na mesma área de estudo, encontrou número relativamente elevado de Nematoda, Chironomidae, Ostracoda e Oligochaeta nas amostras de arrasto de plâncton. Esta observação reforça a importância da deriva no processo de colonização de substratos artificiais pelos macroinvertebrados bentônicos no rio Cuiabá. Outra via de colonização, que pode em certos períodos superar a deriva em importância, é a migração ativa, por rastejamento ou natação, a partir do substrato próximo e da região hiporreica como fazem, por exemplo, Baetidae e alguns Leptophlebiidae (BENSON & PEARSON, 1987; GILLER & CAMPBELL, 1989 *apud* MACKAY, 1992). Além disso, há a ovoposição por insetos adultos que alimenta a deriva e tem influência local; e, por último, o vôo de insetos adultos como, por exemplo, de Hemiptera e Coleoptera deve ser considerado (MACKAY, 1992).

Na comunidade colonizadora, a família Chironomidae, em geral, é dominante, já que suas características eurióicas unidas com o comportamento de dispersão pela deriva, fornecem-lhes condições ao pioneirismo (MEIER *et al.*, 1979). Este fato é corroborado com os resultados obtidos no presente estudo, uma vez que os Chironomidae foram dominantes na maioria dos locais de amostragem do rio Cuiabá durante os dois anos de amostragem. Resultados similares em grandes rios foram obtidos por TAKEDA *et al.*

(1997) no Alto Rio Paraná e FRANQUET *et al.* (1995), em estudo realizado no Baixo Rio Rhône (França).

Em geral, a colonização dos substratos pela fauna bentônica foi satisfatória na maioria dos pontos de amostragem, embora vale ressaltar alguns problemas de vandalismos. Os resultados mostraram a ausência de colonização apenas na margem esquerda da estação 3 e baixo índice de colonização nas margens direita da estação 4 e esquerda da estação 6, durante o período chuvoso. A ausência e/ou a baixa colonização dos substratos artificiais nesses pontos de amostragem podem ser explicadas pelas características locais, onde se observou um sedimento constituído por lama flocosa e, provavelmente, pela entrada de grande quantidade de material alóctone, orgânico e inorgânico, proveniente da vegetação ripária e região litorânea. Na margem esquerda da estação 3 o aporte de material alóctone da margem para o rio deve ser elevado e, conseqüentemente os seus efeitos mais severos tornando o local inóspito para a comunidade bentônica. Ressalta-se, ainda, que nesse local os valores medianos das concentrações de DBO e DQO foram elevados, no mesmo período.

Os sistemas de rios estão entre os ecossistemas mais dinâmicos e complexos e, nos últimos anos em todo o mundo estes sistemas têm sido impactados, particularmente pela poluição e represamentos.

As atividades antropogênicas, incluindo descargas de esgoto, alterações dos habitats, tão bem quanto alterações no regime de fluxo, são freqüentemente complexas e difíceis de serem descritas em relação às repercussões ecológicas. Entretanto, sugere-se que seus efeitos combinados poderiam ser avaliados pela análise das comunidades bióticas (CHEVANEC, *et al.*, 2000).

Segundo WARD (1989) os sistemas fluviais estão sob influência de quatro dimensões: longitudinal, ao longo do canal do rio; lateral, incluindo as margens e a planície de inundação; vertical, na coluna d'água; e temporal, ao longo do tempo.

Os resultados obtidos demonstraram variações temporais e espaciais na comunidade bentônica. As densidades totais de indivíduos foram menores durante o período chuvoso em relação ao período de estiagem e variaram, também, de acordo com fatores abióticos e bióticos nos locais de amostragem. Oligochaeta e Chironomidae apresentaram dominância alternada entre os períodos sazonais, sendo o primeiro dominante no período chuvoso e o segundo durante o período de estiagem. HYNES

(1970) reporta que a sazonalidade do ciclo anual exerce forte influência sobre a fauna bentônica e que durante o período de cheia pode ocorrer uma redução drástica do número de organismos bentônicos em rios, uma vez que o aumento na velocidade de corrente da água e da vazão pode tornar os substratos muito instáveis para os indivíduos bentônicos. Resultados similares foram obtidos por outros autores em estudos do processo de colonização de substratos artificiais em ambientes lóticos tropicais, responsabilizando as extremas variações de fluxo pelas baixas densidades totais de organismos, pela lavagem dos substratos (BENZIE, 1984; BENSON & PEARSON, 1987).

Consideráveis flutuações nos níveis da água podem ocorrer durante as cheias e como uma consequência natural das variações sazonais na vazão, caracterizando muitos habitats lóticos. Alguns insetos aquáticos são de fato dependentes das flutuações naturais nos níveis da água (WARD, 1992). WHITE (1978) cita o exemplo de uma espécie da família Elmidae (*Stenelmis sexlineata*) que depende das mudanças nos níveis da água para completar seu ciclo vital. Só durante a cheia, a larva madura migra para a superfície para desenvolver na margem seu casulo pupal. Estes aspectos da família Elmidae podem estar relacionados aos resultados obtidos no presente estudo, uma vez que representantes dessa taxocenose foram abundantes em muitos locais de amostragem durante o período chuvoso de 1999, quando a vazão do rio Cuiabá, na área de estudo, ainda não era influenciada pela represa do rio Manso. Digno de nota foi a dominância desse grupo na margem direita da estação 2 e co-dominância nas margens direitas da estação 1, 3 e 5, durante o mesmo período. A presença desse grupo também pode estar relacionada ao fato desses locais apresentarem sedimento arenoso e relativa velocidade de correnteza da água e sem o efeito direto dos lançamentos de esgotos urbanos, uma vez que os representantes desta família têm preferência por habitats dessa natureza (HYNES, 1972). Durante o ano de 2000, ocorreu uma redução substancial na abundância relativa dos Elmidae nesses locais de amostragem refletindo os efeitos da redução significativa da vazão do rio, durante o enchimento do reservatório da represa do rio Manso (Novembro/1999).

Para alguns táxons da família Chironomidae os efeitos da sazonalidade foram mais evidentes durante o ano de 1999, particularmente para *Rheotanytarsus*, *Polypedilum (Asheum)*, *Nilothauma* e *Goeldichironomus*. A velocidade de correnteza

da água pode ter sido um dos fatores determinantes nas diferenças observadas nas dominâncias nos dois períodos sazonais. *Rheotanytarsus* e *Nilothauma* foram abundantes no período chuvoso e *Polypedilum* (*Asheum*) e *Goeldichironomus* no período de estiagem. Os primeiros são comuns em ambientes lóticos, os outros são mais característicos de águas mais calmas. WEISBERG *et al.*, (1990), em estudo do efeito da redução da vazão provocada por barragem hidrelétrica no rio Susquehanna, Estados Unidos, sobre os macroinvertebrados bentônicos citam que *Rheotanytarsus* e *Polypedilum* foram os gêneros mais sensíveis às variações e dominantes entre os representantes da família Chironomidae. Velocidades mais elevadas no verão, condicionadas pela precipitação do período, podem ter favorecido *Rheotanytarsus*. BRADIMARTE (1997), nos estudos de impactos sobre a taxocenose macrobentônica pela construção da hidrelétrica do Mogi-Guaçu, observou a diminuição e desaparecimento de grupos reofílicos, como *Lopescladius* e *Rheotanytarsus* e o aumento de *Polypedilum* na fase de represamento. BROOKER & HEMSWORTH (1978), durante uma liberação artificial de água, por um período de 2 dias, no rio Wye (Wales) verificaram um aumento substancial na densidade total de *Rheotanytarsus* na deriva, apontando para a importância da variação de fluxo sobre este grupo taxonômico. A ocorrência de *Polypedilum* (*Asheum*) e *Goeldichironomus* predominantemente no período de estiagem está associada a preferência destes dois gêneros para ambientes com características lênticas (COFFMAN & FERRINGTON, 1996). Ainda, a dominância de *Polypedilum* (*Asheum*) durante esse período, na maioria das estações de amostragem, pode ser explicada pela ampla variedade de ambientes que este táxon pode colonizar, não apresentando preferência específica de substrato (HIGUTI *et al.*, 1993), podendo ocorrer em todos os tipos de águas paradas ou correntes (PINDER & REISS, 1983) e independente do grau de poluição orgânica do rio (RAE, 1989). De forma diferente desse táxon foi o comportamento de *Goeldichironomus* que apresentou, no presente estudo, elevada abundância relativa apenas na margem esquerda da estação 2.

Os resultados obtidos para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos do rio Cuiabá indicaram a influência das características locais, da área de drenagem e dos lançamentos dos esgotos urbanos, além daquela imposta pela sazonalidade do ciclo anual. THORNE & WILLIAMS (1997), em estudo da resposta dos macroinvertebrados bentônicos aos efeitos da poluição, em países em desenvolvimento, reportam que a



combinação de crescimentos populacional e industrial associados a urbanização têm provocado forte pressão sobre os recursos aquáticos nesses países. De acordo com esses autores, embora a poluição orgânica seja a principal preocupação, os rios em áreas urbanas podem ser afetados ainda por uma complexa gama de poluentes oriundos de águas fluviais e resíduos de indústrias e de comércio. Estes aspectos são corroborados com os resultados obtidos no presente estudo onde se verificou ampla variação das variáveis limnológicas no trecho estudado do rio Cuiabá e, também, ampla variabilidade dos valores de densidade total, índices de riqueza, equitabilidade e índice de diversidade de Shannon-Wiener apresentados pelo conjunto das estações de amostragem espaço-temporalmente.

Embora a estação 1 tenha sido escolhida para ser o local de referência e estar localizada a cerca de 10 Km, a montante da área central do perímetro urbano da cidade de Cuiabá, a comunidade bentônica refletiu a influência das atividades antrópicas na área de drenagem da margem direita ligadas ao uso da terra como atividades agrícolas, criação de animais e lazer, em relação a margem esquerda que apresentou maiores riqueza, diversidade taxonômica e equitabilidade.

Observa-se, ainda, que na margem esquerda dessa estação, a comunidade bentônica apresentou os maiores índices de diversidade e de equitabilidade, em relação às demais estações de amostragem, apontando para uma melhor distribuição dos grupos taxonômicos, principalmente no período de estiagem. Na composição da comunidade, em especial Leptohyphidae (Ephemeroptera) e *Rheotanytarsus* (Tanytarsini) foram dominantes. Esses grupos são considerados por vários autores como indicadores de ambientes não impactados organicamente (EXTENCE, 1981; CALLISTO *et al.*, 2001). Esses grupos, de fato, não ocorreram nos locais onde os lançamentos de esgotos domésticos são pontuais, como as margens esquerdas das estações 2 e 4; ou em locais de amostragem situados a jusante dos lançamentos durante o período de estiagem quando os efeitos da poluição são mais severos (margens esquerdas das estações 5 e 6).

Na margem direita da estação 1, estes grupos tiveram pouca representação, em relação a margem esquerda, provavelmente devido as características da área de drenagem e das atividades antrópicas desenvolvidas na área. Nesse local, os Oligochaeta foram dominantes durante o período chuvoso e Chironomidae durante o período de estiagem com densidades relativamente elevadas em relação aos demais

grupos taxonômicos. Estes resultados podem explicar os menores índices de diversidade de equitabilidade obtidos, em relação a margem esquerda.

Os efeitos da poluição urbana sobre a biota em ecossistemas aquáticos têm sido amplamente discutidos em várias partes do mundo (LESTER, 1975; RUGGIERO & MERCHANT, 1979; EXTENCE, 1981; CRAWFORD *et al.*, 1992; THORNE & WILLIAM, 1997; MARQUES, *et al.*, 1999; CALLISTO *et al.*, 2001). A poluição orgânica, em geral, reduz o número de espécies dos organismos; contudo, desde que algumas espécies se beneficiam do aumento da disponibilidade de alimento, o número total de organismos pode aumentar (HYNES, 1960). O padrão da sucessão a jusante da área de poluição intensa é bem conhecido e representantes de Oligochaeta podem ser os únicos, entre os macroinvertebrados bentônicos, a ocorrer com elevada densidade na maioria das zonas poluídas onde concentrações mínimas de oxigênio podem existir (HAWKES, 1979; HYNES, 1960).

Nas estações situadas na área central do perímetro urbano e a jusante deste, os efeitos da urbanização e dos lançamentos de esgotos urbanos tiveram um papel mais relevante, em particular naqueles locais onde os lançamentos são pontuais, o que explicam os seus baixos índices de riqueza, de diversidade e de equitabilidade. Outra particularidade pode ser observada é a elevada densidade de organismos na maioria destes locais, principalmente de Oligochaeta e Chironomidae em relação aos demais grupos taxonômicos.

Após o fechamento da barragem do rio Manso, que refletiu sobre a velocidade de fluxo e na vazão do rio Cuiabá durante o período chuvoso de 2000, na área de estudo, verificou-se ampla variações nas densidades das taxocenoses, sendo em Chironomidae e Oligochaeta mais acentuadas. O aumento na densidade de Oligochaeta pode ser explicado pelo provável aumento da concentração de matéria orgânica em decorrência da diminuição da vazão, embora no período chuvoso.

Em geral, os representantes de Chironomidae, no trecho estudado do rio Cuiabá, são considerados comuns e tolerantes a uma ampla variedade de estresse ambiental; são generalistas e podem ser enquadrados em mais de uma categoria trófica (BERG, 1995), sendo oportunistas e geralmente favorecidos pela maior disponibilidade de alimentos. Esses fatores pode explicar o aumento nas densidades de alguns táxons dessa família. Para *Polypedilum (Asheum)*, além da disponibilidade maior de alimento, o fator redução

de fluxo também deve ter favorecido, uma vez que esse táxon tem preferência por condições mais lânticas. O mesmo pode ter ocorrido com *Chironomus* e *Parachironomus* no rio Cuiabá durante esse ano.

No entanto, nas margens da estação 2, durante os dois períodos sazonais, ocorreu um decréscimo significativo nas densidades desses grupos, sendo o efeito mais drástico na margem esquerda. Este fator negativo sobre as densidades desses organismos pode estar relacionado a predação, uma vez que, nesse ano, houve um maior percentual de ocorrência de predadores como Hirudinea, Hydracarina, Turbellaria e Nemertinea em muitos locais de amostragem. Desses predadores, apenas Hydracarina e Hirudinea ocorreram em 1999, em alguns locais de amostragem, sendo que Hydracarina se apresentou com pequenas densidades numéricas. Hirudinea apresentou densidades mais elevadas nos locais onde a influência dos lançamentos de esgotos urbanos foi mais abrangente, o que propicia densidades mais elevadas de presas como de Chironomidae. É provável que a presença desse grupo está mais relacionada com a disponibilidade de alimento (presas).

É provável, também, que as densidades dos organismos bentônicos em muitos locais de amostragem, em 2000, tenham sido afetadas pela predação, embora com efeitos menos evidentes aos observados na Estação 2. Isso pode ter ocorrido nas margens da estação 5, durante o período de estiagem em que a margem direita, apesar do aumento significativo de predadores em relação ao ano anterior, apresentou, ainda, densidades de organismos bentônicos mais elevadas, em relação ao ano anterior. KUHLMANN (2000), em estudo sobre a colonização de substratos artificiais em um trecho do rio Tieté (SP), relata, também, resultados dos efeitos negativos da predação sobre os organismos colonizadores. WARD (1992) confirma que a ação de predadores pode contribuir para as diferenças na composição e na diversidade das comunidades bentônicas, principalmente para Oligochaeta e Chironomidae. De acordo com ARMITAGE (1995) muitos invertebrados como Hirudinea, Odonata e Dysticidae (Coleoptera) são predadores de larvas e pupas de Diptera e cita ainda que representantes de Turbellaria (*Dugesia dorotocephala*) podem ser utilizados no controle biológico de larvas de Chironomidae.

Muitos autores têm associado a presença de *Chironomus* com a poluição orgânica e degradação da qualidade de ecossistemas aquáticos (COIMBRA *et al.*, 1996;

MARQUES, *et al.*, 1999; CALLISTO, *et al.*, 2001). As densidades de *Chironomus* no trecho estudado do rio Cuiabá, em 1999, foram muito baixas na maioria das estações de amostragem. Valores mais elevados foram registrados, nesse ano, apenas nas margens esquerdas das estações 2, 4 e 5, provavelmente influenciadas pelos efeitos dos lançamentos de esgotos urbanos. Durante o ano de 2000, as densidades de *Chironomus*, registradas nesses mesmos locais de amostragens e em ambas as margens da estação 6, foram significativamente mais elevadas, em relação ao ano anterior, e podem estar relacionadas com a menor vazão em decorrência do fechamento da barragem do rio Manso.

Com a redução da vazão, na área de estudo, deve ter ocorrido, no período, uma concentração mais elevada das matérias orgânica e inorgânica tanto das áreas de drenagem como daquelas provenientes dos lançamentos de esgotos urbanos, induzindo variações mais acentuadas nas concentrações das variáveis limnológicas, principalmente do oxigênio dissolvido. NEVES (2002), em estudo da comunidade zooplancônica no mesmo trecho do rio Cuiabá, concluiu que os despejos orgânicos oriundos do perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande produzem alterações nas características físicas e químicas das águas desse rio, sendo os efeitos mais pronunciados durante o período de seca quando é menor o nível da água. Segundo esse autor, as alterações foram mais evidenciadas na condutividade elétrica da água, na quantidade de matéria orgânica e na concentração de nutrientes nitrogenados e fosfatados, com elevação das concentrações no sentido montante-jusante.

Deve-se ressaltar que o OD nesses locais apresentou os menores valores medianos, bem próximos de 6,0 mg/L e com valores mínimos próximos de 5,0 mg/L, em determinados períodos; sendo a menor mediana registrada na margem esquerda da estação 2 (5,9 mg/L). Outro fator que pode corroborar com esses resultados foi o apresentado pelas análises de componentes principais baseadas nos valores das variáveis limnológicas, onde se observou uma disposição espacial desses locais de amostragem definida pela componente principal 2, correlacionada a variáveis associadas a poluição orgânica.

MARQUES, *et al.* (1999), em estudo da taxocenose de Chironomidae no rio Piracicaba, Minas Gerais, associou as altas densidades de *Chironomus* aos processos de degradação da qualidade da água provocada por atividades antrópica na área de

drenagem e ao acelerado processo de urbanização. De acordo com FAGUNDES & SHIMIZU (1997), esses representantes de Chironomidae tendem a ser dominantes, juntamente com Oligochaeta e Hirudinea, em áreas onde ocorrem lançamentos de esgotos orgânicos e baixos níveis de oxigênio. Esses grupos podem atingir altas densidades, como verificaram esses autores em estudo realizado no rio Sorocada-SP.

As atividades antrópicas e a urbanização na área de estudo foram, provavelmente, os fatores mais importantes na variabilidade dos índices multimétricos do rio Cuiabá. Embora o dendrograma de similaridade tenha agrupado locais de amostragem da estação de referência com locais a jusante do perímetro urbano, esses fatores foram discriminantes. Mesmo na estação 1, em que LIMA (2001) evidenciou percentual elevado de preservação da vegetação, os índices de riqueza, de diversidade e de equitabilidade foram diferentes em suas margens. Em 1999, durante o período chuvoso, os índices de riqueza, de diversidade e de equitabilidade foram menores na margem direita, provavelmente, refletindo os efeitos das contribuições de materiais alóctones de sua área de drenagem, onde atividades antrópicas são mais intensas. Durante o período de estiagem, quando as contribuições alóctones são menores devido aos baixos índices de precipitação, sua riqueza se torna maior em relação a margem esquerda, embora com índices de diversidade e equitabilidade relativamente menores. A margem esquerda da estação 1, durante o período chuvoso foi agrupado com outros pontos localizados a jusante, todos com índices de riqueza elevados. No entanto, os locais situados a jusante tiveram índices de diversidade e equitabilidade relativamente menores em relação ao primeiro, principalmente aqueles locais onde os efeitos dos lançamentos de esgotos urbanos são mais severos.

Durante o ano de 2000, o agrupamento, dos pontos de amostragem com os mais altos índices de riqueza, apresentou composição diferente, indicando que o fechamento da barragem do rio Manso refletiu de formas diferentes sobre os locais e estes sobre a composição faunística. De forma similar ao ano anterior, a maioria dos locais situados a jusante do perímetro urbano apresentou índices de diversidade e equitabilidade menores em relação aos obtidos na estação 1, durante o período de estiagem. Da mesma forma, o dendrograma agrupou os pontos que apresentaram os menores índices de riqueza, diversidade e de equitabilidade. COIMBRA *et al.* (1996), em estudo de um rio no Sul de Portugal, no qual aplicaram a análise de conglomerados hierárquicos, citam que os

locais que recebiam poluição foram agregados e que a intensidade do estresse ambiental interferiu nos índices bióticos aplicados para avaliar a resposta da comunidade bentônica.

LIMA (2001) cita que a implantação da UHE do rio Manso foi marcada por interrupções e polêmicos questionamentos entre comunidade científica, organizações não-governamentais, associações de pescadores e toda a população a respeito de sua concepção, viabilidade e impactos ambientais gerados. O processo de decomposição da fitomassa inundada foi tão intenso na região do Manso que as comunidades ribeirinhas, aliadas às Organizações Não-Governamentais e à associação dos pescadores, protestaram e entraram com uma ação cível para impedir a continuidade da obra. Alegaram que a água a montante e a jusante da barragem também apresentava péssima qualidade e um forte cheiro proveniente do processo de decomposição, provocando doenças de pele e afugentando os cardumes de peixes, tirando-lhes, assim, a principal fonte de alimento e a única alternativa de renda (MIDIANEWS, 2000 *apud* LIMA, 2001).

O conhecimento atual enfatiza que o uso de macroinvertebrados para desenvolver critérios de qualidade das águas pode ser difícil devido às interações entre a influência de fatores naturais e antrópicos. A poluição orgânica e a regulação da vazão de rios (estresse hidráulico) podem interagir com o conteúdo de matéria orgânica local, velocidade de corrente, etc. Em estações poluídas, neste caso, mudanças na estrutura comunitária podem ser devidas tanto a alterações no tipo de comunidade ao longo do gradiente montante-jusante como no grau da poluição (ROSSARO & PIETRANGELO, 1993).

No gradiente longitudinal do rio Cuiabá, no trecho estudado, os resultados mostraram que os esgotos urbanos desempenharam papel importante na estrutura da comunidade dos macroinvertebrados bentônicos e sobre as variáveis limnológicas. Em muitos locais de amostragem, particularmente naquelas onde os lançamentos de esgotos são mais abundantes, os efeitos sobre a taxocenose macrobentônica ficaram mais evidentes. Nesses locais, muitas variáveis físicas e químicas apresentaram concentrações fora dos padrões estabelecidos pela Resolução 020/1986 do CONAMA, o que pode levar ao comprometimento dos usos múltiplos da água do rio Cuiabá. Na margem esquerda da estação 5, onde ocorre a concentração dos esgotos urbanos

produzidos a montante, os efeitos da poluição pode ter sido minimizados pela entrada das águas do rio Coxipó, provocando a diluição da cargas orgânicas.

A poluição do rio Cuiabá é um problema sério e muitos autores têm apontado para o elevado índice de contaminação de suas águas por bactérias coliformes no perímetro urbano e a jusante deste, e os riscos potenciais que os mesmos representam para a saúde pública (GOMES, 1985; SOUZA & LOPES, 1993; LIMA & RONDON LIMA, 1995; LIMA & FONSECA-GESSNER, 2001; LIMA, 2001).

Os resultados mostraram ainda que, mesmo após o fechamento da barragem do rio Manso, as taxocenoses apresentaram índices de riqueza, de diversidade e de equitabilidade relativamente elevados em muitos locais de amostragem, excetuando-se aqueles onde os lançamentos de esgotos têm influência mais direta. Muitas variáveis limnológicas apresentaram diferenças significativas em suas concentrações quando comparados os períodos sazonais dos dois anos, mas as alterações nos teores das mesmas variaram espacialmente de local para local, não apresentando um padrão definido longitudinalmente, excetuando-se a alcalinidade, a condutividade e a cor durante os períodos de estiagem. As novas condições impostas pela barragem do rio Manso parece ter beneficiado a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, na área de estudo, uma vez que a maioria dos locais de amostragem apresentou um relativo aumento nos valores dos índices de riqueza e de diversidade em 2000, em relação ao ano anterior. Parece que as variações dos valores das variáveis físicas e químicas não foram fatores determinantes na distribuição dos organismos bentônicos e sim a maior disponibilidade de alimentos propiciada pela redução da velocidade de fluxo e da vazão, dentro do estágio apresentado naquela ocasião. Como o fechamento da represa do rio Manso é um fenômeno recente, especial atenção deverá ser dada em estudos da qualidade das águas do rio Cuiabá em biomonitoramentos futuros utilizando os macroinvertebrados bentônicos para verificar possíveis alterações das atuais condições existentes. De imediato, os órgãos responsáveis deveriam adotar políticas mais abrangentes e severas para o uso e ocupação dos solos e no controle do processo de urbanização na área de drenagem do rio Cuiabá; além, é claro, da ampliação dos serviços de captação e tratamento das águas residuárias municipais, atualmente muito deficientes. Essas medidas contribuiriam para um melhor controle da qualidade das águas do rio Cuiabá e minimizariam os impactos sobre a sua biodiversidade aquática.

## 7. CONCLUSÕES

Os dados de precipitação pluviométrica apontaram para duas estações climáticas bem distintas para a área, sendo uma chuvosa, caracterizada pela precipitação elevada e que compreendeu os meses de janeiro, fevereiro, março e abril; e a outra seca, com precipitação baixa, que abrangeu os meses de junho, julho, agosto, setembro.

Os dados da vazão do rio mostraram alterações refletindo os períodos de seca e chuva e também, uma redução da mesma em 2000, em relação a 1999, sendo bastante pronunciada durante o período chuvoso. A redução da vazão do rio Cuiabá, verificada na área de estudo foi determinada pelo fechamento da barragem do rio Manso, o principal tributário a montante, uma vez que, climaticamente, as precipitações pluviométricas na região foram bastante similares.

Os lançamentos de esgotos gerados nas áreas urbanas nas cidades de Cuiabá e Várzea Grande e lançados, em sua grande maioria sem tratamento prévio no rio Cuiabá, exerceram forte influência nas concentrações das variáveis limnológicas, sendo mais acentuados nos locais onde os mesmos são pontuais e nas estações localizadas a jusante do perímetro urbano.

Muitas variáveis limnológicas apresentaram correlação direta com as sazonalidade do ciclo hidrológico anual, sendo suas concentrações mais elevadas no período chuvoso (cor, turbidez, sólidos, DQO, DBO, NTK e fósforo); e outras, correlação inversa (OD, transparência, alcalinidade, condutividade e pH). Atividades antrópicas e os lançamentos de esgotos encobriram os efeitos da sazonalidade sobre variáveis como DBO, DQO, NTK e fósforo em alguns locais de amostragem, onde esses fatores são mais pronunciados.



O efeito da redução de vazão na área de estudo do rio Cuiabá provocado pelo fechamento da represa do rio Manso foi mais pronunciado sobre as variáveis cor e alcalinidade total que apresentaram diferenças significativas entre os dois anos, e na condutividade elétrica. Embora o OD tenha apresentado valores relativamente baixos em alguns locais de amostragem, após o fechamento da barragem e devido às altas cargas orgânicas lançadas no rio, as medianas foram relativamente elevadas, indicando boa capacidade de re-aeração do rio Cuiabá.

Os substratos artificiais se mostraram uma ferramenta eficiente, nesse estudo de biomonitoramento do rio Cuiabá, pela alta representatividade dos grupos taxonômicos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos refletida nos índices de densidade total, riqueza, diversidade e de equitabilidade. Mesmo sob o efeito da sazonalidade do ciclo anual quando verificou menores densidades de organismos durante o período chuvoso, pela lavagem dos substratos, a variação nos valores de riqueza e de diversidade não foram muito prejudiciais visto que em alguns locais de amostragem os valores dos índices superaram aqueles do período de estiagem para o mesmo local.

O rio Cuiabá apresentou alta diversidade de macroinvertebrados bentônicos refletida pelo elevado índice de riqueza na maioria dos locais de amostragem, com elevada equitabilidade. Alguns locais de amostragem embora com elevada riqueza taxonômica apresentaram valores relativamente menores nos índices de equitabilidade e de diversidade devido a dominância de poucos grupos o que reflete as atividades antrópicas desenvolvidas no entorno e aos efeitos dos lançamentos de esgotos urbanos.

A margem esquerda da estação 1 apresentou melhor padrão de distribuição dos macroinvertebrados bentônicos, em termos de estrutura da comunidade, o que refletiu nos altos índices de riqueza e de equitabilidade, particularmente durante os períodos de estiagem.

O lançamento de esgoto teve influência mais marcante na margem esquerda da estação 2 na qual ocorreram altas densidades numéricas de poucos grupos, o que proporcionou baixos índices de diversidade e de equitabilidade, principalmente durante

o período de estiagem quando os efeitos da poluição são mais severos. Os menores valores de densidade verificados em 2000, em relação a 1999, foram provavelmente devido a predação, uma vez que ocorreu, nesse ano, um aumento de organismos predadores nesse local e em outras estações.

Os esgotos urbanos também foram responsáveis pelas maiores densidade de organismos bentônicos registradas nas margens esquerda da estação 2 e 5, certamente, pela maior disponibilidade de alimentos.

Entre os macroinvertebrados bentônicos, Oligochaeta e Chironomidae foram os grupos taxonômicos mais representativos na grande maioria das estações de amostragem, sendo os primeiros dominantes durante o período chuvoso e os últimos, no período de estiagem. As maiores densidades desses grupos foram registradas nos locais com maior disponibilidade de matéria orgânica propiciada pelos esgotos urbanos, uma vez que muitos representantes desses grupos apresentam relativa tolerância a uma ampla variedade de estresses ambientais, em relação aos demais grupos taxonômicos.

Muitos representantes de Chironomidae apresentaram preferência por determinado período sazonal como, por exemplo, *Polypedilum (Asheum)*, que ocorreram em alta densidades e foram dominantes na maioria dos locais de amostragem durante o período de estiagem, quando o ambiente aquático apresentou características mais lânticas.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABEL, P.D. - **Water Pollution**. New York. John Wiley & Sons, 230 p., 1989.

ADMIRAAL, W., BARRANGUET, C., BEUSEKON, S.A.M., VAN BLEEKER, E.A.J., ENDE, F.P. VAN DER, GEEST, H, G, VAN DER, GROENENDIJK, D., IVORRA, N., KRAAK, M.H.S. & STUIJFZAND, S.C. - Linking ecological and ecotoxicological techniques to support river rehabilitation. **Chemosphere**, 41:289-295, 2000.

AGOSTINHO, A.A.; VAZZOLER, A.E.A.M. & THOMAZ, S.M. - The high river Paraná basin: Limnological and ichthyological aspects. IN: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M. & MATSUMURA-TUNDISI, T. (eds) - **Limnology in Brazil**, ACB/SBL, Rio de Janeiro pp. 57-103, 1995.

ALLAN, J.D. - **Stream Ecology - Structure and function of running waters**. London. Chapman & Hall, 388 p., 1995.

ALVARENGA, S.M., BRASIL, A.E. & PINHEIRO, R. - Estudo geomorfológico aplicado à Bacia do Alto Rio Paraguai e Pantanais Matogrossenses. Projeto RADAM BRASIL, série Geomorfologia, Salvador-Ba, p. 89-183, 1984.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION) - **Standard methods for the examination of water and wastewater**. New York. 19<sup>a</sup> edição, APHA/AWWA/JWPCF, 1995.

- ARMITAGE, P.D., CRANSTON, P.S. & PINDER, L.C.V. – **The Chironomidae – Biology and ecology of non-biting midges**. London. Chapman & Hall, 572 p., 1995.
- BEAUMONT, P. - Hydrobiology. IN: WHITTON, B.A., (ed) - **River Ecology**. Oxford. Blackwell Scientific Publ., p. 1-38, 1975.
- BENSON, L.J. & PEARSON, R.G. – The role of drift and effect of season on macroinvertebrates colonization of implanted substrata in a tropical Australian stream. **Freshwat. Biol.**, 18:109-116, 1987.
- BENZIE, J.A.H. – The colonization mechanisms of stream benthos in a tropical river (Menik Ganga: Sri Lanka). **Hydrobiologia**, 111:171-179, 1984.
- BOLLMANN, H.A. & MARQUES, M.D. - Bases para estruturação de indicadores de qualidade de águas. **Rev. Brasil. Rec. Hídricos**, 5: 37-60, 2000.
- BRADIMARTE, A. L. – **Impactos limnológicos da construção do reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP, Brasil)**. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências-USP, São Paulo, 97 p., 1997.
- BRANCO, S. M. - **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo. 3ª edição, CETESB/ASCETESB, 640 p., 1986.
- BROOKER, M.P. & HEMSWORTH, R.J. – The effect of the release of na artificial discharge of water on invertebrate drift in the R. Wye, Wales. **Hydrobiologia**, 59, (3): 155-163, 1978.
- CAMARGO, A.F.M., BINI, L.M. & SCHIAVETTI, A. – Avaliação dos impactos provocados pelas descargas de esgotos orgânicos em alguns corpos d'água do

- município de Rio Claro, p. 395-406. IN: ESTEVES, F.A. - **Oecologia Brasiliensis** Vol.1, 1995.
- CAIRNS JR., J. & DICKSON, K.L. - A simple method for the biological assesment of the effects of waste discharges on aquatic botton-dwelling organism. **Jorn. WPCF**, may, p. 753-772, 1971.
- CAIRNS JR., J., McCORMIC, P.V. & NIEDERLEHNER, B.R. - Proposed framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia**, 263:1- 44, 1993.
- CALLISTO, M., MORETTI, M. & GOULART, M. – Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Rev. Bras. de Recursos Hídricos**, 6, 1:71-82, 2001.
- CAMARGO, A.F.M. BINI, L.M. & SCHIAVETTI, A. - Avaliação dos impactos provocados pelas descargas de esgotos orgânicos em alguns corpos d'água do município de Rio Claro. In ESTEVES, F.A. (ed.) Estrutura, Funcionamento e Manejo de Ecossistemas Brasileiros, **Oecologia brasiliensis**, p. 395-406, PPG-E-IB/UFRJ, Rio de Janeiro, 1995.
- CAVINATTO, V. *et al.* – **Caracterização hidrográfica do Estado de Mato Grosso**. Cuiabá-MT. PRODEAGRO/SEPLAN/FEMA, 1995.
- CETESB - **Demanda Bioquímica de Oxigênio**. São Paulo. Normalização Técnica LS.120, 11 p., 1978.
- CHOVANEC, A., JÄGER, P., JUNGWIITH, M., KOLLER-KREIMEL, V., MOOG, O., MUHAR, S. & SCHUMUTZ, St. – The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EV Water Framework Directive. **Hydrobiologia**, 422/423:445-452, 2000.

- COFFMAN, W.P. & FERRINGTON JR., L.C. – Chironomidae. IN: MERRIT, R.W. & CUMMINS, K.W. (Editors) – **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque. 3th. editon, Kendall/Hunt Publ. Co., p. 635-754, 1996.
- COIMBRA, C.N., GRAÇA, M.A.S. & CORTES, R.M. – The effect of basic effluent on macroinvertebrates community structure in a temporary Mediterranean river. **Environ. Pollution**, 94, 3:301-307, 1996.
- CONAMA (1988),- Conselho Nacional do Meio Ambiente, Ministério da Habitação e Meio Ambiente, Secretaria Especial do Meio Ambiente. Brasília-DF. 2ª edição, vol I, Gráfica e Editora Itamarati Ltda., 97 p.
- CRAWFORD, C.G., WANGSNESS, D.J. & MARTIN, J.D. – Recovery of benthic-invertebrates communities in the White River near Indianapolis, USA, following implementation of advancend treatment of municipal wastewater. **Arch. Hydrobiol.**, 126, 1:67-84, 1992.
- DEJOUX, C., JESTIN, J.M. & TROUBAT, J.J. – Valideté de l'utilisation d'un substrat artificiel dans le cadre d'une surveillance écologique des rivières tropicales traitées aux insecticides. **Ver. Hydrobiol. Trop.**, 16, (2):181-193, 1983.
- EDMONDSON, W.T. - **Freshwater biology**. NewYork. John Wiley & Sons, 124 p., 1959.
- ENGEPOLI – **Estudo da concepção do sistema de esgotamento sanitário de Várzea Grande-MT**. Departamento de Água e Esgoto, DAE/VG, 1999.
- EPLER, J. H. - **Identification manual for the larval *Chironomidae* (Diptera) of Florida, Orlando**. Final report for DER-NS, p. 252-302, 1992.
- ESTEVES, F.A. – **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro. Editora Interciência Ltda., 575 p., 1988.

- EXTENCE, C.A. – The effect of drought on benthic invertebrates communities in a lowland river. **Hydrobiologia**, 83:217-224, 1981.
- FAGUNDES, R.C. & SHIMIZU, G.Y. – Avaliação da qualidade da água do rio Sorocada-SP, através da comunidade bentônica. **Rev. Brasil. Ecol.**, 1:63-66, 1997.
- FIGUEIREDO, D.M. – **A influência de fatores climáticos e geológicos e da ação antrópica sobre as principais variáveis físicas e químicas do rio Cuiabá, Estado de Mato Grosso**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências – UFMT, Cuiabá, 128 p., 1996.
- FRANQUET, E., CELLOT, B. & BOURNAUD, M. – Environmental and macroinvertebrates dynamics in the Lower Rhône River and a lateral dike field: a study matching two functioning descriptors. **Hydrobiologia**, 308:207-217, 1995.
- FULLNER, R.W. – A comparison of macroinvertebrates collected by basket and modified multiple-plate samplers. **Jour. WPCF**, 43, (3):494-499, 1971.
- GODOY FILHO, J.D. – Aspectos geológicos do Pantanal Mato-grossense e de sua área de influência. IN: **Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal**, Cuiabá-MT, p. 63-76, 1986.
- GOLDMAN, C.R. & HORNE, A. J. - Limnology. USA. McGraw Company, 464 p., 1983.
- GOLTERMAN, H.L., 1975, Chemistry. Pp. 39-80. IN: B.A. WHITTON (ed.), **River Ecology**. London. Blackwell Scientific Public., 1975.
- GOLTERMAN, H.L., CLYMO, R.S., OHNSTAD, M.A.M. - **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. New York. Blackwell Scientific Public, 214 p., 1978.

- GOMES, L.A. – **Levantamento da carga poluidora afluenta e capacidade autodepuradora do rio Cuiabá.** Cuiabá. CNPq/Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMT, 128 p., 1985.
- GOODNIGHT, C. J. - The use of aquatic macroinvertebrates as indicators of stream pollution. **Trans. Am. Microscopy Soc.**, V. 92, n.1, p. 1-13, 1973.
- HAWKES, H.A. - Invertebrates as indicators of river water quality. IN: **Biological indicators of water quality.** New York. John Wiley & Sons, p. 1-15, 1979.
- HIGUTI, J., TAKEDA, A.M. & PAGGI, A.C. – Distribuição especial das larvas de Chironomidae (Insecta, Díptera) do rio Baía (MS-Brasil). **Revista UNIMAR**, Maringá, suplemento, 15:65-81, 1993.
- HYNES, H.B.N. - **The biology of polluted waters.** Liverpool. Liverpool Un. Press. 202 p., 1960.
- HYNES, H.B.N., 1970 – **The ecology of running waters.** England. Liverpool University Press, Liverpool, 202 p.
- HUTCHINSON, G.E. - **A treatise on limnology.** New York. John Wiley & Sons, Inc., vol. 1, Geography, Physics and Chemistry, 1015 p., 1957.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – **Censo 2000**, disponível no site: [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br), acessado em 30 ago 2001.
- INMET – INTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – **Boletim da Estação 2504600.** Ministério da Agricultura e do Abastecimento, Delegacia Federal da Agricultura – DFA/MT, 9<sup>o</sup> Distrito de Meteorologia, 2000.
- JAMES, A. & EVISON, L. – The value of biological indicators in relation to other parameters of water quality, p. 1-15. IN: **Biological indicators of water quality.** New York. John Wiley & Sons, 1979.



- JOHNSCHER-FORNASARO, G. & ZAGATTO, P.A. - The use of benthic community as a water quality indicators in the Cubatão River basin. **Water Sci. Tech.**, 19, 11:107-112, 1987.
- JANK, W.J. & FURCH. K. - Qualidade da água e macrófitas aquáticas de rios e igarapés na Bacia Amazônica e nas áreas adjacentes. **Acta Amazonica**, 10, (3):611-633, 1980.
- KLEMM, D.J. LEWIS, P.A. FULK, F. & LAZORCHAK, J.M., – **Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluation the biological integrity of surface water**. EPA-600-4-90-030. Environmental Monitoring System Laboratory, US/EPA, Cincinnati, 256 p., 1990.
- KUHLMANN, M. L., - **Invertebrados bentônicos e qualidade ambiental**. São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 133 p., 2000.
- LESTER, W.F., – Polluted river: River Trent, England, pp. 489-513. In: WHITTON , B.A. (Editor) – **River Ecology**. Vol. 2, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1975.
- LIMA, E.B.N.R., - **Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá**. Tese de Doutorado. UFRJ, Rio de Janeiro, 172 p., 2001.
- LIMA, J.B & FONSECA-GESSNER, A. A., - **Avaliação da água superficial do rio Cuiabá no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande-MT**. A ser publicado. 15 p., 2001.
- LIMA, J.B. & RONDON LIMA, E.B.N.R., - Avaliação das cargas orgânicas poluidoras lançadas no rio Cuiabá pelas principais sub-bacias da cidade de Cuiabá. Cuiabá. **2ª Reunião Especial da SBPC**, 1995.

- LUDWIG, J.A.& REYNOLDS, J.F. - **Statistical Ecology: a primer on method and computing**. Willey, New York, 337 p., 1988.
- MACKAY, R.J. – Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 9, (4):381-392, 1992.
- MACKERETH, F.J.H. – Water analysis: some revised methods for limnologists. **Freshw. Biol. Assoc. Scientific Publication**, Titus Wilson & Son Ltd., n. 36, 1978.
- MAIER, M.H. – Considerações sobre características limnológicas de ecossistemas lóticos. **B. Inst. Pesca**, 5, 2:75-90, 1978.
- MARCHANT, R. – Changes in the benthic invertebrates communities of the Thonson river, southeastern Australia, after dam construction. **Rgul. Rivers Res. Manage**, 4:71-89, 1989.
- MARGALEF, R. - **Limnologia**. Barcelona. Ediciones Omega S.A., 951 p., 1983.
- MARGURRAN, A.E. - **Ecological diversity and its measurement**. Chapman & Hall, 2<sup>a</sup> ed., 179 p., 1991.
- MARQUES, M.M.G.S.M., BARBOSA, F.A.R. & CALLISTO, M. – Distribution and abundance of Chironomidae (Díptera) in na impacted watershed in south-east Brazil. **Rev. Bras. Biologia**, 59, 4:553-561, 1999.
- MANSON Jr., W.T., WEBER, C.I., LEWIS, P.A. & JULIAN, E.C. – Factors affecting the performance of basket and multiplate samplers. **Freshwat. Biol.**, 3:409-436, 1973.
- MATTHEWS, R.A., BUIKEMA Jr., A.L., CAIRNS Jr., J. & RODGERS Jr., J.H. – Receiving system functional methods, relationships and índices.

- MEIER, P.G.; PENROSE, D.L.& POLACK L., – The rate of colonization by macroinvertebrates on artificial substrate samplers. **Freshwat. Biol.** , **9**, 4:381-392, 1979.
- MERRIT, R.W. & CUMMINS, K.W. - **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dudaque, 2<sup>a</sup> ed., Kendall/Hunt, 722 p., 1984.
- MIGLIORINI, R. B. - **Hidrogeologia em meio ambiente – Região de Cuiabá e Várzea Grande – MT**. Tese de Doutorado, USP, São Paulo, 1999.
- MISSAWA, N.A., - **Influência das alterações físicas e químicas provocadas por poluentes orgânicos na estrutura de comunidades de Testacea (Protozoa: Rhyzopoda) no rio Cuiabá**. Dissertação de Mestrado, UFMT, Cuiabá, 144 p., 2000.
- MUSIS, C. R., - **Caracterização climatológica da Bacia do Alto Paraguai**. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia – UFMT, Cuiabá, 1997.
- MYSLINSKI, E. & GINSBURG, W. – Macroinvertebrates as indicators of pollution. **Jour. AWWA**, 69:535-544, 1977.
- NETO, M.S.S., ALVES, R., FIGUEIREDO, A.C. & HINO, K. – Caracterização hidrogeoquímica da Bacia do Rio Manso-Cuiabá, Mato Grosso. **Acta Cínnol. Brasil.**, VI:230-244, 1993.
- NEVES, I.F. – **Diversidade da comunidade zooplanctônica em trechos do rio Cuiabá impactados por atividades antrópicas**. Tese de Doutorado. PPG-ERN, UFSCAR, São Carlos-SP, 146 p., 2002.
- PAGGI, J.C. – Variaciones temporales y distribución horizontal en algunos cauces secundarios del rio Paraná Médio. **Stud. Neotrop. Fauna Environ.**, (16):185-199, 1981.

- PAYNE, G.R. – **The ecology of tropical lakes and rivers.** John Wiley and Sons, 300 p., 1986.
- PCBAP - **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai.** PNMA, Ministério do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais, Brasília-DF, vol. 2, 1997.
- PEDERSEN, E.R. & PERKINS, M.A. - The use of benthic invertebrates data for evaluation impacts of urban runoff. **Hydrobiologia.** 139:13.22, 1986.
- PENNAK, R.W. - **Freshwater invertebrates in the United States.** New York. Ronald Press, 769 p., 1953.
- PEREZ, G.R. – **Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia.** Bogotá. Ed. Presencia, 217 p., 1988.
- PERONA, E., BONILA, I. & MATEO, P. - Spatial and temporal changes in water quality in a Spanish river. **The Sci. Tot. Environ.,** *241*: 75-90, 1999.
- PESCE, S.F. & WUNDERLIN, D.A. - Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. **Wat. Res.,** *34*: 2915-2926, 2000.
- PETERSEN, W., BERTINO, L., CALLIES, U. & ZORITA, E. - Process identification by principal component analysis of river water quality data. **Ecological Modelling,** *138*: 193-213, 2001.
- PETTS, G. & CALOW, P. - **River Restoration.** Oxford. Blackwell Science Ltd., 240 p., 1996.
- PINDER, L.C.V. & REISS, F. – The larvae of Chironominae (Diptera, Chironomidae) of the Holarctic Region – keys and diagnosis. IN: WIEDERHOLM, T. (Editor) – Chironomidae of the Holarctic Region: keys and diagnosis. Part I Larvae. **Entomol. Scand.,** suplemento 19, 1983.

PINHO, L.F.T. - **Simulação da qualidade da água utilizando o modelo matemático QUAL2E para um trecho do rio Cuiabá.** Monografia de Especialização em Qualidade Ambiental e Recursos Hídricos. UFMT, Cuiabá-MT, 1998.

PIELOU, E.C. - **Ecological Diversity.** New York. Wiley Interscience, 165 p., 1975.

RAE, J.G. – Chironomidae midges as indicators of organic pollution in the Scioto River Basin, Ohio. **Ohio Jour. Sci.**, 89:5-9, 1989.

RICHARD, S.T., THORNE, J. & WILLIAM, W.P., – The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwat. Biol.**, 37:671-686, 1997.

RIDLEY, J.E.& STEEL, J.A. - Ecological Aspects of River Impoundments. pp.565-587 In: B.A. WHITTON (ed.), **River Ecology.** London. Blackwell Scientific Publications, 1975.

ROBERTO, S. & ABREU, R.M. - Utilidade dos indicadores de qualidade das águas. São Paulo. **Rev. Ambiente**, 5, 1, 1991.

ROBBY, K.B., NEWBOLD, J.D. & ERMAN, D.C. – Effectiveness of an artificial substrate for sampling macroinvertebrates in small streams. **Freshwat. Biol.**, 8(1):1-8, 1978.

ROMIO, A.C.L. – Qualidade da água do rio Cuiabá no primeiro semestre de 1995. IN: FERREIRA, M.S.F.D. (Org.) – **O rio Cuiabá como subsídio para a educação ambiental.** Cuiabá. EdUFMT, Cap. 3, 1999.

ROQUE, F. O., - “Distribuição espacial dos macroinvertebrados bentônicos nos córregos do Parque Estadual do Jaraguá (SP): Considerações para a conservação

- ambiental". São Carlos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, SP, 73 p., 2000.
- ROSSARO, B. & PIETRANGELO, A. – Macroinvertebrates distribution in streams: a comparison of CA ordination with biotic índices. **Hydrobiologia**, 262:109-118, 1993.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. – Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. IN: ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. (Eds) – **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York. Chapman & Hall, p. 1-9, 1993.
- RUGGIERO, M.A.A. & MERCHANT, H.C., 1979 – Water quality, Substrate, and distribution of macroinvertebrates in the Patuxent River, Maryland. **Hydrobiologia**, 4:183-189, 1979.
- SALOMÃO, F.X.T. - Rio Cuiabá: A geologia e problemática da erosão e do assoreamento. IN: FERREIRA, M.S.F.D., (Org.) - **O rio Cuiabá como subsídio para a educação ambiental**, cap. 2, EdUFMT, Cuiabá-MT, 1999.
- SANTOS, H. F. - **Caracterização Limnológica de uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu (Lagoa do Mato), com base nos teores de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo**. São Carlos, 18 p., 1988. (Relatório).
- SANTOS, M.J. – **Estudo limnológico dos Córregos da Água Fria e da Água Quente**. Dissertação de Mestrado. São Carlos, PPG-CEA-CHREA-USP, 291 p., 1993.
- SAWYER, C.N. & McCARTY, P.L. – **Chemistry for environmental engineering**. London. McGraw-Hill Book Co., 3th. Ed., 532 p., 1978.
- SCHOFER, A. - **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre. Ed. UFRS, 532 p., 1985.

- SCHROEDER-ARAÚJO, L.T. & CIPOLI, M.N. - Organismos bentônicos como indicadores da qualidade de água de rios do Parque Estadual de Campos do Jordão. São Paulo. **B. Inst. Pesca**, 13, (2):77-83, 1986.
- SCHULTZ, F.P. – **Ficoflórula do rio Coxipó e as condições limnológicas nas proximidades do bairro Jardim dos Ipês, município de Cuiabá, Estado de Mato Grosso**. Cuiabá. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia, UFMT, 236 p., 1998.
- SIBAC – SISTEMA DE MONITORAMENTO INTEGRADO DA BACIA DO RIO CUIABÁ – **Relatório de Modelagem Integrada da Bacia do Rio Cuiabá**. PROPEP – Pró-Reitoria de Pesquisa e Ensino de Pós-Graduação/UFMT, 2000.
- SILVA, A.M.M. & SACOMANI, L.B., - Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo River water (Botucatu-SP-BR). **Wat. Res.** 35: 1609-1616, 2001.
- SIOLI, H. – Tropical river: the Amazon. IN: WHITTON, B.A. (Editor) – **River ecology**. cap. 18, p. 461-488, 1975.
- SLÁDECEK, V. - System of water quality from biological point of view. **Ergebn. Limn.**, (7):1-218, 1973.
- SNEATH, P.H.A. & SOKAL, R.R. – **Numerical taxonomy**. San Francisco. W.H. Freeman, 573 p., 1973.
- SONDOTÉCNICA S.A. - **Emprego de modelo matemático na qualidade de água para avaliação do impacto ambiental da UHE de Manso – MT**, relatório técnico Cuiabá-MT, 1987.
- SOUZA, A. & LOPES, E. – Avaliação da qualidade das águas dos rios Cuiabá e Coxipó. Cuiabá. **Workshop sobre o Pantanal Mato-Grossense**. Cuiabá. FEMA/UFMT, 1993.

- TAKEDA, A.M., SHIMIZU, G.Y. & HIGUTI, J. – Variações espaço-temporais da comunidade bentônica, p. 157-177. IN: VAZZOLER, A.E.A.M., AGOSTINHO, A.A. & HAHN, N.S. – **A planície de inundação do alto rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos.** Editora da Universidade Estadual de Maringá, 1997.
- TEIXEIRA, D. - **Caracterização limnológica dos sistemas lóticos e variação temporal e espacial de invertebrado bentônicos na bacia do Ribeirão do Feijão.** São Carlos. São Carlos-SP, USP, 193 p., 1993, (Diss. Mestrado).
- THORNE, R. St. J. & WILLIAMS, W.P. – The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwat. Biol.**, 37:671-686, 1997.
- TOMAZ, S.M., M.C. ROBERTO & L.M. BINI, - Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. IN: VAZOLLER, A.E.; A.A. AGOSTINHO & N.S. HAHN (eds) **A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná.** Maringá, EDUEM, p. 73-102, 1997.
- TEIXEIRA, T. P. B. - **Avaliação do setor de saneamento no Estado de Mato Grosso – Estudo de caso: Sub-bacia do rio Cuiabá.** Monografia de Especialização, UFMT - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, 1997.
- TRINDADE, M. - **Nutrientes em sedimento da Represa do Lobo (Broa-Itirapina-SP).** São Carlos, UFSCAR, 219 p., 1980. (Diss. Mestrado).
- TRIVINHO-STRIXINO, S.R. & STRIXINO, G. - **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo. Guia de identificação e diagnose dos gêneros.** São Carlos, UFSCAR, 229 p., 1995.



- TUCCI, C.E.M., HESPANHOL, I., CORDEIRO NETTO, O.M. – Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para visão mundial da água. **Rev. Brasil. de Recursos Hídricos**, 5, (3):31-43, 2000.
- TUNDISI, J.G. - **Produção primária, “standing stock” e fracionamento do fitoplâncton na Região Lagunar de Cananéia**. IO, USP, 131 p, 1969. (Tese de Doutorado).
- VALENTIN, J.L. - Agrupamento e ordenação. IN: ESTEVES, F.A. (ed.) - Estrutura, Funcionamento e Manejo de Ecossistemas Brasileiros, **Oecologia Brasiliensis**, p., 27-55, PPG-E-IB/UFRJ, Rio de Janeiro, 1995.
- VEGA, M., PARDO, R., BARRADO, E. & DEBÁN, R. - Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. **Wat. Res.** 32: 3581-3592, 1998.
- WALKER, I. - Amazonian streams and small rivers. IN: TUNDISI, J.G., BICUDO, C.E.M. & MATSUMURA-TUNDISI, T. (eds) - **Limnology in Brazil**. ACB/SBL, Rio de Janeiro pp. 165-193, 1995.
- WARREN, C.E. – **Biology and Water Pollution Control**. Philadelphia. W. B. Saunders Company, 434 p., 1971.
- WARD, J. V. - The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **J. N. Am. Bentol. Soc.** 8:2-8, 1989.
- WARD, J.V. – **Aquatic Insect Ecology – biology and habitat**. Toronto. John Wiley & Sons, Inc., 438 p., 1992.
- WELCH, P.S. – **Limnology**. New York. McGraw-Hill Book Company, 2<sup>a</sup>. edição, 538 p., 1952.

WETZEL, R.G. - **Limnology**. New York. W. B. Saunders Co., 743 p., 1975.

WHITE, D.S. – Life cycle of the riffle beetle, *Stenelmis sexlineata* (Elmidae). **Ann. Ent. Soc. Am.**, 71:121-125.

WISBERG, S.B., JANICKI, A.J., GERRITSEN, J. & WILSON, H.T. – Enhancement of benthic macroinvertebrates by minimum flow from a hydroelectric dam. **Regulated Rivers: Research and Management**, 5:265-277, 1990.

WISE, D.H. & MOLLES Jr, M.C. – Colonization of artificial substrates by stream insects: influence of substrate size and diversity. **Hydrobiologia**, 65, (1):69-74, 1979.

WUNDERLIN, D.A., DÍAZ, M.P., AMÉ, M.V., PESCE, S.F., HUED, A.C. & BISTONI, M.A., 2001, Pattern Recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquía River basin (Córdoba-Argentina). **Wat Res.**, 35: 2881-2894.

ZAR, J.H. - **Biostatistical analysis**. New Jersey, Prentice Hall, 663p + appendix, 1999.

## **ANEXO**

Tabela 18 - Valores mensais médios de precipitação na área de estudo durante os anos de 1997 a 2000.

Ano / Mês	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	St	Out	Nov	Dez	Total
1997	227,7	249,2	183,1	81,8	34,3	69,7	0,0	0,7	37,4	116,0	178,1	178,4	1356,4
1998	211,4	129,2	259,7	215,3	38,5	1,5	1,8	39,1	95,5	112,4	118,2	156,6	1379,2
1999	93,1	168,0	249,1	100,7	10,0	40,5	24,0	0,0	17,8	106,3	270,0	143,3	1222,8
2000	162,5	181,7	261,9	133,3	8,4	0,6	4,5	13,0	38,1	153,3	152,5	152,5	1262,3

Tabela 19 - Valores mensais médios, mínimos e máximos de Vazão na Estação 3 do rio Cuiabá - 1999 e 2000.

ANO	MÊS	Q_Média	Q_Min	Q_Max
1999	1	797,8	379,8	1381,8
1999	2	512,7	317,4	1010,0
1999	3	995,2	464,8	1745,9
1999	4	432,0	260,7	763,2
1999	5	198,9	153,0	307,1
1999	6	142,4	126,5	275,1
1999	7	117,0	102,1	146,9
1999	8	92,8	86,6	102,1
1999	9	90,8	83,5	115,4
1999	10	105,3	84,7	175,1
1999	11	178,0	126,5	312,2
1999	12	157,0	48,2	307,1
2000	1	189,7	68,6	543,8
2000	2	436,1	141,0	1091,1
2000	3	589,0	198,3	1408,6
2000	4	196,2	25,9	373,1
2000	5	102,8	80,0	162,3
2000	6	93,4	90,8	97,0
2000	7	94,3	90,8	102,1
2000	8	93,6	88,3	115,4
2000	9	99,5	89,5	148,5
2000	10	125,3	92,0	439,6
2000	11	174,5	99,6	357,7
2000	12	251,2	125,1	562,1

Tabela 20 - Valores mínimo, máximo e mediana das variáveis físicas e químicas da água do rio Cuiabá na **Margem Direita da Estação 1** no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande nos anos de 1999 e 2000.

Ano	1999						2000					
	Chuvoso			Estiagem			Chuvoso			Estiagem		
Variável	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana
Temp_Água (oC)	25,0	30,2	27,2	22,0	31,0	27,5	26,0	32,0	28,5	20,0	30,0	25,5
PH	6,7	7,5	7,1	7,7	7,9	7,8	6,8	8,6	7,4	7,8	8,5	8,0
Cor (uH)	50,0	160,0	80,0	5,0	40,0	9,0	50,0	300,0	82,5	10,0	60,0	35,0
OD (mg/L)	6,7	7,8	6,8	6,3	8,4	7,5	6,0	7,6	6,7	6,3	7,4	7,0
DQO (mg/L)	6,6	16,4	12,0	1,9	5,7	3,6	3,9	14,7	8,9	2,4	15,9	8,0
DBO (mg/L)	0,7	3,8	0,9	0,3	2,8	1,2	0,2	2,1	1,0	0,5	1,4	0,6
Alcalin_total (mg/L.CaCO3)	11,5	45,0	37,3	36,5	51,5	39,8	12,0	69,5	22,8	16,5	49,0	28,8
Turbidez (uT)	12,0	80,0	62,0	4,2	10,1	5,9	16,3	190,0	63,7	4,0	11,0	5,8
Conductividade (uS/cm)	49,8	83,7	57,6	71,1	107,8	89,1	19,0	144,0	59,2	81,1	120,3	101,4
ST (mg/L)	128,0	225,0	136,0	53,0	138,0	94,5	93,0	528,0	165,5	76,0	310,0	117,5
STF (mg/L)	76,0	217,0	83,0	9,0	79,0	35,0	38,0	262,0	148,0	18,0	122,0	68,0
STV (mg/L)	52,0	80,0	53,0	15,0	108,0	52,5	5,0	309,0	34,0	24,0	188,0	47,5
Transparência (m)	0,2	0,3	0,2	0,9	1,5	1,1	0,2	0,4	0,2	0,7	1,2	0,9
NTK (mg/L)	0,16	0,39	0,29	0,20	1,23	0,35	0,11	0,46	0,23	0,12	0,86	0,16
P_total (mg/L)	0,090	0,160	0,127	0,004	0,050	0,019	0,044	0,128	0,080	0,013	0,089	0,038

Tabela 21 - Valores mínimo, máximo e mediana das variáveis físicas e químicas da água do rio Cuiabá na **Margem Esquerda da Estação 1** no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande nos anos de 1999 e 2000.

Ano	1999						2000					
	Chuvoso			Estiagem			Chuvoso			Estiagem		
Variável	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana
Temp_Água (oC)	25,0	30,1	27,2	22,0	31,0	27,0	26,0	32,0	28,5	20,0	30,0	25,5
PH	6,4	7,4	7,3	7,7	8,0	7,8	6,8	8,6	7,4	7,8	8,4	8,1
Cor (uH)	60,0	300,0	120,0	5,0	40,0	7,5	50,0	300,0	82,5	10,0	60,0	30,0
OD (mg/L)	6,7	7,7	6,9	6,4	8,4	7,5	6,0	7,6	6,5	5,1	7,3	6,9
DQO (mg/L)	6,0	19,2	14,2	0,8	9,8	3,8	3,8	15,8	11,1	3,9	21,1	7,7
DBO (mg/L)	0,7	2,5	0,9	0,2	1,7	0,6	0,3	3,2	0,9	0,3	1,6	0,9
Alcalin_total (mg/L.CaCO3)	11,0	64,0	37,8	31,5	53,0	42,0	12,5	62,0	23,0	16,0	55,0	29,8
Turbidez (uT)	31,0	75,0	55,0	3,9	10,1	5,5	16,2	185,0	60,5	4,0	11,5	5,5
Conductividade (uS/cm)	46,6	70,7	56,9	79,9	105,2	92,1	19,3	143,9	59,4	81,3	127,5	101,7
ST (mg/L)	104,0	188,0	175,0	53,0	589,0	87,5	67,0	402,0	181,5	75,0	165,0	114,0
STF (mg/L)	74,0	167,0	86,0	18,0	112,0	61,0	55,0	275,0	96,5	3,0	154,0	55,0
STV (mg/L)	18,0	101,0	21,0	3,0	502,0	54,5	1,0	324,0	60,5	11,0	143,0	43,0
Transparência (m)	0,2	0,3	0,2	0,9	1,3	1,1	0,2	0,4	0,2	0,7	1,4	0,9
NTK (mg/L)	0,10	0,55	0,33	0,10	0,89	0,42	0,11	0,52	0,17	0,13	0,64	0,17
P_total (mg/L)	0,110	0,145	0,130	0,009	0,045	0,033	0,041	0,145	0,088	0,019	0,089	0,050

Tabela 22 - Valores mínimo, máximo e mediana das variáveis físicas e químicas da água do rio Cuiabá na **Margem Direita da Estação 2** no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande nos anos de 1999 e 2000.

Ano	1999						2000					
	Chuvoso			Estiagem			Chuvoso			Estiagem		
Variável	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana
Temp_Água (oC)	25,0	30,0	27,0	25,0	32,0	27,5	27,0	32,0	29,0	23,0	30,0	25,5
PH	6,2	7,5	7,2	7,7	8,0	7,8	6,9	8,5	7,4	7,8	8,4	8,1
Cor (uH)	70,0	200,0	120,0	2,5	50,0	12,5	50,0	300,0	82,5	10,0	60,0	40,0
OD (mg/L)	6,5	7,6	7,1	6,0	8,5	7,5	6,0	7,3	6,6	5,9	7,7	6,6
DQO (mg/L)	6,0	19,1	13,1	1,6	10,7	3,8	4,4	16,8	12,9	4,5	15,9	6,4
DBO (mg/L)	0,5	3,9	1,3	0,4	2,7	1,1	0,2	3,2	1,0	0,2	0,8	0,3
Alcalin_total (mg/L.CaCO3)	35,5	45,5	40,5	34,0	53,5	40,8	12,5	56,5	23,0	16,5	49,0	29,3
Turbidez (uT)	37,0	80,0	67,0	4,6	16,0	5,8	18,2	190,0	62,3	2,0	8,5	6,0
Condutividade (uS/cm)	44,4	74,8	61,2	80,8	106,4	92,3	19,4	140,8	61,3	81,7	128,3	109,6
ST (mg/L)	120,0	257,0	188,0	57,0	481,0	98,5	29,0	552,0	203,0	112,0	970,0	159,0
STF (mg/L)	89,0	178,0	109,0	14,0	94,0	41,0	23,0	274,0	139,0	1,0	891,0	50,0
STV (mg/L)	10,0	148,0	31,0	10,0	465,0	30,0	6,0	434,0	38,0	79,0	565,0	99,0
Transparência (m)	0,2	0,3	0,2	0,8	1,4	1,0	0,2	0,5	0,2	0,7	1,1	1,0
NTK (mg/L)	0,33	0,76	0,48	0,09	0,78	0,24	0,11	0,63	0,18	0,15	0,43	0,25
P_total (mg/L)	0,103	0,140	0,120	0,005	0,054	0,036	0,059	0,173	0,097	0,012	0,185	0,027

Tabela 23 - Valores mínimo, máximo e mediana das variáveis físicas e químicas da água do rio Cuiabá na **Margem Esquerda da Estação 2** no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande nos anos de 1999 e 2000.

Ano	1999						2000					
	Chuvoso			Estiagem			Chuvoso			Estiagem		
Variável	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana
Temp_Água (oC)	25,0	30,1	27,0	25,0	32,0	28,0	27,0	32,0	29,0	23,0	31,0	25,5
PH	6,6	7,5	7,3	7,1	8,0	7,6	6,9	8,6	7,5	7,6	8,3	7,7
Cor (uH)	70,0	200,0	100,0	2,5	50,0	12,5	50,0	300,0	82,5	10,0	60,0	40,0
OD (mg/L)	6,7	7,4	6,8	5,6	8,0	7,0	5,5	7,2	6,4	5,1	6,2	5,9
DQO (mg/L)	6,6	17,4	12,5	3,3	16,4	9,2	3,9	18,5	13,4	6,6	26,1	7,2
DBO (mg/L)	0,9	4,1	2,9	0,8	7,1	2,9	2,7	6,0	3,5	1,9	5,7	2,7
Alcalin_total (mg/L.CaCO3)	13,0	47,0	31,5	38,5	65,5	47,5	12,5	57,0	23,3	16,5	54,0	30,3
Turbidez (uT)	34,0	80,0	65,0	4,4	10,1	7,5	17,4	195,0	62,5	4,0	10,0	7,3
Condutividade (uS/cm)	51,0	79,6	64,0	90,3	116,2	107,8	23,3	141,6	60,4	81,8	149,9	114,5
ST (mg/L)	180,0	283,0	211,0	63,0	201,0	111,5	44,0	371,0	197,0	76,0	192,0	105,5
STF (mg/L)	14,0	172,0	87,0	12,0	102,0	46,0	12,0	265,0	152,0	14,0	94,0	53,5
STV (mg/L)	8,0	269,0	124,0	11,0	188,0	58,5	5,0	175,0	78,5	15,0	145,0	53,0
Transparência (m)	0,2	0,3	0,2	0,7	1,2	0,9	0,2	0,5	0,2	0,2	1,0	0,4
NTK (mg/L)	0,39	0,75	0,66	0,13	3,24	0,70	0,11	2,01	0,19	0,19	0,38	0,28
P_total (mg/L)	0,110	0,184	0,131	0,012	0,396	0,136	0,064	0,358	0,201	0,028	0,406	0,148

Tabela 24 - Valores mínimo, máximo e mediana das variáveis físicas e químicas da água do rio Cuiabá na **Margem Direita da Estação 3** no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande nos anos de 1999 e 2000

Variável	Ano		1999						2000						
	Período Sazonal			Chuvoso			Estiagem			Chuvoso			Estiagem		
	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana			
Temp_Água (oC)	24,0	29,7	27,0	25,0	32,0	27,5	27,0	32,0	29,0	23,5	28,0	26,0			
PH	6,5	7,4	7,1	7,6	7,9	7,7	6,8	8,5	7,4	7,8	8,4	7,9			
Cor (uH)	80,0	300,0	155,0	5,0	20,0	8,8	50,0	300,0	82,5	12,0	60,0	35,0			
OD (mg/L)	6,5	7,4	6,8	6,3	8,3	7,4	6,1	7,2	6,6	5,8	7,1	6,9			
DQO (mg/L)	6,0	22,5	16,2	2,4	10,8	4,2	3,4	16,6	11,0	1,3	16,8	6,4			
DBO (mg/L)	0,6	4,1	1,6	0,2	1,4	1,0	0,3	2,4	1,6	0,3	1,0	0,5			
Alcalin_total (mg/L.CaCO3)	31,5	47,0	38,0	35,5	51,5	41,3	12,5	51,5	22,8	16,5	49,0	30,3			
Turbidez (uT)	41,0	80,0	63,5	5,0	9,9	6,4	18,2	200,0	61,1	2,0	7,6	7,0			
Condutividade (uS/cm)	48,9	71,0	54,5	80,2	107,4	96,2	19,9	139,5	64,1	82,9	129,3	105,6			
ST (mg/L)	204,0	367,0	229,0	56,0	335,0	114,0	74,0	323,0	165,5	43,0	191,0	121,0			
STF (mg/L)	66,0	200,0	101,0	10,0	109,0	51,5	32,0	297,0	115,5	8,0	107,0	40,0			
STV (mg/L)	29,0	301,0	103,0	19,0	226,0	57,0	6,0	210,0	43,0	33,0	109,0	81,0			
Transparência (m)	0,2	0,3	0,2	0,3	1,1	0,6	0,2	0,4	0,2	0,4	1,0	0,6			
NTK (mg/L)	0,49	0,69	0,51	0,14	0,52	0,20	0,12	1,01	0,28	0,13	0,46	0,15			
P_total (mg/L)	0,100	0,168	0,150	0,019	0,320	0,034	0,051	0,173	0,078	0,012	0,097	0,025			

Tabela 25 - Valores mínimo, máximo e mediana das variáveis físicas e químicas da água do rio Cuiabá na **Margem Esquerda da Estação 3** no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande nos anos de 1999 e 2000

Variável	Ano		1999						2000						
	Período Sazonal			Chuvoso			Estiagem			Chuvoso			Estiagem		
	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana			
Temp_Água (oC)	24,0	29,7	27,0	25,0	32,0	28,0	27,0	32,0	29,0	23,5	28,0	26,0			
PH	6,5	7,4	7,1	7,5	7,9	7,7	6,9	8,5	7,5	7,8	8,4	7,9			
Cor (uH)	80,0	160,0	135,0	5,0	40,0	10,0	50,0	300,0	82,5	12,0	60,0	35,0			
OD (mg/L)	6,7	7,6	6,8	5,8	9,0	7,6	5,6	7,3	6,8	5,6	7,1	6,7			
DQO (mg/L)	1,0	24,5	16,1	2,6	28,3	5,0	3,5	16,3	11,2	5,3	19,9	8,4			
DBO (mg/L)	0,9	4,1	2,6	0,4	3,1	1,0	0,2	3,3	1,3	0,2	2,3	1,0			
Alcalin_total (mg/L.CaCO3)	34,5	49,0	37,0	35,5	51,0	40,8	12,5	54,5	22,3	16,0	60,0	30,3			
Turbidez (uT)	62,0	65,0	63,5	5,0	12,0	7,0	18,2	200,0	61,4	3,0	14,0	6,5			
Condutividade (uS/cm)	46,0	76,0	49,9	83,2	110,8	95,0	20,0	140,1	64,1	83,1	128,9	105,1			
ST (mg/L)	166,0	317,0	183,0	44,0	189,0	131,5	70,0	303,0	163,5	74,0	247,0	136,0			
STF (mg/L)	128,0	170,0	135,0	18,0	142,0	40,0	3,0	265,0	107,0	3,0	136,0	49,5			
STV (mg/L)	13,0	182,0	38,0	3,0	142,0	44,0	21,0	159,0	59,5	27,0	195,0	82,5			
Transparência (m)	0,2	0,2	0,2	0,5	1,0	0,8	0,2	0,4	0,2	0,4	1,1	0,6			
NTK (mg/L)	0,23	0,77	0,46	0,22	0,66	0,29	0,13	0,59	0,31	0,13	0,66	0,17			
P_total (mg/L)	0,090	0,290	0,127	0,009	0,068	0,046	0,064	0,179	0,115	0,047	0,113	0,069			

Tabela 26 - Valores mínimo, máximo e mediana das variáveis físicas e químicas da água do rio Cuiabá na **Margem Direita da Estação 4** no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande nos anos de 1999 e 2000.

Variável	Ano		1999						2000						
	Período Sazonal			Chuvoso			Estiagem			Chuvoso			Estiagem		
	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana			
Temp_Água (oC)	24,0	29,5	27,0	25,0	32,0	28,5	27,0	32,0	29,0	24,0	29,0	26,0			
PH	6,6	7,5	7,0	7,5	7,9	7,7	6,9	8,5	7,5	7,7	8,4	8,0			
Cor (uH)	40,0	200,0	160,0	2,5	70,0	10,0	50,0	300,0	85,5	12,0	60,0	35,0			
OD (mg/L)	6,4	7,5	6,7	6,2	8,1	7,2	5,0	7,0	6,4	5,8	8,0	6,9			
DQO (mg/L)	5,0	18,0	12,3	2,2	16,3	4,3	4,7	26,5	9,7	2,1	16,5	8,0			
DBO (mg/L)	0,7	1,9	0,9	0,2	2,1	1,0	0,3	2,3	1,0	0,4	1,6	0,9			
Alcalin_total (mg/L.CaCO3)	32,0	49,0	44,5	37,0	50,0	47,8	13,0	51,0	22,5	16,0	49,0	30,0			
Turbidez (uT)	14,0	70,0	62,0	6,2	17,0	8,0	17,9	210,0	59,0	5,0	10,0	7,6			
Condutividade (uS/cm)	46,4	77,8	49,2	80,6	109,6	97,0	21,2	136,0	66,6	88,9	129,0	109,4			
ST (mg/L)	182,0	237,0	204,0	56,0	172,0	99,5	39,0	343,0	179,5	60,0	135,0	114,5			
STF (mg/L)	35,0	193,0	140,0	7,0	96,0	57,0	10,0	204,0	95,0	2,0	78,0	22,5			
STV (mg/L)	11,0	202,0	42,0	4,0	125,0	40,0	24,0	218,0	52,0	32,0	125,0	71,0			
Transparência (m)	0,2	0,3	0,2	0,6	1,2	0,9	0,2	0,4	0,2	0,6	0,9	0,7			
NTK (mg/L)	0,47	0,56	0,51	0,05	0,35	0,17	0,12	0,68	0,22	0,13	0,71	0,45			
P_total (mg/L)	0,110	0,150	0,116	0,004	0,073	0,037	0,030	0,653	0,112	0,012	0,091	0,064			

Tabela 27 - Valores mínimo, máximo e mediana das variáveis físicas e químicas da água do rio Cuiabá na **Margem Esquerda da Estação 4** no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande nos anos de 1999 e 2000.

Variável	Ano		1999						2000						
	Período Sazonal			Chuvoso			Estiagem			Chuvoso			Estiagem		
	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana			
Temp_Água (oC)	24,0	29,5	27,0	25,0	32,0	28,0	27,0	32,0	29,0	24,0	29,0	26,0			
PH	6,6	7,5	6,9	7,4	8,0	7,5	6,9	8,5	7,5	7,6	8,4	7,9			
Cor (uH)	40,0	160,0	115,0	2,5	40,0	15,0	50,0	300,0	85,5	12,0	60,0	40,0			
OD (mg/L)	6,4	7,6	6,6	5,0	7,8	6,8	5,5	7,1	6,1	5,9	6,9	6,0			
DQO (mg/L)	5,3	18,9	13,2	2,4	9,2	4,7	4,5	26,5	9,5	2,0	13,7	6,6			
DBO (mg/L)	0,8	2,0	1,0	0,5	2,4	1,1	0,6	2,7	1,2	0,5	1,4	0,9			
Alcalin_total (mg/L.CaCO3)	11,0	42,5	33,5	37,5	51,5	42,0	12,0	51,5	22,0	16,0	49,5	31,8			
Turbidez (uT)	35,0	80,0	60,0	5,2	11,0	8,0	17,7	210,0	58,3	4,0	10,0	6,2			
Condutividade (uS/cm)	47,6	78,0	57,6	87,1	115,7	98,5	22,8	136,2	66,7	85,0	128,8	115,1			
ST (mg/L)	107,0	230,0	171,0	39,0	502,0	88,0	51,0	225,0	155,5	63,0	650,0	124,5			
STF (mg/L)	90,0	217,0	138,0	3,0	142,0	57,5	31,0	215,0	113,0	4,0	425,0	25,0			
STV (mg/L)	13,0	33,0	17,0	4,0	360,0	31,5	9,0	104,0	34,0	37,0	225,0	83,5			
Transparência (m)	0,2	0,3	0,2	0,7	1,0	0,8	0,2	0,4	0,2	0,5	0,7	0,7			
NTK (mg/L)	0,36	0,72	0,58	0,14	1,09	0,42	0,12	0,89	0,26	0,13	0,29	0,19			
P_total (mg/L)	0,080	0,140	0,126	0,011	0,138	0,079	0,061	0,650	0,125	0,055	0,150	0,093			



Tabela 28 - Valores mínimo, máximo e mediana das variáveis físicas e químicas da água do rio Cuiabá na **Margem Direita da Estação 5** no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande nos anos de 1999 e 2000.

Variável	Ano		1999						2000						
	Período Sazonal			Chuvoso			Estiagem			Chuvoso			Estiagem		
	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana			
Temp_Água (oC)	24,0	29,4	27,0	24,5	32,0	28,5	27,0	32,0	28,5	24,5	34,0	26,0			
PH	6,6	7,3	6,9	7,4	8,1	7,7	6,8	8,4	7,6	7,8	8,1	7,8			
Cor (uH)	40,0	300,0	115,0	5,0	40,0	15,0	50,0	300,0	95,0	20,0	70,0	40,0			
OD (mg/L)	6,6	7,5	6,8	5,1	7,8	7,3	5,6	6,8	6,5	6,1	7,5	6,9			
DQO (mg/L)	5,4	24,6	8,6	1,9	14,2	3,6	2,4	29,1	9,6	3,2	15,2	6,9			
DBO (mg/L)	0,8	4,0	1,3	0,5	3,5	1,2	0,4	1,9	1,2	0,2	1,7	1,0			
Alcalin_total (mg/L.CaCO3)	43,5	49,0	44,5	36,0	51,5	39,8	11,5	56,5	22,8	15,0	48,0	29,5			
Turbidez (uT)	34,0	75,0	64,0	6,8	12,0	8,0	19,8	210,0	57,8	4,0	12,0	7,0			
Condutividade (uS/cm)	46,4	76,9	48,7	83,5	109,7	94,9	21,3	139,3	67,1	78,8	128,5	107,8			
ST (mg/L)	170,0	256,0	178,0	39,0	309,0	146,0	52,0	406,0	167,5	102,0	207,0	114,5			
STF (mg/L)	102,0	246,0	150,0	38,0	130,0	64,5	40,0	337,0	136,0	17,0	94,0	55,5			
STV (mg/L)	10,0	76,0	20,0	1,0	207,0	52,5	2,0	121,0	44,5	9,0	122,0	68,0			
Transparência (m)	0,2	0,3	0,2	0,6	0,8	0,8	0,2	0,4	0,2	0,5	0,8	0,7			
NTK (mg/L)	0,10	0,62	0,11	0,10	0,77	0,24	0,13	0,91	0,25	0,18	1,16	0,37			
P_total (mg/L)	0,090	0,140	0,106	0,007	0,110	0,054	0,062	0,682	0,110	0,035	0,173	0,072			

Tabela 29 - Valores mínimo, máximo e mediana das variáveis físicas e químicas da água do rio Cuiabá na **Margem Esquerda da Estação 5** no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande nos anos de 1999 e 2000.

Variável	Ano		1999						2000						
	Período Sazonal			Chuvoso			Estiagem			Chuvoso			Estiagem		
	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana			
Temp_Água (oC)	24,0	30,1	27,0	25,0	32,0	29,0	27,0	32,0	29,0	24,0	29,0	26,0			
PH	6,4	7,4	7,0	7,2	7,8	7,5	6,9	8,4	7,5	7,5	8,1	7,7			
Cor (uH)	40,0	160,0	120,0	2,5	60,0	15,0	50,0	300,0	95,0	20,0	70,0	30,0			
OD (mg/L)	6,4	7,1	6,5	5,1	7,5	6,9	5,4	6,7	6,3	5,8	7,0	6,3			
DQO (mg/L)	7,7	35,0	11,5	1,6	11,4	4,7	3,7	30,0	11,1	5,8	15,0	8,2			
DBO (mg/L)	1,0	3,7	1,6	0,6	2,9	1,4	0,4	2,9	1,3	0,4	1,5	1,1			
Alcalin_total (mg/L.CaCO3)	11,0	44,5	31,5	34,5	53,5	39,3	11,0	53,0	21,8	15,5	44,5	27,5			
Turbidez (uT)	32,0	85,0	54,0	7,0	15,2	9,4	19,6	98,4	57,4	4,9	12,0	9,0			
Condutividade (uS/cm)	45,8	82,8	47,6	80,3	101,9	95,2	21,1	139,8	66,6	75,1	127,9	108,1			
ST (mg/L)	91,0	198,0	160,0	44,0	322,0	81,0	36,0	318,0	126,0	86,0	198,0	115,0			
STF (mg/L)	80,0	149,0	143,0	14,0	142,0	37,5	24,0	256,0	94,0	55,0	98,0	71,5			
STV (mg/L)	11,0	55,0	11,0	10,0	180,0	46,0	12,0	78,0	39,5	19,0	122,0	40,0			
Transparência (m)	0,2	0,3	0,2	0,6	0,9	0,8	0,2	0,4	0,2	0,7	0,8	0,7			
NTK (mg/L)	0,35	0,65	0,52	0,28	0,99	0,47	0,15	0,98	0,30	0,19	1,33	0,33			
P_total (mg/L)	0,090	0,140	0,107	0,036	0,153	0,095	0,057	0,667	0,119	0,044	0,178	0,119			

Tabela 30 - Valores mínimo, máximo e mediana das variáveis físicas e químicas da água do rio Cuiabá na **Margem Direita da Estação 6** no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande nos anos de 1999 e 2000.

Variável	Ano		1999						2000						
	Período Sazonal			Chuvoso			Estiagem			Chuvoso			Estiagem		
	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana			
Temp_Água (oC)	23,0	29,1	27,4	26,0	32,0	28,0	27,0	32,0	29,0	25,0	29,0	26,0			
PH	6,4	7,4	7,0	7,3	8,0	7,5	6,9	8,4	7,6	7,5	8,4	7,6			
Cor (uH)	40,0	160,0	142,5	2,0	80,0	20,0	50,0	300,0	95,0	20,0	70,0	45,0			
OD (mg/L)	6,4	7,1	6,7	4,3	7,4	6,6	4,2	7,3	5,6	5,8	9,0	6,1			
DQO (mg/L)	6,0	22,1	11,7	2,4	17,0	4,7	3,8	27,4	11,5	5,4	16,5	9,4			
DBO (mg/L)	1,2	4,8	1,3	0,9	1,9	1,3	0,9	3,3	1,5	0,5	2,0	1,0			
Alcalin_total (mg/L.CaCO3)	30,0	53,0	44,5	27,5	50,0	39,5	11,0	53,5	22,3	16,5	47,0	29,3			
Turbidez (uT)	34,0	80,0	56,0	9,4	18,0	12,0	17,6	98,4	57,2	6,0	16,0	8,9			
Condutividade (uS/cm)	42,3	76,7	49,0	85,5	110,3	99,4	21,2	138,3	66,1	86,4	129,0	108,2			
ST (mg/L)	119,0	219,0	208,0	64,0	241,0	93,5	27,0	373,0	156,0	100,0	389,0	177,5			
STF (mg/L)	102,0	214,0	160,0	18,0	166,0	67,5	11,0	296,0	120,5	34,0	200,0	66,5			
STV (mg/L)	5,0	48,0	17,0	7,0	157,0	40,0	16,0	77,0	33,5	23,0	189,0	113,5			
Transparência (m)	0,2	0,3	0,2	0,4	0,8	0,7	0,2	0,4	0,2	0,5	0,9	0,7			
NTK (mg/L)	0,30	0,88	0,65	0,17	0,45	0,19	0,14	0,94	0,31	0,17	1,43	0,56			
P_total (mg/L)	0,070	0,140	0,118	0,024	0,123	0,082	0,059	0,665	0,140	0,040	0,135	0,093			

Tabela 31 - Valores mínimo, máximo e mediana das variáveis físicas e químicas da água do rio Cuiabá na **Margem Esquerda da Estação 6** no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande nos anos de 1999 e 2000.

Variável	Ano		1999						2000						
	Período Sazonal			Chuvoso			Estiagem			Chuvoso			Estiagem		
	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Max	Mediana			
Temp_Água (oC)	25,0	29,1	27,4	25,0	32,0	28,0	27,0	32,0	29,5	25,0	30,0	27,0			
PH	6,5	7,3	7,0	7,3	8,0	7,5	6,9	8,4	7,6	7,6	8,3	7,8			
Cor (uH)	40,0	160,0	142,5	5,0	70,0	15,0	50,0	300,0	95,0	20,0	70,0	45,0			
OD (mg/L)	6,5	7,9	6,5	3,7	7,2	6,7	4,4	7,7	5,7	5,8	7,0	6,1			
DQO (mg/L)	6,5	19,0	12,0	3,0	17,7	5,8	3,5	29,1	10,0	5,2	21,7	9,0			
DBO (mg/L)	1,0	4,0	1,2	0,5	5,5	1,4	0,6	3,7	1,3	0,6	2,0	0,9			
Alcalin_total (mg/L.CaCO3)	29,0	44,0	38,5	38,0	50,0	39,3	11,5	51,0	21,5	14,0	45,5	16,5			
Turbidez (uT)	33,0	80,0	57,0	8,5	17,5	11,5	18,0	98,0	57,1	5,0	60,5	9,2			
Condutividade (uS/cm)	46,4	72,0	48,5	85,6	109,5	100,7	21,1	137,2	66,1	88,2	130,9	114,8			
ST (mg/L)	176,0	209,0	207,0	51,0	161,0	87,5	55,0	293,0	154,0	111,0	223,0	154,0			
STF (mg/L)	72,0	202,0	146,0	26,0	97,0	50,0	46,0	225,0	116,0	27,0	139,0	89,5			
STV (mg/L)	7,0	104,0	61,0	5,0	122,0	25,5	9,0	161,0	34,0	25,0	122,0	78,5			
Transparência (m)	0,2	0,3	0,2	0,4	0,8	0,6	0,2	0,4	0,2	0,5	0,8	0,6			
NTK (mg/L)	0,25	0,63	0,50	0,18	2,16	0,46	0,15	1,14	0,34	0,16	1,64	0,55			
P_total (mg/L)	0,106	0,120	0,115	0,029	0,208	0,090	0,074	0,658	0,144	0,054	0,147	0,109			

Tabela 32 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da estação 1 entre os períodos sazonais de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior
				Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%				
				Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior			
Temp_Água (oC)	20,000	56,000	,000	1,000	1,000	1,000	,519	,506	,532	
PH	,000	15,000	-2,932	,002	,001	,003	,001	,000	,002	
Cor (uH)	,000	36,000	-2,944	,001	,000	,002	,000	,000	,001	
OD (mg/L)	13,000	28,000	-1,028	,335	,323	,347	,166	,156	,175	
DQO (mg/L)	,000	36,000	-2,928	,001	,000	,002	,000	,000	,001	
DBO (mg/L)	16,000	44,000	-,244	,881	,873	,889	,452	,439	,465	
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	11,000	21,000	-,851	,445	,432	,458	,220	,209	,230	
Tubidez (uT)	,000	36,000	-2,928	,001	,000	,002	,000	,000	,001	
Condutividade Elét (uS/cm)	6,000	21,000	-2,049	,044	,039	,049	,022	,018	,026	
ST (mg/L)	2,000	38,000	-2,041	,045	,040	,050	,024	,020	,028	
STF (mg/L)	1,000	37,000	-2,245	,023	,020	,027	,012	,009	,014	
STV (mg/L)	10,000	46,000	-,408	,772	,761	,783	,391	,379	,404	
Transparência (m)	,000	10,000	-2,737	,002	,001	,004	,002	,001	,004	
NTK (mg/L)	8,000	18,000	-1,359	,216	,205	,226	,106	,098	,114	
P_Total (mg/L)	,000	36,000	-2,717	,005	,003	,006	,003	,001	,004	

Tabela 33 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da estação 1 entre os períodos sazonais de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior
				Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%				
				Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior			
Temp_Água (oC)	17,500	53,500	-,369	,750	,738	,761	,380	,368	,393	
PH	,000	15,000	-2,928	,001	,000	,002	,001	,000	,001	
Cor (uH)	,000	36,000	-2,969	,001	,000	,002	,001	,000	,002	
OD (mg/L)	9,500	24,500	-1,541	,141	,132	,150	,069	,063	,076	
DQO (mg/L)	3,000	39,000	-2,489	,012	,009	,014	,006	,004	,008	
DBO (mg/L)	7,000	35,000	-1,326	,209	,199	,220	,102	,094	,109	
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	14,000	24,000	-,340	,810	,799	,820	,408	,396	,421	
Tubidez (uT)	,000	36,000	-2,928	,001	,000	,002	,000	,000	,001	
Condutividade Elét (uS/cm)	,000	15,000	-2,928	,001	,000	,002	,001	,000	,001	
ST (mg/L)	8,000	44,000	-,816	,506	,494	,519	,250	,239	,262	
STF (mg/L)	4,000	40,000	-1,633	,137	,129	,146	,070	,063	,076	
STV (mg/L)	11,000	47,000	-,204	,923	,917	,930	,464	,451	,477	
Transparência (m)	,000	10,000	-2,746	,004	,003	,006	,002	,001	,003	
NTK (mg/L)	12,500	22,500	-,595	,596	,583	,608	,299	,288	,311	
P_Total (mg/L)	,000	36,000	-2,722	,003	,001	,004	,001	,000	,002	

Tabela 34 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da estação 1 entre os períodos sazonais de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)			
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	7,500	28,500	-1,945	,052	,047	,058	,029	,024	,033
PH	7,500	28,500	-1,945	,052	,047	,058	,029	,024	,033
Cor (uH)	6,000	42,000	-2,324	,019	,015	,023	,009	,007	,012
OD (mg/L)	2,000	23,000	-2,846	,003	,001	,004	,002	,001	,003
DQO (mg/L)	13,000	49,000	-1,420	,181	,171	,191	,088	,081	,095
DBO (mg/L)	21,000	42,000	-,387	,760	,749	,771	,380	,368	,393
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	18,000	39,000	-,775	,498	,485	,511	,253	,242	,264
Tubidez (uT)	18,000	54,000	-,775	,472	,459	,485	,242	,231	,253
Condutividade Elét (uS/cm)	,000	21,000	-3,098	,001	,000	,001	,000	,000	,001
ST (mg/L)	9,000	45,000	-1,936	,061	,054	,067	,028	,024	,032
STF (mg/L)	11,500	32,500	-1,616	,115	,107	,124	,057	,051	,063
STV (mg/L)	8,500	29,500	-2,003	,043	,038	,048	,021	,017	,024
Transparência (m)	17,500	53,500	-,840	,442	,429	,455	,225	,214	,235
NTK (mg/L)	,000	36,000	-3,180	,001	,000	,002	,001	,000	,001
P_Total (mg/L)	19,000	34,000	-,146	,942	,935	,948	,464	,451	,477

Tabela 35 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da estação 1 entre os períodos sazonais de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)			
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	7,500	28,500	-1,945	,060	,054	,066	,029	,024	,033
PH	8,000	44,000	-2,066	,047	,042	,053	,023	,019	,027
Cor (uH)	2,000	23,000	-2,856	,003	,002	,005	,001	,000	,002
OD (mg/L)	17,000	53,000	-,904	,420	,407	,432	,207	,196	,217
DQO (mg/L)	18,000	39,000	-,775	,496	,484	,509	,251	,240	,262
DBO (mg/L)	23,000	44,000	-,129	,923	,916	,929	,463	,450	,476
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	18,000	54,000	-,776	,468	,455	,481	,235	,224	,246
Tubidez (uT)	,000	21,000	-3,102	,001	,000	,002	,000	,000	,000
Condutividade Elét (uS/cm)	12,000	48,000	-1,549	,150	,141	,159	,074	,067	,081
ST (mg/L)	11,000	32,000	-1,678	,113	,105	,121	,058	,052	,064
STF (mg/L)	11,000	32,000	-1,678	,113	,105	,121	,058	,052	,064
STV (mg/L)	23,000	44,000	-,129	,950	,944	,955	,480	,467	,493
Transparência (m)	,000	36,000	-3,140	,001	,000	,002	,001	,000	,001
NTK (mg/L)	17,000	53,000	-,439	,730	,718	,741	,367	,354	,379
P_Total (mg/L)	9,000	30,000	-1,936	,064	,057	,070	,033	,028	,038

Tabela 36 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da estação 2 entre os períodos sazonais de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%		
					Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior	
Temp_Água (oC)	18,000	33,000	-,296	,808	,798	,818	,412	,399	,424
PH	,000	10,000	-2,722	,003	,002	,005	,002	,001	,003
Cor (uH)	,000	36,000	-2,756	,004	,003	,006	,002	,001	,003
OD (mg/L)	10,000	20,000	-1,019	,367	,355	,380	,185	,175	,195
DQO (mg/L)	3,000	39,000	-2,489	,012	,009	,014	,005	,003	,007
DBO (mg/L)	14,000	50,000	-,340	,810	,800	,820	,399	,386	,412
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	11,000	17,000	-,205	,892	,884	,900	,445	,432	,458
Tubidez (uT)	,000	36,000	-2,722	,004	,003	,006	,002	,001	,004
Condutividade Elét (uS/cm)	,000	6,000	-2,449	,011	,009	,014	,006	,004	,008
ST (mg/L)	3,000	39,000	-1,837	,085	,078	,092	,041	,036	,046
STF (mg/L)	1,000	37,000	-2,245	,023	,019	,027	,011	,008	,013
STV (mg/L)	11,500	17,500	-,102	,956	,951	,961	,477	,465	,490
Transparência (m)	,000	15,000	-2,952	,001	,000	,002	,000	,000	,001
NTK (mg/L)	4,000	40,000	-1,637	,116	,108	,124	,060	,054	,066
P_Total (mg/L)	,000	36,000	-2,717	,005	,003	,006	,003	,001	,004

Tabela 37 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da estação 2 entre os períodos sazonais de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%		
					Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior	
Temp_Água (oC)	18,500	33,500	-,222	,851	,842	,860	,430	,418	,443
PH	6,500	21,500	-1,979	,051	,045	,057	,025	,021	,029
Cor (uH)	,000	36,000	-2,742	,003	,002	,005	,002	,001	,002
OD (mg/L)	12,000	22,000	-,679	,571	,559	,584	,285	,273	,296
DQO (mg/L)	13,000	49,000	-1,025	,353	,341	,365	,176	,166	,186
DBO (mg/L)	11,000	21,000	-,213	,916	,909	,923	,452	,439	,465
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	8,000	23,000	-1,759	,089	,081	,096	,040	,035	,045
Tubidez (uT)	,000	36,000	-2,928	,001	,000	,002	,001	,000	,001
Condutividade Elét (uS/cm)	,000	10,000	-2,717	,004	,002	,005	,002	,001	,002
ST (mg/L)	1,000	37,000	-2,245	,023	,019	,027	,012	,009	,014
STF (mg/L)	7,000	43,000	-1,021	,373	,360	,385	,187	,177	,197
STV (mg/L)	9,000	45,000	-,612	,629	,616	,641	,313	,301	,325
Transparência (m)	,000	10,000	-2,751	,002	,001	,003	,002	,001	,003
NTK (mg/L)	9,000	15,000	-,612	,629	,616	,641	,316	,304	,328
P_Total (mg/L)	14,000	50,000	-,340	,808	,798	,818	,405	,392	,417

Tabela 38 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas margem direita da Estação 2 entre os períodos sazonais de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	7,500	28,500	-2,144	,033	,029	,038	,018	,014	,021			
PH	7,000	43,000	-1,906	,067	,060	,073	,034	,029	,038			
Cor (uH)	2,000	17,000	-2,642	,005	,003	,007	,003	,002	,004			
OD (mg/L)	20,000	35,000	,000	1,000	1,000	1,000	,531	,519	,544			
DQO (mg/L)	15,000	36,000	-1,162	,287	,276	,299	,144	,135	,153			
DBO (mg/L)	10,000	25,000	-1,464	,175	,166	,185	,088	,081	,095			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	18,000	54,000	-,776	,489	,477	,502	,247	,236	,258			
Tubidez (uT)	,000	15,000	-2,928	,001	,000	,001	,000	,000	,001			
Condutividade Elét (uS/cm)	8,000	44,000	-1,757	,097	,089	,104	,047	,041	,052			
ST (mg/L)	23,000	44,000	-,129	,950	,944	,955	,479	,466	,492			
STF (mg/L)	20,000	41,000	-,516	,658	,646	,670	,333	,321	,345			
STV (mg/L)	15,000	51,000	-1,162	,287	,276	,299	,144	,134	,153			
Transparência (m)	,000	36,000	-3,183	,001	,000	,001	,001	,000	,001			
NTK (mg/L)	17,000	53,000	-,439	,725	,714	,737	,365	,353	,378			
P_Total (mg/L)	11,000	32,000	-1,678	,112	,103	,120	,058	,052	,064			

Tabela 39 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 2 entre os períodos sazonais de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	8,500	29,500	-2,014	,051	,045	,057	,027	,022	,031			
PH	11,000	47,000	-1,678	,106	,098	,114	,053	,047	,059			
Cor (uH)	2,000	23,000	-2,856	,003	,001	,004	,002	,001	,002			
OD (mg/L)	7,500	28,500	-2,132	,031	,026	,035	,017	,013	,020			
DQO (mg/L)	22,000	43,000	-,258	,845	,836	,855	,422	,409	,434			
DBO (mg/L)	15,000	36,000	-1,162	,282	,270	,293	,141	,132	,150			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	18,000	54,000	-,775	,469	,456	,482	,231	,221	,242			
Tubidez (uT)	,000	21,000	-3,102	,000	,000	,001	,000	,000	,000			
Condutividade Elét (uS/cm)	10,000	46,000	-1,807	,080	,073	,087	,039	,034	,044			
ST (mg/L)	9,000	30,000	-1,936	,061	,054	,067	,031	,027	,036			
STF (mg/L)	11,000	32,000	-1,678	,106	,098	,114	,054	,048	,059			
STV (mg/L)	23,000	44,000	-,129	,948	,943	,954	,475	,462	,488			
Transparência (m)	10,000	46,000	-2,002	,052	,046	,058	,032	,028	,037			
NTK (mg/L)	16,000	52,000	-,586	,587	,574	,599	,293	,281	,305			
P_Total (mg/L)	18,000	39,000	-,775	,491	,479	,504	,249	,237	,260			

Tabela 40 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem direita da Estação 3 entre os períodos sazonais de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
Temp_Água (oC)	17,000	32,000	-,442	,695	,683	,707	,346	,334	,358			
PH	,000	10,000	-2,722	,002	,001	,004	,002	,001	,004			
Cor (uH)	,000	36,000	-2,737	,004	,002	,005	,002	,001	,003			
OD (mg/L)	11,000	26,000	-1,317	,218	,208	,229	,110	,102	,118			
DQO (mg/L)	2,000	38,000	-2,635	,005	,003	,007	,003	,002	,004			
DBO (mg/L)	9,000	37,000	-1,383	,192	,181	,202	,101	,093	,108			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	8,500	14,500	-,716	,530	,517	,543	,264	,253	,275			
Tubidez (uT)	,000	36,000	-2,717	,004	,002	,005	,002	,001	,003			
Condutividade Elét (uS/cm)	,000	10,000	-2,717	,004	,002	,005	,002	,001	,002			
ST (mg/L)	2,000	38,000	-2,041	,046	,040	,051	,023	,020	,027			
STF (mg/L)	2,000	38,000	-2,041	,046	,040	,051	,023	,020	,027			
STV (mg/L)	8,000	44,000	-,816	,493	,480	,506	,246	,235	,257			
Transparência (m)	,000	6,000	-2,472	,013	,010	,016	,005	,003	,007			
NTK (mg/L)	2,000	38,000	-2,041	,046	,040	,051	,023	,020	,027			
P_Total (mg/L)	4,000	40,000	-2,038	,052	,046	,058	,026	,021	,030			

Tabela 41 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 3 entre os períodos sazonais de 1999

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
Temp_Água (oC)	15,000	30,000	-,735	,502	,489	,515	,251	,239	,262			
PH	,000	10,000	-2,717	,004	,002	,005	,002	,001	,003			
Cor (uH)	,000	36,000	-2,771	,002	,001	,004	,002	,001	,004			
OD (mg/L)	10,000	20,000	-1,021	,349	,337	,362	,173	,163	,183			
DQO (mg/L)	17,500	53,500	-,366	,749	,738	,760	,372	,360	,385			
DBO (mg/L)	7,000	35,000	-1,323	,229	,218	,240	,113	,105	,121			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	8,500	14,500	-,718	,545	,532	,558	,279	,267	,290			
Tubidez (uT)	,000	36,000	-2,717	,004	,002	,005	,002	,001	,002			
Condutividade Elét (uS/cm)	,000	10,000	-2,717	,004	,002	,005	,002	,001	,003			
ST (mg/L)	3,000	39,000	-1,837	,087	,079	,094	,045	,040	,050			
STF (mg/L)	2,000	38,000	-2,041	,050	,044	,056	,027	,023	,031			
STV (mg/L)	12,000	48,000	,000	1,000	1,000	1,000	,539	,526	,551			
Transparência (m)	,000	6,000	-2,466	,013	,010	,016	,007	,005	,009			
NTK (mg/L)	9,000	45,000	-,612	,627	,615	,640	,310	,298	,322			
P_Total (mg/L)	,000	36,000	-2,717	,004	,002	,005	,002	,001	,002			

Tabela 42 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem direita da Estação 3 entre os períodos sazonais de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	2,000	17,000	-2,657	,003	,002	,005	,003	,001	,004
PH	8,000	44,000	-2,066	,042	,037	,048	,021	,018	,025
Cor (uH)	4,000	25,000	-2,591	,010	,007	,012	,004	,003	,006
OD (mg/L)	17,000	53,000	-,904	,412	,399	,424	,207	,197	,217
DQO (mg/L)	14,000	35,000	-1,291	,227	,217	,238	,111	,103	,120
DBO (mg/L)	8,000	29,000	-2,066	,042	,037	,048	,021	,017	,025
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	17,500	53,500	-,841	,441	,429	,454	,213	,203	,224
Tubidez (uT)	,000	21,000	-3,112	,001	,000	,001	,000	,000	,001
Condutividade Elét (uS/cm)	10,000	46,000	-1,807	,081	,074	,088	,041	,036	,046
ST (mg/L)	11,000	32,000	-1,680	,103	,095	,110	,052	,046	,057
STF (mg/L)	8,000	29,000	-2,066	,042	,037	,048	,021	,017	,025
STV (mg/L)	20,000	56,000	-,518	,643	,631	,655	,316	,304	,328
Transparência (m)	1,000	37,000	-3,054	,001	,000	,002	,001	,000	,001
NTK (mg/L)	15,000	30,000	-,732	,524	,511	,536	,259	,247	,270
P_Total (mg/L)	6,000	27,000	-2,324	,019	,015	,022	,009	,007	,012

Tabela 43 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 3 entre os períodos sazonais de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	2,000	17,000	-2,657	,004	,002	,005	,003	,002	,004
PH	9,000	45,000	-1,936	,064	,058	,070	,033	,028	,037
Cor (uH)	4,000	25,000	-2,591	,008	,006	,010	,004	,002	,005
OD (mg/L)	22,500	58,500	-,194	,874	,866	,883	,441	,428	,453
DQO (mg/L)	21,000	42,000	-,387	,760	,749	,771	,379	,366	,391
DBO (mg/L)	17,000	38,000	-,904	,412	,399	,425	,204	,194	,215
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	17,500	53,500	-,841	,435	,423	,448	,222	,211	,233
Tubidez (uT)	,000	21,000	-3,098	,000	,000	,001	,000	,000	,001
Condutividade Elét (uS/cm)	12,000	48,000	-1,549	,146	,137	,156	,074	,067	,081
ST (mg/L)	18,000	39,000	-,775	,491	,478	,504	,244	,233	,255
STF (mg/L)	18,500	39,500	-,711	,513	,500	,526	,252	,240	,263
STV (mg/L)	20,000	56,000	-,516	,664	,652	,676	,332	,320	,344
Transparência (m)	,000	36,000	-3,084	,001	,000	,001	,001	,000	,001
NTK (mg/L)	18,000	33,000	-,293	,834	,825	,844	,411	,398	,423
P_Total (mg/L)	10,000	31,000	-1,807	,087	,079	,094	,042	,037	,047



Tabela 44 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem direita da Estação 4 entre os períodos sazonais de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%		
					Limite inferior	Limite superior	Sig.	Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	15,000	30,000	-,735	,505	,492	,518	,251	,240	,262
PH	1,000	11,000	-2,548	,008	,006	,011	,005	,003	,006
Cor (uH)	1,000	37,000	-2,266	,032	,027	,036	,012	,009	,015
OD (mg/L)	12,000	27,000	-1,171	,286	,274	,297	,141	,132	,149
DQO (mg/L)	8,000	44,000	-1,759	,087	,080	,095	,042	,037	,047
DBO (mg/L)	16,000	44,000	-,244	,875	,866	,883	,435	,422	,448
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	7,000	13,000	-1,023	,357	,345	,370	,184	,174	,194
Tubidez (uT)	2,000	38,000	-2,378	,015	,012	,018	,007	,005	,009
Condutividade Elét (uS/cm)	,000	6,000	-2,449	,014	,011	,016	,008	,005	,010
ST (mg/L)	,000	36,000	-2,449	,014	,011	,016	,006	,004	,008
STF (mg/L)	6,000	42,000	-1,225	,279	,268	,291	,138	,130	,147
STV (mg/L)	10,500	46,500	-,307	,807	,797	,817	,406	,393	,418
Transparência (m)	,000	10,000	-2,722	,005	,003	,007	,003	,002	,004
NTK (mg/L)	,000	36,000	-2,449	,014	,011	,016	,006	,004	,008
P_Total (mg/L)	,000	36,000	-2,722	,005	,003	,007	,002	,001	,003

Tabela 45 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicasna margem esquerda da Estação 4 entre os períodos sazonais de 1999

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%		
					Limite inferior	Limite superior	Sig.	Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	14,000	29,000	-,570	,617	,604	,629	,304	,292	,316
PH	2,500	17,500	-2,569	,009	,006	,011	,005	,003	,007
Cor (uH)	,500	36,500	-2,665	,005	,003	,007	,003	,002	,004
OD (mg/L)	18,500	33,500	-,220	,867	,858	,875	,428	,415	,441
DQO (mg/L)	5,000	41,000	-2,196	,031	,026	,035	,015	,012	,018
DBO (mg/L)	9,000	15,000	-,342	,832	,822	,841	,417	,404	,429
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	5,000	20,000	-2,202	,026	,022	,030	,014	,011	,017
Tubidez (uT)	,000	36,000	-2,960	,000	,000	,001	,000	,000	,001
Condutividade Elét (uS/cm)	,000	10,000	-2,717	,004	,002	,006	,003	,001	,004
ST (mg/L)	4,500	40,500	-1,534	,156	,147	,165	,082	,075	,089
STF (mg/L)	2,000	38,000	-2,041	,052	,046	,058	,026	,022	,030
STV (mg/L)	7,000	13,000	-1,021	,382	,369	,394	,195	,185	,205
Transparência (m)	,000	10,000	-2,781	,002	,001	,004	,002	,001	,004
NTK (mg/L)	9,000	45,000	-,612	,638	,626	,650	,317	,305	,329
P_Total (mg/L)	6,000	42,000	-1,698	,115	,107	,123	,055	,049	,060

Tabela 46 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem direita da Estação 4 entre os períodos sazonais de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)			
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	4,000	19,000	-2,362	,018	,015	,022	,008	,006	,010
PH	8,000	44,000	-2,066	,043	,038	,048	,023	,019	,026
Cor (uH)	1,500	22,500	-2,914	,001	,000	,002	,001	,000	,002
OD (mg/L)	12,000	48,000	-1,549	,143	,134	,152	,072	,066	,079
DQO (mg/L)	18,000	39,000	-,775	,490	,477	,503	,247	,235	,258
DBO (mg/L)	20,000	41,000	-,516	,668	,656	,680	,336	,324	,348
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	18,000	54,000	-,775	,464	,452	,477	,236	,225	,247
Tubidez (uT)	,000	21,000	-3,098	,001	,000	,002	,000	,000	,001
Condutividade Elét (uS/cm)	10,000	46,000	-1,807	,084	,077	,091	,043	,037	,048
ST (mg/L)	8,500	29,500	-2,003	,050	,045	,056	,024	,020	,028
STF (mg/L)	6,500	27,500	-2,262	,022	,019	,026	,011	,008	,013
STV (mg/L)	20,000	56,000	-,516	,668	,656	,680	,332	,320	,344
Transparência (m)	,000	28,000	-3,137	,001	,000	,001	,001	,000	,001
NTK (mg/L)	12,000	48,000	-1,173	,275	,263	,286	,140	,131	,149
P_Total (mg/L)	12,000	33,000	-1,549	,143	,134	,152	,071	,064	,077

Tabela 47 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 4 entre os períodos sazonais de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)			
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	4,000	14,000	-2,060	,040	,035	,045	,020	,017	,024
PH	10,000	46,000	-1,809	,073	,066	,080	,035	,031	,040
Cor (uH)	1,500	22,500	-2,914	,002	,001	,002	,001	,000	,002
OD (mg/L)	20,000	35,000	,000	1,000	1,000	1,000	,524	,511	,536
DQO (mg/L)	14,000	35,000	-1,291	,223	,212	,234	,114	,106	,122
DBO (mg/L)	12,500	27,500	-1,099	,305	,293	,316	,154	,144	,163
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	18,000	54,000	-,776	,466	,453	,479	,229	,218	,240
Tubidez (uT)	,000	21,000	-3,098	,001	,000	,001	,000	,000	,001
Condutividade Elét (uS/cm)	11,000	47,000	-1,678	,104	,096	,112	,052	,046	,058
ST (mg/L)	18,000	39,000	-,775	,490	,477	,502	,245	,234	,256
STF (mg/L)	10,000	31,000	-1,807	,078	,071	,085	,040	,034	,045
STV (mg/L)	6,500	42,500	-2,264	,025	,021	,029	,012	,009	,015
Transparência (m)	,000	28,000	-3,137	,001	,000	,002	,001	,000	,001
NTK (mg/L)	15,000	30,000	-,732	,515	,502	,528	,261	,250	,273
P_Total (mg/L)	19,000	40,000	-,645	,573	,561	,586	,287	,275	,298

Tabela 48 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem direita da Estação 5 entre os períodos sazonais de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)			
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Límite inferior	Límite superior		Límite inferior	Límite superior
Temp_Água (oC)	14,000	29,000	-,884	,411	,399	,424	,207	,196	,217
PH	,000	10,000	-2,717	,005	,003	,006	,002	,001	,003
Cor (uH)	,500	36,500	-2,665	,005	,003	,006	,002	,001	,003
OD (mg/L)	12,000	27,000	-1,171	,272	,261	,284	,137	,128	,146
DQO (mg/L)	5,000	41,000	-2,196	,031	,027	,036	,015	,012	,019
DBO (mg/L)	16,000	44,000	-,244	,875	,866	,883	,433	,420	,445
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	7,000	43,000	-1,028	,358	,346	,371	,182	,172	,192
Tubidez (uT)	,000	36,000	-2,722	,002	,001	,004	,002	,001	,004
Condutividade Elét (uS/cm)	,000	10,000	-2,717	,005	,003	,006	,002	,001	,003
ST (mg/L)	11,000	47,000	-,204	,922	,915	,929	,458	,445	,470
STF (mg/L)	2,000	38,000	-2,041	,049	,043	,054	,022	,018	,026
STV (mg/L)	8,000	14,000	-,816	,502	,489	,515	,256	,245	,268
Transparência (m)	,000	6,000	-2,430	,017	,014	,021	,008	,006	,010
NTK (mg/L)	7,500	13,500	-,921	,395	,382	,408	,207	,196	,217
P_Total (mg/L)	2,000	38,000	-2,378	,017	,014	,020	,008	,006	,011

Tabela 49 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 5 entre os períodos sazonais de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)			
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Límite inferior	Límite superior		Límite inferior	Límite superior
Temp_Água (oC)	15,000	30,000	-,740	,507	,494	,520	,251	,240	,262
PH	3,000	18,000	-2,489	,010	,007	,012	,005	,003	,026
Cor (uH)	1,500	37,500	-2,731	,004	,002	,006	,002	,001	,006
OD (mg/L)	16,000	31,000	-,586	,591	,578	,603	,292	,280	,303
DQO (mg/L)	3,000	39,000	-2,489	,010	,007	,012	,005	,003	,007
DBO (mg/L)	15,000	43,000	-,406	,752	,741	,763	,376	,363	,388
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	12,000	27,000	-1,173	,267	,256	,279	,130	,121	,138
Tubidez (uT)	,000	36,000	-2,928	,001	,000	,002	,001	,000	,001
Condutividade Elét (uS/cm)	1,000	16,000	-2,781	,003	,001	,004	,001	,000	,002
ST (mg/L)	7,000	43,000	-1,021	,373	,360	,385	,187	,177	,197
STF (mg/L)	2,000	38,000	-2,046	,049	,044	,055	,026	,021	,030
STV (mg/L)	6,000	12,000	-1,228	,260	,248	,271	,129	,120	,137
Transparência (m)	,000	6,000	-2,484	,007	,005	,009	,007	,005	,009
NTK (mg/L)	12,000	48,000	,000	1,000	1,000	1,000	,521	,508	,534
P_Total (mg/L)	12,000	48,000	-,681	,550	,537	,563	,271	,260	,283

Tabela 50 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem direita da Estação 5 entre os períodos sazonais de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	13,000	28,000	-1,033	,337	,325	,350	,169	,159	,179
PH	12,000	48,000	-1,551	,131	,122	,140	,065	,059	,072
Cor (uH)	3,000	24,000	-2,723	,004	,002	,005	,002	,001	,002
OD (mg/L)	12,000	48,000	-1,549	,138	,129	,146	,069	,063	,076
DQO (mg/L)	20,000	41,000	-,516	,658	,646	,670	,327	,315	,339
DBO (mg/L)	19,000	40,000	-,645	,564	,552	,577	,279	,268	,291
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	18,500	54,500	-,711	,513	,500	,526	,254	,242	,265
Tubidez (uT)	,000	21,000	-3,102	,001	,000	,001	,000	,000	,001
Condutividade Elét (uS/cm)	11,500	47,500	-1,616	,120	,111	,128	,060	,054	,066
ST (mg/L)	12,000	33,000	-1,549	,138	,129	,146	,068	,062	,075
STF (mg/L)	12,000	33,000	-1,549	,138	,129	,146	,068	,062	,075
STV (mg/L)	17,000	53,000	-,904	,411	,398	,423	,208	,197	,218
Transparência (m)	,000	21,000	-2,830	,004	,003	,006	,003	,001	,004
NTK (mg/L)	13,500	49,500	-,953	,366	,354	,379	,185	,175	,195
P_Total (mg/L)	14,000	35,000	-1,291	,227	,216	,237	,112	,104	,120

Tabela 51 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 5 entre os períodos sazonais de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	4,000	19,000	-2,362	,016	,013	,019	,007	,005	,009
PH	18,000	54,000	-,775	,494	,481	,507	,245	,234	,256
Cor (uH)	2,500	23,500	-2,794	,003	,002	,005	,001	,000	,002
OD (mg/L)	23,000	59,000	-,129	,948	,942	,953	,468	,455	,481
DQO (mg/L)	20,000	41,000	-,516	,661	,649	,673	,335	,323	,347
DBO (mg/L)	15,000	36,000	-1,162	,285	,274	,297	,144	,135	,153
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	18,500	54,500	-,711	,510	,497	,523	,249	,238	,260
Tubidez (uT)	,000	21,000	-3,004	,001	,000	,002	,001	,000	,002
Condutividade Elét (uS/cm)	12,000	48,000	-1,549	,142	,133	,151	,070	,063	,077
ST (mg/L)	18,000	39,000	-,775	,494	,481	,507	,249	,238	,261
STF (mg/L)	12,000	33,000	-1,551	,131	,122	,140	,065	,059	,072
STV (mg/L)	21,500	57,500	-,323	,782	,772	,793	,386	,374	,399
Transparência (m)	,000	21,000	-2,683	,010	,007	,012	,005	,003	,007
NTK (mg/L)	14,000	50,000	-,878	,438	,425	,451	,216	,205	,226
P_Total (mg/L)	24,000	45,000	,000	1,000	1,000	1,000	,532	,519	,545

Tabela 52 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem direita da Estação 6 entre os períodos sazonais de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)			
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	11,500	26,500	-,983	,356	,344	,369	,175	,165	,185
PH	2,000	12,000	-2,378	,015	,012	,018	,007	,005	,009
Cor (uH)	1,000	37,000	-2,598	,004	,002	,005	,004	,002	,005
OD (mg/L)	16,500	52,500	-,513	,642	,629	,654	,320	,308	,332
DQO (mg/L)	3,000	39,000	-2,489	,012	,009	,015	,005	,003	,006
DBO (mg/L)	15,500	43,500	-,325	,779	,768	,789	,389	,377	,402
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	9,000	45,000	-,618	,630	,618	,643	,313	,301	,325
Tubidez (uT)	,000	36,000	-2,727	,001	,000	,002	,001	,000	,002
Condutividade Elét (uS/cm)	,000	10,000	-2,717	,004	,002	,005	,002	,001	,003
ST (mg/L)	6,000	42,000	-1,225	,282	,270	,293	,138	,130	,147
STF (mg/L)	2,000	38,000	-2,041	,050	,044	,056	,027	,023	,031
STV (mg/L)	5,000	11,000	-1,429	,195	,185	,205	,098	,091	,106
Transparência (m)	,000	6,000	-2,495	,013	,010	,015	,006	,004	,007
NTK (mg/L)	3,000	39,000	-1,841	,083	,076	,090	,045	,039	,050
P_Total (mg/L)	8,000	44,000	-1,359	,212	,202	,223	,106	,098	,114

Tabela 53 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 6 entre os períodos sazonais de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)			
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	12,000	27,000	-,903	,398	,386	,411	,199	,189	,209
PH	2,000	12,000	-2,378	,013	,010	,016	,006	,004	,008
Cor (uH)	1,500	37,500	-2,480	,008	,005	,010	,006	,004	,008
OD (mg/L)	18,500	33,500	-,221	,864	,855	,872	,434	,422	,447
DQO (mg/L)	6,000	42,000	-2,049	,050	,044	,055	,026	,021	,030
DBO (mg/L)	16,000	44,000	-,244	,880	,872	,888	,446	,433	,459
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	7,500	13,500	-,929	,407	,395	,420	,201	,191	,211
Tubidez (uT)	,000	36,000	-2,722	,003	,002	,005	,002	,001	,003
Condutividade Elét (uS/cm)	,000	10,000	-2,717	,004	,002	,006	,002	,001	,003
ST (mg/L)	,000	36,000	-2,449	,011	,008	,013	,005	,004	,007
STF (mg/L)	2,000	38,000	-2,046	,047	,041	,052	,023	,019	,027
STV (mg/L)	9,000	45,000	-,612	,624	,611	,636	,308	,296	,320
Transparência (m)	,000	6,000	-2,478	,013	,010	,016	,007	,005	,009
NTK (mg/L)	11,500	17,500	-,102	,954	,949	,959	,486	,473	,498
P_Total (mg/L)	8,000	44,000	-1,361	,202	,192	,212	,099	,091	,106

Tabela 54 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem direita da Estação 6 entre os períodos sazonais de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior
				Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%				
				Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior			
Temp_Água (oC)	4,000	19,000	-2,365	,016	,012	,019	,007	,005	,009	
PH	18,000	54,000	-,775	,498	,485	,511	,248	,237	,259	
Cor (uH)	3,000	24,000	-2,720	,004	,002	,005	,002	,001	,004	
OD (mg/L)	13,000	49,000	-1,420	,183	,173	,193	,088	,081	,095	
DQO (mg/L)	23,000	59,000	-,129	,952	,946	,957	,476	,463	,489	
DBO (mg/L)	12,000	33,000	-1,553	,135	,126	,144	,070	,064	,077	
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	18,000	54,000	-,778	,486	,473	,499	,247	,236	,258	
Tubidez (uT)	,000	21,000	-3,000	,001	,000	,002	,001	,000	,002	
Condutividade Elét (uS/cm)	11,000	47,000	-1,678	,107	,099	,115	,050	,045	,056	
ST (mg/L)	23,000	59,000	-,129	,952	,946	,957	,476	,463	,489	
STF (mg/L)	13,500	34,500	-1,357	,195	,184	,205	,098	,090	,105	
STV (mg/L)	9,000	45,000	-1,936	,058	,052	,064	,029	,025	,034	
Transparência (m)	,000	21,000	-2,939	,002	,001	,003	,001	,000	,002	
NTK (mg/L)	12,000	48,000	-1,171	,276	,264	,288	,140	,131	,149	
P_Total (mg/L)	11,000	26,000	-1,317	,218	,207	,228	,109	,100	,117	

Tabela 55 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 6 entre os períodos sazonais de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior
				Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%				
				Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior			
Temp_Água (oC)	8,000	18,000	-1,371	,197	,187	,207	,101	,093	,108	
PH	14,000	50,000	-1,292	,214	,204	,225	,108	,100	,115	
Cor (uH)	4,000	25,000	-2,599	,008	,006	,010	,004	,003	,006	
OD (mg/L)	17,000	53,000	-,905	,398	,385	,410	,201	,190	,211	
DQO (mg/L)	23,000	59,000	-,129	,951	,945	,957	,469	,456	,482	
DBO (mg/L)	17,000	38,000	-,904	,419	,407	,432	,210	,200	,220	
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	24,000	45,000	,000	1,000	1,000	1,000	,509	,496	,522	
Tubidez (uT)	5,000	26,000	-2,286	,023	,019	,026	,011	,008	,014	
Condutividade Elét (uS/cm)	11,000	47,000	-1,680	,099	,092	,107	,050	,044	,055	
ST (mg/L)	21,000	42,000	-,387	,753	,742	,764	,381	,369	,394	
STF (mg/L)	15,000	36,000	-1,162	,289	,277	,300	,147	,137	,156	
STV (mg/L)	18,000	54,000	-,775	,492	,479	,505	,243	,232	,254	
Transparência (m)	,000	21,000	-2,810	,004	,002	,005	,002	,001	,003	
NTK (mg/L)	13,000	49,000	-1,025	,351	,339	,364	,177	,167	,187	
P_Total (mg/L)	16,000	37,000	-1,033	,352	,339	,364	,178	,169	,188	

Tabela 56 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 1 durante o período chuvoso de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)			
				Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%			
				Sig.	Limite inferior	Limite superior	Sig.	Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	12,000	27,000	-,106	,970	,966	,975	,477	,464	,490
PH	10,500	25,500	-,419	,725	,713	,736	,364	,351	,376
Cor (uH)	10,000	25,000	-,525	,660	,648	,672	,331	,318	,343
OD (mg/L)	9,000	24,000	-,752	,540	,527	,552	,266	,254	,277
DQO (mg/L)	11,000	26,000	-,313	,845	,835	,854	,423	,410	,436
DBO (mg/L)	9,000	19,000	-,249	,903	,895	,911	,448	,435	,461
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	7,500	17,500	-,145	,971	,967	,975	,485	,472	,497
Tubidez (uT)	11,500	26,500	-,210	,886	,878	,894	,443	,430	,455
Condutividade Elét (uS/cm)	11,000	26,000	-,313	,845	,835	,854	,422	,409	,435
ST (mg/L)	4,000	10,000	-,218	1,000	1,000	1,000	,490	,477	,503
STF (mg/L)	4,000	10,000	-,218	1,000	1,000	1,000	,490	,477	,503
STV (mg/L)	3,000	9,000	-,655	,692	,680	,704	,336	,324	,348
Transparência (m)	7,500	17,500	-,155	,970	,966	,975	,488	,475	,501
NTK (mg/L)	6,500	16,500	-,436	,745	,733	,756	,373	,360	,385
P_Total (mg/L)	8,000	18,000	,000	1,000	1,000	1,000	,537	,524	,550

Tabela 57 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 2 durante o período chuvoso de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)			
				Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%			
				Sig.	Limite inferior	Limite superior	Sig.	Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	11,500	26,500	-,216	,889	,880	,897	,441	,429	,454
PH	9,500	19,500	-,123	,963	,958	,968	,486	,473	,499
Cor (uH)	7,500	17,500	-,147	,973	,968	,977	,493	,481	,506
OD (mg/L)	6,000	16,000	-,577	,679	,666	,691	,336	,324	,348
DQO (mg/L)	12,000	27,000	-,104	1,000	1,000	1,000	,506	,493	,519
DBO (mg/L)	4,000	14,000	-,155	,343	,331	,356	,173	,163	,183
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	6,000	21,000	-,450	,695	,683	,707	,356	,344	,369
Tubidez (uT)	8,500	23,500	-,372	,821	,812	,831	,401	,388	,413
Condutividade Elét (uS/cm)	5,000	11,000	-,354	,855	,846	,864	,433	,420	,446
ST (mg/L)	3,000	9,000	-,655	,697	,685	,709	,346	,334	,358
STF (mg/L)	2,000	8,000	-1,091	,394	,381	,406	,201	,190	,211
STV (mg/L)	4,000	10,000	-,218	1,000	1,000	1,000	,495	,483	,508
Transparência (m)	10,000	20,000	,000	1,000	1,000	1,000	,554	,541	,567
NTK (mg/L)	4,000	10,000	-,218	1,000	1,000	1,000	,495	,483	,508
P_Total (mg/L)	5,500	15,500	-,726	,538	,525	,551	,265	,253	,276

Tabela 58 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 3 durante o período chuvoso de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%		
					Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior	
Temp_Água (oC)	12,000	27,000	-,108	,986	,983	,989	,484	,471	,497
PH	8,000	18,000	,000	1,000	1,000	1,000	,569	,557	,582
Cor (uH)	5,500	15,500	-,735	,627	,615	,639	,315	,303	,327
OD (mg/L)	9,500	24,500	-,125	,968	,964	,973	,486	,473	,498
DQO (mg/L)	11,000	26,000	-,313	,850	,840	,859	,425	,413	,438
DBO (mg/L)	7,500	22,500	-,615	,609	,597	,622	,315	,303	,326
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	4,000	10,000	-,218	1,000	1,000	1,000	,498	,485	,511
Tubidez (uT)	8,000	18,000	,000	1,000	1,000	1,000	,555	,542	,568
Condutividade Elét (uS/cm)	7,000	17,000	-,289	,887	,879	,895	,442	,429	,455
ST (mg/L)	2,000	8,000	-1,091	,395	,382	,408	,202	,191	,212
STF (mg/L)	3,000	9,000	-,655	,700	,688	,712	,348	,336	,361
STV (mg/L)	3,000	9,000	-,655	,700	,688	,712	,352	,339	,364
Transparência (m)	3,500	9,500	-,443	,800	,789	,810	,400	,387	,413
NTK (mg/L)	3,000	9,000	-,655	,700	,688	,712	,352	,339	,364
P_Total (mg/L)	6,500	16,500	-,436	,747	,735	,758	,380	,368	,393

Tabela 59 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 4 durante o período chuvoso de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%		
					Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior	
Temp_Água (oC)	12,500	27,500	,000	1,000	1,000	1,000	,605	,592	,617
PH	9,500	19,500	-,124	,951	,946	,957	,478	,465	,491
Cor (uH)	4,500	14,500	-,556	,687	,675	,699	,370	,358	,382
OD (mg/L)	11,500	26,500	-,210	,872	,864	,881	,439	,426	,452
DQO (mg/L)	8,000	23,000	-,943	,378	,366	,391	,187	,177	,197
DBO (mg/L)	5,500	20,500	-,600	,642	,630	,655	,316	,304	,328
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	3,000	18,000	-1,350	,232	,221	,242	,126	,117	,134
Tubidez (uT)	10,000	25,000	,000	1,000	1,000	1,000	,547	,534	,560
Condutividade Elét (uS/cm)	4,000	10,000	-,707	,633	,620	,645	,321	,309	,333
ST (mg/L)	2,000	8,000	-1,091	,398	,386	,411	,200	,189	,210
STF (mg/L)	4,000	10,000	-,218	1,000	1,000	1,000	,504	,492	,517
STV (mg/L)	3,000	9,000	-,655	,705	,694	,717	,349	,336	,361
Transparência (m)	6,500	16,500	-,447	,772	,761	,783	,387	,374	,399
NTK (mg/L)	3,000	9,000	-,655	,705	,694	,717	,357	,344	,369
P_Total (mg/L)	8,000	18,000	,000	1,000	1,000	1,000	,532	,519	,545



Tabela 60 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 5 durante o período chuvoso de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	11,500	26,500	-,216	,891	,883	,899	,444	,431	,456
PH	8,500	18,500	-,369	,791	,781	,802	,400	,388	,413
Cor (uH)	9,000	24,000	-,247	,884	,875	,892	,450	,437	,463
OD (mg/L)	8,000	23,000	-,943	,394	,381	,406	,200	,190	,210
DQO (mg/L)	8,000	23,000	-,940	,421	,408	,433	,208	,198	,218
DBO (mg/L)	10,000	25,000	-,522	,693	,681	,705	,348	,336	,360
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	1,500	16,500	-1,811	,090	,082	,097	,054	,048	,060
Tubidez (uT)	8,000	23,000	-,490	,735	,723	,746	,366	,354	,379
Condutividade Elét (uS/cm)	9,000	24,000	-,245	,904	,897	,912	,450	,437	,463
ST (mg/L)	2,000	8,000	-1,091	,398	,385	,410	,203	,193	,213
STF (mg/L)	2,000	8,000	-1,091	,398	,385	,410	,203	,193	,213
STV (mg/L)	4,000	10,000	-,221	1,000	1,000	1,000	,504	,492	,517
Transparência (m)	4,500	10,500	,000	1,000	1,000	1,000	,703	,691	,714
NTK (mg/L)	2,000	8,000	-1,091	,398	,385	,410	,195	,185	,205
P_Total (mg/L)	7,500	17,500	-,149	1,000	1,000	1,000	,499	,487	,512

Tabela 61 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 6 durante o período chuvoso de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	12,000	27,000	-,106	,970	,966	,975	,481	,468	,494
PH	8,000	18,000	,000	1,000	1,000	1,000	,569	,556	,582
Cor (uH)	8,000	18,000	,000	1,000	1,000	1,000	,670	,657	,682
OD (mg/L)	11,000	26,000	-,317	,843	,834	,852	,429	,416	,442
DQO (mg/L)	12,000	27,000	-,104	1,000	1,000	1,000	,500	,487	,512
DBO (mg/L)	9,000	24,000	-,731	,547	,534	,560	,275	,263	,287
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	2,000	8,000	-1,091	,397	,385	,410	,204	,194	,214
Tubidez (uT)	8,000	18,000	,000	1,000	1,000	1,000	,573	,560	,585
Condutividade Elét (uS/cm)	7,000	17,000	-,289	,886	,878	,894	,448	,435	,461
ST (mg/L)	4,000	10,000	-,218	1,000	1,000	1,000	,501	,488	,514
STF (mg/L)	3,000	9,000	-,655	,699	,687	,711	,356	,343	,368
STV (mg/L)	2,000	8,000	-1,091	,397	,385	,410	,193	,183	,203
Transparência (m)	4,000	10,000	-,225	1,000	1,000	1,000	,490	,477	,503
NTK (mg/L)	2,000	8,000	-1,091	,397	,385	,410	,204	,194	,214
P_Total (mg/L)	8,000	18,000	,000	1,000	1,000	1,000	,511	,498	,524

Tabela 62 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 1 durante o período chuvoso de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	24,500	52,500	,000	1,000	1,000	1,000	,534	,521	,546
PH	30,000	66,000	-,210	,882	,873	,890	,440	,427	,453
Cor (uH)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,534	,521	,547
OD (mg/L)	26,500	62,500	-,578	,590	,577	,602	,291	,279	,302
DQO (mg/L)	29,000	65,000	-,315	,799	,788	,809	,398	,385	,411
DBO (mg/L)	30,000	66,000	-,210	,861	,852	,870	,428	,415	,441
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	31,500	67,500	-,053	,980	,976	,984	,478	,465	,491
Tubidez (uT)	31,000	67,000	-,105	,960	,955	,965	,483	,470	,496
Condutividade Elét (uS/cm)	30,500	66,500	-,158	,898	,891	,906	,452	,439	,465
ST (mg/L)	31,000	67,000	-,105	,960	,955	,965	,477	,464	,489
STF (mg/L)	27,000	63,000	-,525	,652	,639	,664	,326	,314	,338
STV (mg/L)	29,000	65,000	-,315	,799	,788	,809	,398	,385	,411
Transparência (m)	28,500	64,500	-,406	,781	,770	,791	,392	,379	,404
NTK (mg/L)	31,000	67,000	-,105	,960	,955	,965	,483	,470	,496
P_Total (mg/L)	26,000	62,000	-,630	,583	,570	,595	,292	,281	,304

Tabela 63 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 2 durante o período chuvoso de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,529	,517	,542
PH	31,000	67,000	-,105	,962	,957	,966	,487	,474	,500
Cor (uH)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,526	,513	,539
OD (mg/L)	25,000	61,000	-,735	,512	,499	,525	,251	,240	,262
DQO (mg/L)	28,000	64,000	-,420	,726	,715	,738	,368	,355	,380
DBO (mg/L)	4,000	40,000	-2,941	,001	,000	,002	,001	,000	,002
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	31,500	67,500	-,053	,983	,980	,986	,495	,482	,507
Tubidez (uT)	31,500	67,500	-,053	,980	,976	,983	,492	,479	,505
Condutividade Elét (uS/cm)	29,000	65,000	-,315	,800	,790	,811	,404	,391	,417
ST (mg/L)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,514	,501	,526
STF (mg/L)	29,000	65,000	-,315	,800	,790	,811	,404	,391	,417
STV (mg/L)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,504	,492	,517
Transparência (m)	22,500	58,500	-1,214	,367	,354	,379	,185	,175	,195
NTK (mg/L)	27,000	63,000	-,525	,627	,615	,640	,312	,300	,324
P_Total (mg/L)	9,000	45,000	-2,415	,015	,012	,018	,007	,005	,009

Tabela 64 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 3 durante o período chuvoso de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior
				Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%				
				Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior			
Temp_Água (oC)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,534	,521	,546	
PH	31,000	67,000	-,105	,959	,954	,964	,480	,467	,493	
Cor (uH)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,523	,510	,536	
OD (mg/L)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,509	,496	,522	
DQO (mg/L)	30,000	66,000	-,210	,877	,868	,885	,437	,424	,449	
DBO (mg/L)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,520	,507	,533	
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	30,500	66,500	-,158	,901	,894	,909	,452	,439	,464	
Tubidez (uT)	31,500	67,500	-,053	,985	,981	,988	,500	,487	,512	
Condutividade Elét (uS/cm)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,520	,507	,533	
ST (mg/L)	29,500	65,500	-,263	,824	,814	,833	,411	,398	,424	
STF (mg/L)	29,500	65,500	-,263	,822	,812	,832	,410	,397	,422	
STV (mg/L)	29,000	65,000	-,315	,787	,776	,797	,391	,379	,404	
Transparência (m)	28,000	64,000	-,513	,784	,774	,795	,396	,383	,409	
NTK (mg/L)	30,500	66,500	-,158	,902	,895	,910	,450	,437	,463	
P_Total (mg/L)	21,000	57,000	-1,155	,278	,266	,289	,138	,129	,146	

Tabela 65 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 4 durante o período chuvoso de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior
				Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%				
				Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior			
Temp_Água (oC)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,536	,523	,548	
PH	30,000	66,000	-,210	,877	,869	,886	,438	,425	,450	
Cor (uH)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,527	,514	,540	
OD (mg/L)	30,500	66,500	-,158	,900	,892	,908	,455	,443	,468	
DQO (mg/L)	28,000	64,000	-,421	,702	,690	,714	,352	,339	,364	
DBO (mg/L)	22,500	58,500	-,998	,344	,332	,356	,169	,159	,179	
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	30,000	66,000	-,210	,864	,855	,873	,436	,423	,449	
Tubidez (uT)	31,500	67,500	-,053	,983	,979	,986	,493	,480	,505	
Condutividade Elét (uS/cm)	29,000	65,000	-,315	,800	,789	,810	,401	,388	,414	
ST (mg/L)	25,000	61,000	-,735	,498	,485	,511	,250	,239	,261	
STF (mg/L)	29,000	65,000	-,315	,800	,789	,810	,401	,388	,414	
STV (mg/L)	19,000	55,000	-1,365	,189	,179	,199	,091	,084	,099	
Transparência (m)	24,000	52,000	-,075	1,000	1,000	1,000	,498	,485	,510	
NTK (mg/L)	28,000	64,000	-,420	,704	,692	,715	,347	,334	,359	
P_Total (mg/L)	30,000	66,000	-,210	,877	,869	,886	,440	,427	,452	

Tabela 66 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 5 durante o período chuvoso de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%		
					Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior	
Temp_Água (oC)	27,000	63,000	-,535	,657	,645	,669	,329	,317	,341
PH	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,517	,504	,530
Cor (uH)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,514	,501	,527
OD (mg/L)	23,500	59,500	-,893	,398	,386	,411	,198	,188	,208
DQO (mg/L)	25,000	61,000	-,735	,504	,491	,517	,246	,235	,257
DBO (mg/L)	29,500	65,500	-,263	,829	,820	,839	,409	,396	,422
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	29,500	65,500	-,263	,818	,808	,827	,414	,401	,427
Tubidez (uT)	24,000	52,000	-,463	,689	,677	,701	,348	,336	,360
Condutividade Elét (uS/cm)	28,000	64,000	-,420	,719	,707	,730	,367	,355	,380
ST (mg/L)	22,000	58,000	-1,050	,326	,313	,338	,169	,160	,179
STF (mg/L)	26,000	62,000	-,630	,571	,558	,584	,293	,282	,305
STV (mg/L)	29,000	65,000	-,316	,779	,768	,789	,390	,378	,403
Transparência (m)	17,000	38,000	-,192	1,000	1,000	1,000	,497	,484	,510
NTK (mg/L)	29,500	65,500	-,263	,821	,811	,831	,403	,390	,415
P_Total (mg/L)	31,000	67,000	-,105	,959	,954	,964	,487	,474	,500

Tabela 67 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 6 durante o período chuvoso de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%		
					Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior	
Temp_Água (oC)	28,500	64,500	-,373	,761	,750	,772	,385	,372	,397
PH	30,000	66,000	-,210	,876	,867	,884	,443	,430	,456
Cor (uH)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,522	,509	,535
OD (mg/L)	31,500	67,500	-,053	,980	,977	,984	,497	,484	,510
DQO (mg/L)	28,000	64,000	-,420	,723	,711	,734	,360	,348	,372
DBO (mg/L)	26,500	62,500	-,579	,583	,571	,596	,294	,283	,306
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	31,000	67,000	-,105	,956	,951	,961	,482	,469	,495
Tubidez (uT)	23,000	51,000	-,192	,878	,869	,886	,432	,420	,445
Condutividade Elét (uS/cm)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,518	,505	,531
ST (mg/L)	31,500	67,500	-,053	,983	,979	,986	,481	,468	,494
STF (mg/L)	30,000	66,000	-,210	,876	,867	,884	,433	,420	,445
STV (mg/L)	30,500	66,500	-,158	,894	,886	,901	,434	,422	,447
Transparência (m)	16,500	37,500	-,287	,855	,846	,864	,431	,418	,444
NTK (mg/L)	31,000	67,000	-,105	,956	,951	,961	,482	,469	,495
P_Total (mg/L)	26,000	62,000	-,630	,570	,557	,583	,285	,273	,296

Tabela 68 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 1 durante o período de estiagem de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,520	,507	,533			
PH	29,000	65,000	-,316	,785	,774	,795	,390	,378	,403			
Cor (uH)	30,000	66,000	-,220	,905	,897	,912	,459	,446	,472			
OD (mg/L)	29,500	65,500	-,263	,822	,813	,832	,409	,397	,422			
DQO (mg/L)	30,000	66,000	-,210	,883	,875	,891	,443	,430	,456			
DBO (mg/L)	18,500	46,500	-,767	,474	,461	,487	,234	,223	,245			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	29,000	65,000	-,316	,778	,767	,789	,388	,376	,401			
Tubidez (uT)	26,000	62,000	-,632	,566	,553	,578	,279	,267	,290			
Condutividade Elét (uS/cm)	26,000	62,000	-,630	,578	,565	,591	,292	,281	,304			
ST (mg/L)	29,000	65,000	-,316	,778	,767	,789	,391	,378	,404			
STF (mg/L)	17,500	53,500	-1,524	,141	,132	,150	,069	,063	,076			
STV (mg/L)	28,500	64,500	-,368	,740	,729	,751	,373	,361	,386			
Transparência (m)	22,500	58,500	-1,024	,354	,341	,366	,176	,166	,186			
NTK (mg/L)	31,000	67,000	-,105	,965	,960	,969	,480	,467	,493			
P_Total (mg/L)	24,000	60,000	-,840	,444	,431	,457	,224	,214	,235			

Tabela 69 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 2 durante o período de estiagem de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	31,000	67,000	-,106	,949	,943	,955	,470	,457	,483			
PH	17,000	53,000	-1,576	,121	,112	,129	,059	,053	,065			
Cor (uH)	29,000	65,000	-,327	,800	,789	,810	,399	,387	,412			
OD (mg/L)	22,000	58,000	-1,050	,327	,315	,339	,167	,157	,176			
DQO (mg/L)	12,000	48,000	-2,100	,038	,033	,042	,018	,014	,021			
DBO (mg/L)	9,000	45,000	-1,936	,058	,052	,064	,029	,025	,034			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	16,500	52,500	-1,630	,110	,101	,118	,055	,049	,061			
Tubidez (uT)	22,000	58,000	-1,051	,311	,299	,323	,154	,145	,163			
Condutividade Elét (uS/cm)	10,500	46,500	-2,260	,022	,018	,026	,011	,009	,014			
ST (mg/L)	28,000	64,000	-,420	,710	,699	,722	,352	,340	,364			
STF (mg/L)	28,000	64,000	-,420	,710	,699	,722	,358	,346	,371			
STV (mg/L)	25,500	61,500	-,683	,519	,506	,531	,259	,247	,270			
Transparência (m)	22,000	58,000	-1,075	,296	,284	,308	,146	,137	,155			
NTK (mg/L)	11,000	47,000	-2,207	,028	,024	,032	,015	,012	,018			
P_Total (mg/L)	7,000	43,000	-2,626	,008	,005	,010	,004	,002	,005			

Tabela 70 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 3 durante o período de estiagem de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)			Sig. Monte Carlo (unilateral)		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	31,000	67,000	-,106	,957	,952	,962	,472	,459	,485
PH	29,500	65,500	-,264	,816	,806	,826	,407	,394	,419
Cor (uH)	27,000	63,000	-,546	,646	,633	,658	,325	,313	,337
OD (mg/L)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,517	,504	,530
DQO (mg/L)	23,500	59,500	-,893	,396	,383	,409	,195	,185	,205
DBO (mg/L)	15,500	43,500	-1,153	,267	,256	,279	,133	,124	,142
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,513	,500	,526
Tubidez (uT)	25,500	61,500	-,683	,520	,507	,533	,257	,245	,268
Condutividade Elét (uS/cm)	26,000	62,000	-,630	,572	,559	,585	,287	,275	,298
ST (mg/L)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,512	,500	,525
STF (mg/L)	32,000	68,000	,000	1,000	1,000	1,000	,517	,504	,530
STV (mg/L)	29,500	65,500	-,263	,816	,806	,826	,411	,398	,424
Transparência (m)	23,000	59,000	-,957	,383	,370	,395	,189	,179	,199
NTK (mg/L)	17,000	53,000	-1,575	,126	,118	,135	,064	,058	,071
P_Total (mg/L)	26,000	62,000	-,630	,572	,559	,585	,287	,275	,298

Tabela 71 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 4 durante o período de estiagem de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)			Sig. Monte Carlo (unilateral)		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	27,000	55,000	-,118	,947	,942	,953	,475	,462	,488
PH	20,000	56,000	-1,262	,223	,212	,233	,112	,103	,120
Cor (uH)	31,500	67,500	-,054	1,000	1,000	1,000	,501	,488	,514
OD (mg/L)	21,000	57,000	-1,155	,281	,269	,292	,138	,129	,146
DQO (mg/L)	28,000	64,000	-,420	,722	,710	,733	,368	,355	,380
DBO (mg/L)	16,000	44,000	-1,086	,322	,310	,334	,162	,152	,171
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	26,500	62,500	-,579	,593	,581	,606	,292	,280	,303
Tubidez (uT)	30,000	66,000	-,211	,881	,872	,889	,439	,426	,451
Condutividade Elét (uS/cm)	27,000	63,000	-,525	,650	,637	,662	,331	,318	,343
ST (mg/L)	27,500	63,500	-,473	,660	,648	,672	,327	,314	,339
STF (mg/L)	31,000	67,000	-,105	,956	,951	,961	,471	,458	,484
STV (mg/L)	29,500	65,500	-,263	,823	,814	,833	,408	,395	,420
Transparência (m)	29,000	65,000	-,321	,784	,773	,794	,382	,369	,394
NTK (mg/L)	10,000	46,000	-2,310	,020	,017	,024	,011	,009	,014
P_Total (mg/L)	8,000	44,000	-2,521	,011	,008	,013	,006	,004	,008

Tabela 72 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 5 durante o período de estiagem de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	30,000	66,000	-,214	,861	,852	,870	,432	,419	,445			
PH	15,500	51,500	-1,737	,089	,082	,097	,044	,038	,049			
Cor (uH)	31,500	67,500	-,055	,981	,978	,985	,493	,480	,506			
OD (mg/L)	19,500	55,500	-1,314	,209	,199	,220	,106	,098	,114			
DQO (mg/L)	29,500	65,500	-,263	,820	,810	,830	,407	,394	,419			
DBO (mg/L)	22,500	50,500	-,256	,827	,817	,837	,410	,397	,422			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	26,500	62,500	-,578	,588	,576	,601	,287	,275	,299			
Tubidez (uT)	14,000	50,000	-1,895	,060	,054	,066	,029	,025	,033			
Condutividade Elét (uS/cm)	26,000	62,000	-,630	,575	,562	,588	,291	,279	,303			
ST (mg/L)	27,000	63,000	-,525	,645	,633	,658	,326	,314	,338			
STF (mg/L)	17,000	53,000	-1,576	,127	,118	,136	,066	,060	,072			
STV (mg/L)	30,000	66,000	-,210	,876	,868	,885	,441	,428	,454			
Transparência (m)	27,500	55,500	-,060	1,000	1,000	1,000	,523	,510	,536			
NTK (mg/L)	14,000	50,000	-1,892	,065	,058	,071	,033	,028	,037			
P_Total (mg/L)	15,000	51,000	-1,785	,087	,079	,094	,042	,037	,047			

Tabela 73 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 6 durante o período de estiagem de 1999.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	24,000	52,000	-,065	,983	,980	,986	,485	,472	,498			
PH	30,500	66,500	-,158	,908	,901	,916	,454	,441	,467			
Cor (uH)	31,500	67,500	-,054	,978	,974	,982	,494	,482	,507			
OD (mg/L)	31,000	67,000	-,105	,942	,936	,948	,474	,461	,487			
DQO (mg/L)	20,000	56,000	-1,260	,232	,221	,243	,112	,104	,120			
DBO (mg/L)	21,000	49,000	-,447	,719	,707	,730	,355	,343	,367			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	30,500	66,500	-,159	,889	,880	,897	,448	,435	,461			
Tubidez (uT)	26,000	62,000	-,634	,551	,538	,564	,281	,269	,292			
Condutividade Elét (uS/cm)	30,500	66,500	-,158	,906	,898	,913	,452	,439	,465			
ST (mg/L)	24,000	60,000	-,840	,442	,429	,455	,227	,216	,238			
STF (mg/L)	26,500	62,500	-,578	,596	,583	,608	,297	,286	,309			
STV (mg/L)	25,000	61,000	-,735	,506	,494	,519	,259	,248	,271			
Transparência (m)	29,500	65,500	-,274	,855	,846	,864	,432	,419	,445			
NTK (mg/L)	8,000	44,000	-2,522	,009	,007	,012	,004	,003	,006			
P_Total (mg/L)	20,000	56,000	-1,260	,232	,221	,243	,112	,104	,120			

Tabela 74 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 1 durante o período de estiagem de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)			Sig. Monte Carlo (unilateral)		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	18,000	39,000	,000	1,000	1,000	1,000	,559	,546	,571
PH	17,000	38,000	-,160	,940	,934	,946	,477	,464	,490
Cor (uH)	17,500	38,500	-,082	1,000	1,000	1,000	,506	,493	,519
OD (mg/L)	12,500	33,500	-,882	,417	,404	,429	,205	,195	,216
DQO (mg/L)	18,000	39,000	,000	1,000	1,000	1,000	,523	,510	,536
DBO (mg/L)	18,000	39,000	,000	1,000	1,000	1,000	,523	,510	,536
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	15,500	36,500	-,405	,730	,719	,742	,365	,352	,377
Tubidez (uT)	17,500	38,500	-,081	,982	,978	,985	,494	,481	,507
Condutividade Elét (uS/cm)	18,000	39,000	,000	1,000	1,000	1,000	,523	,510	,536
ST (mg/L)	15,500	36,500	-,401	,729	,717	,740	,359	,347	,371
STF (mg/L)	14,000	35,000	-,641	,588	,576	,601	,289	,278	,301
STV (mg/L)	14,500	35,500	-,561	,615	,602	,627	,301	,290	,313
Transparência (m)	18,000	39,000	,000	1,000	1,000	1,000	,552	,539	,565
NTK (mg/L)	12,000	27,000	-,104	1,000	1,000	1,000	,493	,480	,505
P_Total (mg/L)	13,500	34,500	-,722	,520	,507	,532	,260	,249	,271

Tabela 75 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 2 durante o período de estiagem de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)			Sig. Monte Carlo (unilateral)		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	17,500	38,500	-,081	,967	,962	,971	,483	,470	,496
PH	6,000	27,000	-1,643	,125	,117	,134	,063	,056	,069
Cor (uH)	14,500	29,500	-,096	1,000	1,000	1,000	,571	,558	,584
OD (mg/L)	4,000	25,000	-2,008	,052	,047	,058	,025	,021	,029
DQO (mg/L)	12,000	33,000	-,961	,393	,380	,405	,195	,185	,205
DBO (mg/L)	,000	15,000	-2,739	,005	,003	,006	,003	,001	,004
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	16,000	37,000	-,323	,779	,768	,789	,389	,376	,401
Tubidez (uT)	10,500	25,500	-,825	,454	,441	,467	,228	,217	,239
Condutividade Elét (uS/cm)	12,000	27,000	-,548	,665	,653	,677	,335	,323	,347
ST (mg/L)	8,000	29,000	-1,601	,133	,124	,141	,067	,060	,073
STF (mg/L)	17,000	38,000	-,160	,941	,935	,947	,476	,463	,489
STV (mg/L)	10,000	31,000	-1,281	,240	,229	,251	,119	,111	,128
Transparência (m)	4,000	25,000	-2,290	,027	,023	,032	,014	,011	,017
NTK (mg/L)	12,000	27,000	-,104	1,000	1,000	1,000	,492	,479	,505
P_Total (mg/L)	7,000	28,000	-1,761	,092	,084	,099	,045	,040	,051



Tabela 76 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 3 durante o período de estiagem de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior
				Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%				
				Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior			
Temp_Água (oC)	12,000	27,000	-,108	,985	,982	,988	,502	,489	,515	
PH	16,500	37,500	-,241	,850	,840	,859	,422	,409	,434	
Cor (uH)	18,000	39,000	,000	1,000	1,000	1,000	,617	,604	,630	
OD (mg/L)	12,000	33,000	-,961	,394	,382	,407	,200	,190	,210	
DQO (mg/L)	14,000	35,000	-,641	,592	,579	,605	,295	,283	,307	
DBO (mg/L)	14,000	35,000	-,641	,592	,579	,605	,295	,283	,307	
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	18,000	39,000	,000	1,000	1,000	1,000	,529	,516	,542	
Tubidez (uT)	15,000	36,000	-,484	,703	,691	,714	,353	,340	,365	
Condutividade Elét (uS/cm)	18,000	39,000	,000	1,000	1,000	1,000	,534	,521	,547	
ST (mg/L)	15,000	36,000	-,481	,668	,656	,680	,329	,317	,341	
STF (mg/L)	14,000	35,000	-,641	,592	,579	,605	,295	,283	,307	
STV (mg/L)	15,500	36,500	-,402	,734	,723	,745	,363	,351	,375	
Transparência (m)	14,000	35,000	-,186	,898	,890	,906	,466	,453	,479	
NTK (mg/L)	11,000	26,000	-,313	,846	,836	,855	,420	,407	,433	
P_Total (mg/L)	5,000	26,000	-2,082	,042	,036	,047	,020	,017	,024	

Tabela 77 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 4 durante o período de estiagem de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior
				Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%				
				Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior			
Temp_Água (oC)	9,000	24,000	-,258	,963	,958	,967	,512	,499	,525	
PH	13,000	34,000	-,802	,469	,456	,482	,236	,225	,247	
Cor (uH)	16,500	37,500	-,245	,886	,878	,894	,434	,421	,447	
OD (mg/L)	7,000	22,000	-1,461	,178	,169	,188	,090	,082	,097	
DQO (mg/L)	12,000	33,000	-,961	,395	,383	,408	,200	,190	,210	
DBO (mg/L)	14,500	35,500	-,091	,970	,966	,974	,494	,481	,507	
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	17,500	38,500	-,080	,951	,946	,957	,478	,465	,491	
Tubidez (uT)	14,000	35,000	-,645	,581	,568	,594	,286	,275	,298	
Condutividade Elét (uS/cm)	17,000	38,000	-,160	,935	,929	,942	,465	,452	,478	
ST (mg/L)	14,000	35,000	-,641	,589	,576	,601	,296	,284	,307	
STF (mg/L)	14,500	35,500	-,561	,628	,615	,640	,311	,299	,323	
STV (mg/L)	13,000	34,000	-,802	,452	,439	,465	,228	,217	,238	
Transparência (m)	15,000	36,000	-,631	,727	,715	,738	,365	,352	,377	
NTK (mg/L)	6,000	21,000	-1,358	,226	,216	,237	,112	,104	,120	
P_Total (mg/L)	6,000	27,000	-1,922	,064	,058	,070	,030	,025	,034	

Tabela 78 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 5 durante o período de estiagem de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	10,000	25,000	-,532	,706	,694	,717	,350	,337	,362			
PH	8,000	29,000	-1,604	,125	,116	,133	,063	,056	,069			
Cor (uH)	16,500	37,500	-,250	,925	,919	,932	,457	,444	,470			
OD (mg/L)	9,000	30,000	-1,441	,184	,174	,194	,092	,084	,099			
DQO (mg/L)	13,000	34,000	-,801	,488	,475	,501	,247	,236	,258			
DBO (mg/L)	15,000	36,000	-,480	,699	,687	,711	,353	,341	,365			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	17,500	38,500	-,080	,970	,965	,974	,477	,464	,489			
Tubidez (uT)	14,500	35,500	-,566	,606	,594	,619	,309	,297	,320			
Condutividade Elét (uS/cm)	14,000	35,000	-,641	,589	,576	,601	,291	,279	,303			
ST (mg/L)	18,000	39,000	,000	1,000	1,000	1,000	,527	,514	,540			
STF (mg/L)	12,000	33,000	-,962	,372	,360	,385	,191	,181	,201			
STV (mg/L)	15,500	36,500	-,401	,748	,737	,759	,377	,365	,390			
Transparência (m)	8,000	23,000	-,586	,768	,757	,779	,494	,481	,507			
NTK (mg/L)	12,000	27,000	-,104	1,000	1,000	1,000	,492	,480	,505			
P_Total (mg/L)	10,000	31,000	-1,281	,243	,232	,254	,121	,113	,130			

Tabela 79 - Estatística de Contraste dos valores da variáveis limnológicas entre as margens da Estação 6 durante o período de estiagem de 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	8,500	23,500	-,387	,798	,788	,808	,377	,365	,390			
PH	14,500	35,500	-,562	,619	,607	,632	,312	,300	,324			
Cor (uH)	17,000	38,000	-,163	,949	,943	,954	,475	,462	,487			
OD (mg/L)	15,000	36,000	-,484	,703	,691	,714	,357	,344	,369			
DQO (mg/L)	17,000	38,000	-,160	,939	,933	,946	,466	,453	,479			
DBO (mg/L)	16,000	37,000	-,321	,786	,775	,796	,401	,388	,413			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	12,000	33,000	-,996	,368	,355	,380	,181	,171	,191			
Tubidez (uT)	16,500	37,500	-,241	,849	,839	,858	,423	,410	,436			
Condutividade Elét (uS/cm)	14,000	35,000	-,642	,563	,550	,575	,276	,264	,287			
ST (mg/L)	15,500	36,500	-,401	,738	,727	,749	,371	,359	,384			
STF (mg/L)	18,000	39,000	,000	1,000	1,000	1,000	,527	,514	,540			
STV (mg/L)	14,000	35,000	-,641	,589	,577	,602	,291	,280	,303			
Transparência (m)	12,500	27,500	-,471	,729	,717	,740	,379	,366	,391			
NTK (mg/L)	12,000	27,000	-,104	1,000	1,000	1,000	,505	,492	,518			
P_Total (mg/L)	10,000	25,000	-,913	,434	,422	,447	,218	,207	,228			

Tabela 80 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da Estação 1 entre os períodos chuvosos de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Lmite inferior	Lmite superior		Lmite inferior	Lmite superior
Temp_Água (oC)	8,000	23,000	-1,546	,139	,130	,148	,073	,066	,080
PH	8,000	23,000	-1,546	,139	,130	,148	,073	,066	,080
Cor (uH)	11,000	26,000	-1,317	,225	,214	,236	,111	,102	,119
OD (mg/L)	18,500	54,500	-,221	,862	,853	,871	,434	,421	,447
DQO (mg/L)	16,000	52,000	-,587	,600	,587	,612	,306	,294	,318
DBO (mg/L)	15,000	51,000	-,732	,525	,512	,538	,265	,253	,276
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	18,000	54,000	-,293	,831	,821	,840	,420	,407	,433
Tubidez (uT)	13,000	49,000	-,510	,681	,669	,693	,338	,326	,351
Condutividade Elét (uS/cm)	13,000	28,000	-1,025	,358	,346	,371	,177	,167	,186
ST (mg/L)	19,500	55,500	-,073	,971	,966	,975	,479	,466	,491
STF (mg/L)	9,000	15,000	-,612	,631	,619	,644	,318	,306	,330
STV (mg/L)	9,000	15,000	-,612	,631	,619	,644	,318	,306	,330
Transparência (m)	8,000	44,000	-,816	,496	,483	,509	,246	,235	,257
NTK (mg/L)	11,000	21,000	-,947	,465	,452	,478	,230	,219	,241
P_Total (mg/L)	12,000	48,000	-,679	,564	,552	,577	,280	,268	,291

Tabela 81 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 1 entre os períodos chuvosos de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Límite inferior	Límite superior		Límite inferior	Límite superior
Temp_Água (oC)	8,000	23,000	-1,546	,133	,125	,142	,067	,061	,074
PH	10,000	25,000	-1,464	,167	,157	,177	,082	,074	,089
Cor (uH)	14,000	50,000	-,882	,429	,416	,442	,217	,207	,228
OD (mg/L)	8,000	44,000	-1,759	,088	,081	,095	,043	,037	,048
DQO (mg/L)	15,000	51,000	-,732	,524	,511	,537	,267	,255	,278
DBO (mg/L)	14,000	50,000	-,341	,772	,761	,783	,387	,375	,400
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	12,000	48,000	-,681	,549	,536	,562	,277	,266	,289
Tubidez (uT)	16,000	31,000	-,586	,623	,610	,635	,304	,292	,316
Condutividade Elét (uS/cm)	19,000	34,000	-,146	,943	,937	,949	,465	,452	,477
ST (mg/L)	9,000	15,000	-,612	,633	,620	,645	,313	,301	,325
STF (mg/L)	11,000	17,000	-,204	,918	,910	,925	,456	,443	,469
STV (mg/L)	11,000	47,000	-,204	,918	,910	,925	,461	,448	,474
Transparência (m)	9,500	19,500	-1,181	,283	,271	,294	,158	,149	,167
NTK (mg/L)	13,000	49,000	-,510	,680	,668	,692	,346	,333	,358
P_Total (mg/L)	5,000	41,000	-1,872	,068	,062	,075	,031	,026	,035

Tabela 82 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da Estação 2 entre os períodos chuvosos de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	7,500	22,500	-1,848	,068	,061	,074	,040	,035	,045			
PH	9,000	19,000	-1,191	,262	,250	,273	,130	,121	,138			
Cor (uH)	11,500	47,500	-,767	,476	,463	,489	,246	,235	,257			
OD (mg/L)	7,500	43,500	-1,446	,161	,151	,170	,081	,073	,088			
DQO (mg/L)	18,000	54,000	-,293	,831	,821	,840	,420	,407	,432			
DBO (mg/L)	12,500	48,500	-,595	,594	,581	,606	,298	,286	,309			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	3,500	39,500	-1,739	,094	,087	,102	,053	,047	,058			
Tubidez (uT)	16,000	52,000	,000	1,000	1,000	1,000	,528	,516	,541			
Condutividade Elét (uS/cm)	12,000	48,000	,000	1,000	1,000	1,000	,540	,527	,553			
ST (mg/L)	10,000	16,000	-,408	,776	,766	,787	,387	,374	,399			
STF (mg/L)	11,000	47,000	-,204	,923	,917	,930	,464	,451	,477			
STV (mg/L)	10,000	16,000	-,408	,776	,766	,787	,387	,374	,399			
Transparência (m)	15,000	30,000	-,796	,498	,485	,511	,252	,240	,263			
NTK (mg/L)	3,000	39,000	-1,837	,088	,080	,095	,044	,039	,049			
P_Total (mg/L)	7,000	43,000	-1,529	,161	,152	,171	,077	,070	,084			

Tabela 83 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 2 entre os períodos chuvosos de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	8,000	23,000	-1,771	,077	,070	,084	,040	,035	,045			
PH	11,000	26,000	-1,317	,213	,202	,223	,107	,099	,115			
Cor (uH)	12,500	48,500	-,597	,600	,587	,612	,297	,285	,309			
OD (mg/L)	7,000	43,000	-1,529	,156	,147	,166	,078	,071	,084			
DQO (mg/L)	17,000	32,000	-,439	,722	,710	,733	,367	,354	,379			
DBO (mg/L)	7,000	17,000	-1,529	,156	,147	,166	,079	,072	,086			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	17,000	53,000	-,440	,694	,682	,706	,339	,327	,351			
Tubidez (uT)	18,000	33,000	-,293	,830	,820	,839	,420	,407	,433			
Condutividade Elét (uS/cm)	15,000	51,000	-,170	,937	,931	,943	,460	,447	,473			
ST (mg/L)	10,000	46,000	-,408	,777	,766	,788	,387	,375	,400			
STF (mg/L)	10,000	16,000	-,408	,777	,766	,788	,390	,377	,402			
STV (mg/L)	7,000	43,000	-1,021	,375	,362	,387	,183	,173	,193			
Transparência (m)	13,000	49,000	-,669	,597	,585	,610	,432	,420	,445			
NTK (mg/L)	5,000	41,000	-1,432	,177	,167	,187	,094	,086	,102			
P_Total (mg/L)	7,000	17,000	-1,529	,156	,147	,166	,079	,072	,086			

Tabela 84 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da Estação 3 entre os períodos chuvosos de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)			
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	7,000	22,000	-1,919	,067	,060	,073	,036	,031	,041
PH	7,000	17,000	-1,529	,155	,146	,164	,077	,071	,084
Cor (uH)	7,000	43,000	-1,537	,135	,126	,144	,071	,065	,078
OD (mg/L)	11,000	47,000	-1,317	,225	,214	,235	,113	,105	,121
DQO (mg/L)	14,000	50,000	-,878	,436	,423	,449	,220	,209	,230
DBO (mg/L)	17,000	53,000	-,439	,728	,716	,739	,368	,355	,380
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	5,000	41,000	-1,429	,196	,186	,207	,103	,095	,111
Tubidez (uT)	15,500	25,500	-,085	,970	,966	,975	,481	,468	,494
Condutividade Elét (uS/cm)	14,000	24,000	-,340	,808	,798	,818	,404	,391	,416
ST (mg/L)	6,000	42,000	-1,225	,285	,273	,296	,149	,139	,158
STF (mg/L)	12,000	48,000	,000	1,000	1,000	1,000	,544	,531	,557
STV (mg/L)	8,000	44,000	-,818	,488	,475	,501	,245	,234	,256
Transparência (m)	7,500	13,500	-1,002	,457	,444	,470	,246	,235	,257
NTK (mg/L)	3,000	39,000	-1,837	,087	,079	,094	,043	,038	,048
P_Total (mg/L)	7,000	43,000	-1,529	,155	,146	,164	,078	,071	,085

Tabela 85 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 3 entre os períodos chuvosos de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)			
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	7,000	22,000	-1,919	,061	,055	,067	,032	,027	,036
PH	7,000	17,000	-1,529	,159	,150	,169	,081	,073	,088
Cor (uH)	8,500	44,500	-1,278	,230	,219	,241	,121	,113	,130
OD (mg/L)	13,000	49,000	-,514	,646	,634	,658	,323	,311	,335
DQO (mg/L)	17,000	53,000	-,439	,721	,710	,733	,358	,346	,371
DBO (mg/L)	9,000	45,000	-1,189	,285	,273	,297	,141	,132	,149
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	4,000	40,000	-1,637	,121	,113	,129	,067	,060	,073
Tubidez (uT)	16,000	52,000	,000	1,000	1,000	1,000	,537	,524	,550
Condutividade Elét (uS/cm)	14,000	24,000	-,340	,808	,798	,818	,403	,391	,416
ST (mg/L)	7,000	43,000	-1,021	,373	,360	,385	,187	,177	,197
STF (mg/L)	6,000	42,000	-1,225	,269	,257	,280	,133	,125	,142
STV (mg/L)	10,500	16,500	-,307	,805	,794	,815	,401	,388	,414
Transparência (m)	9,000	15,000	-,711	,525	,512	,538	,389	,376	,401
NTK (mg/L)	7,000	43,000	-1,021	,373	,360	,385	,187	,177	,197
P_Total (mg/L)	12,000	48,000	-,679	,571	,559	,584	,287	,275	,298

Tabela 86 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da Estação 4 entre os períodos chuvosos de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%		
					Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior	
Temp_Água (oC)	7,000	22,000	-1,919	,058	,052	,064	,033	,028	,037
PH	6,000	16,000	-1,698	,108	,100	,116	,054	,048	,060
Cor (uH)	10,000	46,000	-,409	,744	,733	,755	,366	,353	,378
OD (mg/L)	11,000	47,000	-1,317	,222	,211	,233	,110	,102	,118
DQO (mg/L)	19,000	34,000	-,147	,908	,901	,916	,459	,446	,472
DBO (mg/L)	19,500	55,500	-,073	,972	,967	,976	,487	,474	,500
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	4,000	40,000	-1,637	,125	,117	,134	,068	,062	,074
Tubidez (uT)	13,000	23,000	-,510	,691	,679	,703	,350	,337	,362
Condutividade Elét (uS/cm)	10,000	16,000	-,408	,778	,767	,789	,392	,380	,405
ST (mg/L)	9,000	45,000	-,612	,629	,617	,642	,314	,302	,325
STF (mg/L)	11,000	47,000	-,204	,923	,916	,930	,459	,446	,472
STV (mg/L)	11,000	17,000	-,204	,923	,916	,930	,464	,451	,477
Transparência (m)	12,500	22,500	-,310	,808	,798	,819	,428	,415	,440
NTK (mg/L)	3,000	39,000	-1,841	,082	,075	,089	,045	,040	,050
P_Total (mg/L)	14,000	50,000	-,340	,780	,769	,791	,389	,376	,402

Tabela 87 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 4 entre os períodos chuvosos de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%		
					Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior	
Temp_Água (oC)	7,000	22,000	-1,919	,063	,056	,069	,035	,030	,040
PH	8,500	23,500	-1,688	,104	,096	,112	,054	,049	,060
Cor (uH)	15,500	25,500	-,085	,980	,977	,984	,491	,478	,504
OD (mg/L)	9,000	45,000	-1,612	,119	,111	,128	,058	,052	,064
DQO (mg/L)	14,000	50,000	-,878	,429	,417	,442	,219	,209	,230
DBO (mg/L)	11,500	17,500	-,102	,965	,960	,969	,488	,475	,500
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	20,000	56,000	,000	1,000	1,000	1,000	,515	,502	,528
Tubidez (uT)	19,000	34,000	-,146	,944	,938	,949	,470	,457	,482
Condutividade Elét (uS/cm)	14,000	24,000	-,340	,803	,793	,813	,404	,391	,416
ST (mg/L)	10,000	46,000	-,408	,767	,756	,778	,379	,367	,392
STF (mg/L)	8,000	44,000	-,816	,494	,481	,507	,244	,233	,255
STV (mg/L)	5,500	11,500	-1,330	,209	,199	,220	,107	,099	,115
Transparência (m)	8,000	18,000	-1,240	,231	,220	,242	,149	,139	,158
NTK (mg/L)	5,000	41,000	-1,429	,195	,185	,205	,097	,089	,104
P_Total (mg/L)	15,000	25,000	-,170	,933	,926	,939	,469	,456	,482

Tabela 88 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da Estação 5 entre os períodos chuvosos de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%		
					Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior	
Temp_Água (oC)	10,000	25,000	-1,489	,156	,147	,165	,083	,076	,090
PH	4,000	14,000	-2,038	,048	,042	,053	,024	,020	,028
Cor (uH)	16,000	52,000	,000	1,000	1,000	1,000	,525	,512	,537
OD (mg/L)	4,000	40,000	-2,342	,021	,017	,025	,011	,009	,014
DQO (mg/L)	19,000	55,000	-,146	,940	,934	,946	,474	,461	,486
DBO (mg/L)	17,000	53,000	-,439	,712	,701	,724	,356	,344	,368
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	3,000	39,000	-1,837	,082	,075	,089	,041	,036	,046
Tubidez (uT)	16,000	52,000	,000	1,000	1,000	1,000	,531	,518	,544
Condutividade Elét (uS/cm)	13,000	23,000	-,510	,686	,674	,698	,344	,332	,356
ST (mg/L)	10,000	46,000	-,408	,769	,758	,780	,381	,368	,393
STF (mg/L)	9,000	45,000	-,612	,624	,611	,636	,308	,296	,320
STV (mg/L)	9,000	15,000	-,612	,624	,611	,636	,316	,304	,328
Transparência (m)	6,000	12,000	-,849	,504	,491	,517	,296	,284	,307
NTK (mg/L)	7,000	13,000	-1,021	,372	,359	,384	,186	,176	,196
P_Total (mg/L)	15,000	25,000	-,170	,940	,934	,946	,469	,456	,482

Tabela 89 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 5 entre os períodos chuvosos de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%		
					Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior	
Temp_Água (oC)	8,000	23,000	-1,771	,075	,069	,082	,038	,033	,043
PH	6,000	21,000	-2,049	,049	,043	,054	,024	,020	,028
Cor (uH)	19,500	55,500	-,073	,971	,967	,975	,494	,482	,507
OD (mg/L)	8,000	44,000	-1,766	,094	,086	,102	,049	,043	,054
DQO (mg/L)	15,000	51,000	-,732	,526	,513	,538	,265	,254	,276
DBO (mg/L)	15,000	51,000	-,732	,526	,513	,538	,265	,254	,276
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	20,000	56,000	,000	1,000	1,000	1,000	,527	,514	,540
Tubidez (uT)	15,000	30,000	-,406	,766	,755	,777	,388	,376	,401
Condutividade Elét (uS/cm)	19,000	34,000	-,146	,942	,936	,948	,459	,446	,472
ST (mg/L)	11,000	47,000	-,204	,919	,912	,926	,456	,443	,468
STF (mg/L)	8,000	44,000	-,816	,492	,479	,505	,246	,235	,257
STV (mg/L)	5,000	11,000	-1,432	,179	,169	,189	,083	,076	,090
Transparência (m)	6,000	12,000	-,853	,500	,487	,512	,300	,288	,311
NTK (mg/L)	6,000	42,000	-1,225	,276	,265	,288	,137	,128	,146
P_Total (mg/L)	15,000	25,000	-,170	,898	,890	,906	,456	,443	,468

Tabela 90 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da Estação 6 entre os períodos chuvosos de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	8,500	23,500	-1,697	,097	,089	,104	,049	,043	,054			
PH	5,000	15,000	-1,868	,071	,064	,077	,036	,031	,041			
Cor (uH)	12,000	48,000	-,682	,548	,535	,561	,284	,273	,296			
OD (mg/L)	5,000	41,000	-2,196	,030	,026	,035	,016	,013	,020			
DQO (mg/L)	18,000	54,000	-,293	,832	,823	,842	,418	,405	,431			
DBO (mg/L)	20,000	56,000	,000	1,000	1,000	1,000	,520	,507	,533			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	5,000	41,000	-1,429	,193	,182	,203	,100	,092	,108			
Tubidez (uT)	13,000	23,000	-,189	,926	,920	,933	,460	,447	,473			
Condutividade Elét (uS/cm)	13,000	23,000	-,510	,686	,674	,698	,338	,326	,350			
ST (mg/L)	10,000	46,000	-,408	,778	,767	,789	,394	,382	,407			
STF (mg/L)	9,000	45,000	-,612	,633	,621	,646	,323	,311	,335			
STV (mg/L)	7,000	13,000	-1,021	,373	,361	,386	,182	,172	,192			
Transparência (m)	7,000	13,000	-,566	,684	,672	,696	,347	,334	,359			
NTK (mg/L)	6,000	42,000	-1,225	,275	,264	,287	,141	,132	,150			
P_Total (mg/L)	11,000	21,000	-,849	,466	,453	,479	,229	,218	,240			

Tabela 91 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 6 entre os períodos chuvosos de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Límite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Límite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	7,500	22,500	-1,845	,072	,065	,079	,033	,028	,037			
PH	4,000	14,000	-2,038	,054	,048	,060	,025	,021	,029			
Cor (uH)	12,000	48,000	-,682	,554	,541	,567	,281	,270	,293			
OD (mg/L)	4,000	40,000	-2,355	,016	,012	,019	,007	,004	,009			
DQO (mg/L)	15,000	51,000	-,732	,528	,515	,541	,268	,257	,280			
DBO (mg/L)	14,500	50,500	-,806	,461	,449	,474	,229	,219	,240			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	5,000	41,000	-1,429	,202	,191	,212	,104	,096	,112			
Tubidez (uT)	14,000	42,000	,000	1,000	1,000	1,000	,538	,525	,551			
Condutividade Elét (uS/cm)	13,000	23,000	-,510	,693	,681	,705	,350	,337	,362			
ST (mg/L)	7,000	43,000	-1,021	,386	,374	,399	,195	,185	,205			
STF (mg/L)	10,000	46,000	-,408	,782	,771	,793	,389	,377	,402			
STV (mg/L)	10,000	46,000	-,408	,782	,771	,793	,389	,377	,402			
Transparência (m)	6,000	12,000	-,849	,508	,495	,520	,306	,294	,317			
NTK (mg/L)	9,000	45,000	-,612	,634	,622	,646	,318	,306	,329			
P_Total (mg/L)	12,000	22,000	-,681	,544	,531	,557	,271	,260	,283			



Tabela 92 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da Estação 1 entre os períodos de estiagem de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Límite inferior	Límite superior		Límite inferior	Límite superior
Temp_Água (oC)	17,500	38,500	-,848	,429	,416	,442	,212	,201	,222
PH	5,000	41,000	-2,456	,013	,010	,016	,006	,004	,008
Cor (uH)	9,000	45,000	-1,958	,055	,049	,061	,028	,024	,032
OD (mg/L)	14,500	35,500	-1,228	,246	,235	,257	,125	,116	,133
DQO (mg/L)	6,000	42,000	-2,324	,019	,015	,022	,010	,007	,012
DBO (mg/L)	15,500	36,500	-,787	,476	,463	,489	,239	,228	,250
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	19,000	40,000	-,647	,561	,548	,574	,287	,276	,299
Tubidez (uT)	23,000	44,000	-,129	,951	,946	,957	,473	,460	,486
Condutividade Elét (uS/cm)	15,000	51,000	-1,162	,279	,267	,290	,141	,132	,150
ST (mg/L)	15,500	51,500	-1,099	,305	,293	,316	,150	,141	,159
STF (mg/L)	10,500	46,500	-1,745	,087	,080	,094	,043	,038	,048
STV (mg/L)	23,000	59,000	-,129	,951	,946	,957	,478	,465	,491
Transparência (m)	11,000	32,000	-1,695	,098	,090	,105	,047	,041	,052
NTK (mg/L)	7,000	22,000	-1,903	,067	,060	,073	,033	,028	,038
P_Total (mg/L)	16,000	52,000	-1,033	,343	,330	,355	,173	,163	,183

Tabela 93 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 1 entre os períodos de estiagem de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Límite inferior	Límite superior		Límite inferior	Límite superior
Temp_Água (oC)	17,500	38,500	-,846	,440	,427	,453	,214	,203	,224
PH	10,000	46,000	-1,807	,084	,077	,091	,043	,037	,048
Cor (uH)	8,500	44,500	-2,051	,056	,050	,062	,030	,025	,034
OD (mg/L)	8,000	29,000	-2,066	,043	,038	,048	,021	,017	,024
DQO (mg/L)	8,000	44,000	-2,066	,043	,038	,048	,023	,019	,026
DBO (mg/L)	19,000	47,000	-,286	,842	,832	,851	,422	,409	,435
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	19,000	40,000	-,648	,556	,543	,568	,276	,265	,288
Tubidez (uT)	23,500	59,500	-,065	,979	,975	,982	,491	,478	,504
Condutividade Elét (uS/cm)	18,000	54,000	-,775	,490	,477	,503	,244	,233	,255
ST (mg/L)	19,000	55,000	-,645	,576	,563	,589	,286	,274	,297
STF (mg/L)	23,000	44,000	-,129	,950	,944	,955	,474	,461	,487
STV (mg/L)	23,000	59,000	-,129	,950	,944	,955	,476	,463	,489
Transparência (m)	14,000	35,000	-1,310	,210	,199	,220	,106	,098	,114
NTK (mg/L)	14,000	29,000	-,878	,426	,413	,439	,213	,203	,224
P_Total (mg/L)	17,000	53,000	-,904	,412	,399	,424	,203	,193	,213

Tabela 94 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da Estação 2 entre os períodos de estiagem de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	13,500	34,500	-1,366	,189	,178	,199	,096	,089	,104			
PH	6,000	42,000	-2,052	,041	,036	,046	,020	,016	,023			
Cor (uH)	7,000	43,000	-1,927	,054	,048	,060	,025	,021	,029			
OD (mg/L)	8,000	23,000	-1,757	,088	,081	,096	,046	,041	,052			
DQO (mg/L)	11,000	47,000	-1,678	,104	,096	,112	,052	,046	,058			
DBO (mg/L)	4,000	19,000	-2,342	,019	,016	,023	,009	,007	,012			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	16,000	37,000	-1,036	,331	,318	,343	,166	,156	,176			
Tubidez (uT)	17,500	32,500	-,367	,749	,738	,760	,380	,367	,392			
Condutividade Elét (uS/cm)	10,000	46,000	-1,464	,165	,156	,175	,080	,073	,087			
ST (mg/L)	6,000	42,000	-2,324	,019	,015	,022	,010	,008	,013			
STF (mg/L)	23,000	59,000	-,129	,949	,944	,955	,476	,463	,489			
STV (mg/L)	9,000	45,000	-1,936	,056	,050	,062	,028	,024	,033			
Transparência (m)	21,000	42,000	-,406	,737	,726	,748	,393	,380	,406			
NTK (mg/L)	20,000	35,000	,000	1,000	1,000	1,000	,519	,506	,531			
P_Total (mg/L)	23,000	44,000	-,129	,949	,944	,955	,474	,461	,486			

Tabela 95 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 2 entre os períodos de estiagem de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	13,500	34,500	-1,365	,189	,179	,199	,095	,087	,102			
PH	12,000	48,000	-1,549	,138	,129	,146	,069	,063	,076			
Cor (uH)	9,000	45,000	-1,963	,058	,052	,064	,036	,032	,041			
OD (mg/L)	4,000	25,000	-2,582	,008	,006	,010	,004	,002	,006			
DQO (mg/L)	22,000	43,000	-,258	,849	,840	,858	,422	,409	,435			
DBO (mg/L)	17,000	38,000	-,160	,940	,934	,946	,471	,458	,484			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	10,000	31,000	-1,807	,082	,075	,089	,042	,036	,047			
Tubidez (uT)	21,500	42,500	-,323	,781	,771	,792	,389	,377	,402			
Condutividade Elét (uS/cm)	21,000	57,000	-,387	,749	,738	,760	,378	,365	,390			
ST (mg/L)	24,000	45,000	,000	1,000	1,000	1,000	,523	,510	,536			
STF (mg/L)	20,000	56,000	-,516	,658	,646	,670	,331	,319	,343			
STV (mg/L)	22,500	43,500	-,194	,877	,868	,885	,442	,429	,455			
Transparência (m)	6,500	27,500	-2,279	,027	,023	,031	,012	,009	,015			
NTK (mg/L)	5,000	20,000	-2,196	,030	,025	,034	,016	,013	,019			
P_Total (mg/L)	23,000	59,000	-,129	,947	,941	,952	,477	,464	,490			

Tabela 96 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da Estação 3 entre os períodos de estiagem de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%		
					Limite inferior	Limite superior	Sig.	Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	9,000	24,000	-1,637	,118	,109	,126	,061	,055	,067
PH	5,000	41,000	-2,456	,011	,008	,013	,006	,004	,008
Cor (uH)	2,000	38,000	-2,859	,002	,001	,004	,001	,000	,002
OD (mg/L)	12,000	33,000	-1,549	,142	,133	,151	,072	,065	,078
DQO (mg/L)	12,000	48,000	-1,549	,142	,133	,151	,070	,063	,077
DBO (mg/L)	16,000	37,000	-,715	,511	,498	,524	,253	,241	,264
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	15,500	36,500	-1,100	,305	,293	,317	,155	,146	,164
Tubidez (uT)	23,500	59,500	-,065	,971	,967	,976	,480	,467	,493
Condutividade Elét (uS/cm)	14,000	50,000	-1,291	,230	,219	,241	,115	,107	,123
ST (mg/L)	24,000	45,000	,000	1,000	1,000	1,000	,520	,507	,533
STF (mg/L)	20,500	41,500	-,452	,687	,675	,699	,348	,336	,360
STV (mg/L)	21,500	57,500	-,323	,771	,760	,781	,392	,379	,405
Transparência (m)	22,500	43,500	-,197	,886	,878	,895	,444	,432	,457
NTK (mg/L)	15,000	30,000	-,732	,530	,517	,543	,268	,256	,279
P_Total (mg/L)	16,000	37,000	-1,033	,353	,340	,365	,179	,169	,189

Tabela 97 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 3 entre os períodos de estiagem de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig.	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		
					Intervalo de confiança de 99%		Intervalo de confiança de 99%		
					Limite inferior	Limite superior	Sig.	Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	8,000	23,000	-1,791	,086	,079	,093	,042	,036	,047
PH	9,000	45,000	-1,936	,058	,052	,064	,029	,025	,034
Cor (uH)	4,500	40,500	-2,557	,007	,005	,010	,004	,002	,006
OD (mg/L)	9,000	30,000	-1,936	,058	,052	,064	,029	,025	,033
DQO (mg/L)	12,000	48,000	-1,549	,143	,134	,152	,069	,062	,075
DBO (mg/L)	15,500	36,500	-,787	,468	,455	,481	,236	,225	,247
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	17,500	38,500	-,841	,431	,419	,444	,216	,206	,227
Tubidez (uT)	20,500	41,500	-,452	,691	,679	,703	,343	,330	,355
Condutividade Elét (uS/cm)	18,000	54,000	-,775	,498	,485	,511	,248	,237	,259
ST (mg/L)	17,000	53,000	-,904	,425	,412	,437	,210	,199	,220
STF (mg/L)	23,500	59,500	-,065	,976	,972	,980	,489	,476	,502
STV (mg/L)	19,500	55,500	-,582	,597	,584	,609	,302	,290	,314
Transparência (m)	11,500	26,500	-1,256	,220	,209	,230	,106	,098	,114
NTK (mg/L)	14,000	29,000	-,878	,434	,421	,446	,213	,202	,223
P_Total (mg/L)	9,000	45,000	-1,936	,058	,052	,064	,029	,025	,034

Tabela 98 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da Estação 4 entre os períodos de estiagem de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)			Sig. Monte Carlo (unilateral)		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	9,500	24,500	-1,570	,154	,145	,163	,079	,072	,085
PH	4,000	40,000	-2,582	,008	,005	,010	,004	,002	,005
Cor (uH)	9,000	45,000	-1,954	,053	,047	,058	,027	,023	,031
OD (mg/L)	18,000	39,000	-,775	,492	,479	,505	,249	,238	,260
DQO (mg/L)	15,000	51,000	-1,162	,289	,277	,300	,142	,133	,151
DBO (mg/L)	21,000	42,000	,000	1,000	1,000	1,000	,528	,515	,541
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	9,000	30,000	-1,939	,060	,054	,066	,031	,026	,035
Tubidez (uT)	17,500	38,500	-,840	,436	,423	,449	,219	,208	,229
Condutividade Elét (uS/cm)	15,000	51,000	-1,162	,289	,277	,300	,142	,133	,151
ST (mg/L)	21,500	57,500	-,323	,787	,777	,798	,399	,386	,411
STF (mg/L)	15,000	36,000	-1,162	,289	,277	,300	,147	,137	,156
STV (mg/L)	17,500	53,500	-,840	,439	,427	,452	,220	,209	,230
Transparência (m)	11,500	32,500	-1,660	,099	,091	,106	,054	,048	,059
NTK (mg/L)	8,000	44,000	-1,757	,091	,084	,098	,048	,042	,054
P_Total (mg/L)	13,000	49,000	-1,420	,184	,174	,194	,090	,083	,098

Tabela 99 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 4 entre os períodos de estiagem de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)			Sig. Monte Carlo (unilateral)		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.	Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	8,500	18,500	-1,066	,337	,324	,349	,182	,172	,192
PH	6,500	42,500	-2,264	,022	,018	,026	,011	,008	,013
Cor (uH)	6,000	42,000	-2,347	,018	,015	,022	,011	,008	,014
OD (mg/L)	9,000	24,000	-1,610	,122	,113	,130	,059	,053	,065
DQO (mg/L)	20,000	56,000	-,516	,657	,645	,669	,326	,314	,338
DBO (mg/L)	11,000	26,000	-1,056	,350	,337	,362	,172	,162	,181
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	18,000	39,000	-,776	,466	,454	,479	,228	,218	,239
Tubidez (uT)	14,500	35,500	-1,246	,226	,216	,237	,111	,103	,119
Condutividade Elét (uS/cm)	17,000	53,000	-,904	,410	,397	,423	,202	,191	,212
ST (mg/L)	15,000	51,000	-1,162	,277	,265	,288	,135	,126	,144
STF (mg/L)	22,000	43,000	-,258	,848	,839	,858	,427	,415	,440
STV (mg/L)	12,000	48,000	-1,551	,135	,127	,144	,066	,060	,073
Transparência (m)	5,000	26,000	-2,656	,006	,004	,008	,006	,004	,008
NTK (mg/L)	6,000	21,000	-2,049	,046	,041	,052	,021	,017	,024
P_Total (mg/L)	15,000	51,000	-1,162	,277	,265	,288	,135	,126	,144

Tabela 100 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da Estação 5 entre os períodos de estiagem de 19 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	16,000	31,000	-,590	,590	,577	,603	,292	,281	,304			
PH	10,500	46,500	-1,747	,091	,083	,098	,043	,038	,048			
Cor (uH)	4,500	40,500	-2,554	,007	,005	,009	,004	,003	,006			
OD (mg/L)	14,000	35,000	-1,291	,229	,218	,239	,117	,109	,125			
DQO (mg/L)	12,000	48,000	-1,549	,144	,135	,153	,069	,062	,076			
DBO (mg/L)	13,000	34,000	-1,143	,295	,283	,307	,148	,139	,157			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	16,000	37,000	-1,034	,325	,313	,337	,158	,148	,167			
Tubidez (uT)	17,500	38,500	-,845	,436	,423	,448	,222	,211	,233			
Condutividade Elét (uS/cm)	18,000	54,000	-,775	,498	,485	,511	,245	,234	,256			
ST (mg/L)	24,000	45,000	,000	1,000	1,000	1,000	,526	,514	,539			
STF (mg/L)	21,000	42,000	-,387	,760	,749	,771	,380	,368	,393			
STV (mg/L)	24,000	45,000	,000	1,000	1,000	1,000	,526	,514	,539			
Transparência (m)	11,500	26,500	-1,030	,384	,372	,397	,187	,177	,197			
NTK (mg/L)	12,000	48,000	-1,171	,285	,273	,296	,144	,135	,153			
P_Total (mg/L)	20,000	56,000	-,516	,672	,660	,684	,336	,323	,348			

Tabela 101 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 5 entre os períodos de estiagem de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	8,000	23,000	-1,794	,082	,075	,089	,050	,045	,056			
PH	10,000	46,000	-1,807	,086	,079	,093	,042	,036	,047			
Cor (uH)	6,000	42,000	-2,366	,017	,013	,020	,008	,006	,010			
OD (mg/L)	13,000	34,000	-1,420	,187	,177	,197	,096	,088	,104			
DQO (mg/L)	10,000	46,000	-1,807	,086	,079	,093	,042	,036	,047			
DBO (mg/L)	12,000	33,000	-1,286	,238	,227	,249	,118	,109	,126			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	14,500	35,500	-1,228	,242	,231	,253	,121	,113	,130			
Tubidez (uT)	16,500	37,500	-,973	,369	,356	,381	,183	,173	,193			
Condutividade Elét (uS/cm)	16,000	52,000	-1,033	,350	,338	,362	,173	,164	,183			
ST (mg/L)	16,000	52,000	-1,033	,350	,338	,362	,173	,164	,183			
STF (mg/L)	12,000	48,000	-1,553	,132	,123	,140	,066	,059	,072			
STV (mg/L)	22,000	43,000	-,258	,852	,842	,861	,428	,416	,441			
Transparência (m)	15,500	25,500	-,088	1,000	1,000	1,000	,535	,523	,548			
NTK (mg/L)	18,000	33,000	-,293	,809	,799	,819	,404	,391	,417			
P_Total (mg/L)	14,000	50,000	-1,291	,232	,221	,243	,114	,106	,122			

Tabela 102 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem direita da Estação 6 entre os períodos de estiagem de 19 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	5,500	20,500	-1,973	,055	,050	,061	,034	,030	,039			
PH	13,000	49,000	-1,423	,178	,168	,187	,089	,081	,096			
Cor (uH)	8,000	44,000	-2,113	,042	,037	,047	,021	,018	,025			
OD (mg/L)	16,000	37,000	-1,033	,350	,338	,362	,177	,167	,187			
DQO (mg/L)	8,000	44,000	-2,066	,041	,036	,046	,020	,016	,023			
DBO (mg/L)	13,000	34,000	-1,143	,303	,291	,315	,154	,145	,164			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	17,000	38,000	-,912	,419	,406	,432	,213	,202	,223			
Tubidez (uT)	9,000	30,000	-1,941	,057	,051	,063	,028	,024	,033			
Condutividade Elét (uS/cm)	18,000	54,000	-,775	,493	,480	,505	,243	,232	,254			
ST (mg/L)	10,000	46,000	-1,807	,082	,074	,089	,039	,034	,044			
STF (mg/L)	20,500	56,500	-,452	,693	,681	,704	,345	,332	,357			
STV (mg/L)	12,000	48,000	-1,549	,145	,136	,154	,072	,065	,078			
Transparência (m)	23,000	59,000	-,134	,943	,937	,949	,478	,465	,490			
NTK (mg/L)	9,000	45,000	-1,612	,129	,120	,138	,066	,059	,072			
P_Total (mg/L)	17,000	53,000	-,439	,725	,714	,737	,365	,353	,378			

Tabela 103 - Estatística de Contraste dos valores das variáveis limnológicas na margem esquerda da Estação 6 entre os períodos de estiagem de 1999 e 2000.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. Monte Carlo (bilateral)		Sig. Monte Carlo (unilateral)		Sig.	Limite inferior	Limite superior		
				Sig.	Intervalo de confiança de 99%		Sig.				Intervalo de confiança de 99%	
					Limite inferior	Limite superior					Limite inferior	Limite superior
Temp_Água (oC)	11,000	21,000	-,576	,617	,604	,629	,352	,340	,364			
PH	9,000	45,000	-1,939	,056	,050	,062	,026	,022	,030			
Cor (uH)	9,000	45,000	-1,958	,049	,044	,055	,024	,020	,028			
OD (mg/L)	12,000	33,000	-1,551	,131	,123	,140	,068	,062	,074			
DQO (mg/L)	9,000	45,000	-1,936	,061	,054	,067	,029	,025	,034			
DBO (mg/L)	16,000	37,000	-,714	,524	,511	,537	,267	,255	,278			
Alcalin_Total (mg/L.CaCO3)	11,000	32,000	-1,682	,100	,092	,108	,051	,045	,056			
Tubidez (uT)	16,500	37,500	-,970	,363	,350	,375	,185	,175	,195			
Condutividade Elét (uS/cm)	17,000	53,000	-,905	,390	,378	,403	,191	,181	,201			
ST (mg/L)	4,000	40,000	-2,582	,008	,005	,010	,004	,002	,006			
STF (mg/L)	14,000	50,000	-1,292	,211	,201	,222	,103	,096	,111			
STV (mg/L)	11,500	47,500	-1,619	,114	,106	,122	,056	,050	,062			
Transparência (m)	18,500	33,500	-,228	,891	,883	,899	,462	,449	,475			
NTK (mg/L)	18,000	54,000	-,293	,830	,821	,840	,413	,401	,426			
P_Total (mg/L)	22,000	58,000	-,258	,845	,836	,855	,424	,411	,437			

Tabela 104 - Valores de densidade total da taxocenose macrobentônica nas margens esquerda (ME) e direita (MD) das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo durante os períodos sazonais de 1999.

Período	Estação 1				Estação 2				Estação 3				Estação 4				Estação 5				Estação 6					
	Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem			
	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD		
<b>Taxon</b>	<b>ME</b>	<b>MD</b>	<b>ME</b>	<b>MD</b>	<b>ME</b>	<b>MD</b>	<b>ME</b>	<b>MD</b>	<b>ME</b>	<b>MD</b>	<b>ME</b>	<b>MD</b>	<b>ME</b>	<b>MD</b>	<b>ME</b>	<b>MD</b>	<b>ME</b>	<b>MD</b>	<b>ME</b>	<b>MD</b>	<b>ME</b>	<b>MD</b>	<b>ME</b>	<b>MD</b>		
Thiaridae	0	0	0	0	2371	0	2123	85	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Lymnaeidae	5	0	2	0	0	0	0	15	0	1	0	4	0	0	0	0	1	0	29	2	0	0	0	0	0	1
Bivalvia	0	0	44	7	0	0	0	82	0	0	2	780	0	0	2	2	6	0	73	487	0	0	0	0	0	31
<b>Decapoda</b>	1	0	1	0	0	5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	21
<b>Hydracarina</b>	3	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1	7	0	0	0	0	0	0	10	1	0	0	0	0	0	0
<b>Hirudinea</b>	0	0	0	0	8	1	127	0	0	0	0	0	1	0	16	0	31	3	228	0	0	0	0	0	0	7
<b>Nemertinea</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Turbellaria</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<b>Oligochaeta</b>	133	121	164	238	95	142	15298	365	0	263	447	1077	45	42	714	653	1116	248	2402	977	99	16	268	1058		
Caenidae	6	0	1	0	0	0	0	8	0	8	0	17	1	0	0	1	31	2	0	6	0	0	0	0	0	1
Polymitarcidae	19	3	30	4	0	6	0	19	0	5	0	5	0	0	0	0	5	4	0	1	0	0	1	0	0	0
Leptophlebiidae	38	2	10	3	0	24	0	38	0	6	0	40	1	0	0	1	14	25	0	21	0	0	0	0	0	1
Leptohyphidae	283	2	21	5	3	29	0	170	0	37	1	838	0	0	0	0	38	30	1	294	0	0	0	0	0	10
Baetidae	4	1	3	4	0	1	0	6	0	0	0	50	0	0	0	0	3	1	0	9	0	3	0	0	0	0
Ephemerelellidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	4	0	15	4	0	0	0	46	0	9	0	119	0	0	0	3	80	1	489	260	0	2	87	25		
Helicopsychidae	4	4	0	0	21	11	0	5	0	19	0	3	0	0	0	0	3	65	0	1	0	1	0	0	0	0
Leptoceridae	5	0	4	4	2	1	0	38	0	12	1	26	0	0	0	7	2	4	0	10	0	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psycomyiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odontoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coenagrionidae	33	3	28	40	1	14	0	80	0	4	9	50	2	0	4	8	62	3	37	74	0	0	16	20		
Libellulidae	2	0	0	30	0	2	0	2	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aeshnidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	0	1	6	4	0	1	0	17	0	6	0	15	0	0	0	3	11	1	0	1	0	0	1	6		
Naucoridae	3	0	2	0	0	2	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Corydalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Elmidae	10	40	65	73	1	322	0	324	0	212	4	1960	4	0	0	8	48	191	1	160	0	2	16	32		
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Ceratopogonidae	5	2	100	41	0	3	0	85	0	3	0	70	0	0	1	6	3	6	7	45	0	0	6	17		
Tipulidae	2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Empididae	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomidae	354	23	676	1125	12	110	236	2709	0	128	636	7029	5	0	1465	876	685	171	7730	5037	0	93	1466	2448		
<b>Total</b>	<b>920</b>	<b>202</b>	<b>1174</b>	<b>1582</b>	<b>2514</b>	<b>680</b>	<b>17784</b>	<b>4100</b>	<b>0</b>	<b>716</b>	<b>1102</b>	<b>12116</b>	<b>59</b>	<b>42</b>	<b>2202</b>	<b>1569</b>	<b>2144</b>	<b>781</b>	<b>11010</b>	<b>7390</b>	<b>99</b>	<b>118</b>	<b>1863</b>	<b>3678</b>		

Tabela 105 - Valores de densidade total da taxocenose macrobentônica nas margens esquerda (ME) e direita (MD) das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo durante os períodos sazonais de 2000.

Período	Estação 1				Estação 2				Estação 3				Estação 4				Estação 5				Estação 6			
	Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem	
Taxon	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD
Thiaridae	0	0	0	0	799	210	5223	521	0	0	40	134	0	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	
Lymnaeidae	10	0	16	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	86	1	0	1	0	
Bivalvia	33	1	65	1	0	2	0	11	0	4	0	110	0	0	0	2	0	5	233	0	3	0	40	
<b>Decapoda</b>	1	0	1	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	
<b>Hydracarina</b>	0	4	2	0	0	1	0	2	1	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	1	0	0	
<b>Hirudinea</b>	1	0	3	3	22	7	393	165	1	0	0	0	0	0	39	34	93	6	219	18	0	35	27	
<b>Nemertinea</b>	1	0	16	5	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	175	51	0	0	0	19	
<b>Turbellaria</b>	0	0	14	11	0	9	5	16	0	0	2	0	0	0	15	4	137	0	1728	52	0	100	40	
<b>Oligochaeta</b>	421	392	113	304	56	503	3904	400	82	675	659	745	18	97	1188	2325	3119	547	5422	1370	23	1513	1119	
Caenidae	6	1	1	2	0	7	0	9	0	45	0	52	0	0	3	0	12	2	0	1	0	30	0	
Polymitaeridae	16	3	61	11	0	2	0	7	0	22	0	5	0	0	0	2	2	1	11	0	2	0	10	
Leptophlebiidae	21	6	178	11	0	36	0	38	0	120	1	109	0	0	0	10	20	0	24	0	9	0	7	
Leptohyphidae	106	9	513	14	0	24	0	173	0	1128	7	929	1	0	1	1	79	353	7	1830	1	175	0	
Baetidae	0	0	136	0	0	0	0	61	0	81	0	76	0	0	0	1	12	0	159	0	0	0	0	
Ephemereilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Polycentropodidae	17	4	119	3	0	4	0	11	0	33	2	154	0	0	14	5	218	23	42	401	0	91	6	
Helicopsychidae	0	1	8	0	0	3	0	2	0	18	0	0	0	0	0	21	9	1	0	0	5	0	0	
Leptoceridae	0	0	38	3	0	2	0	4	0	11	0	22	0	2	0	1	8	9	3	25	1	5	0	
Hydropsychidae	0	0	82	0	0	0	1	0	0	40	0	11	0	0	0	0	5	0	29	0	2	0	0	
Hydroptilidae	0	0	5	0	0	0	0	30	0	0	0	23	0	0	0	4	1	0	5	0	0	0	0	
Psycomyiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
Odontoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Coenagrionidae	14	1	49	57	0	16	0	45	0	21	27	89	0	0	4	12	43	8	48	77	0	55	3	
Libellulidae	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	
Aeshnidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gomphidae	2	1	3	3	0	4	0	6	0	5	2	3	0	0	1	3	1	0	2	0	5	3	3	
Naucoridae	0	0	15	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	1	3	0	6	0	0	0	1	
Corydalidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
Elmidae	62	20	193	44	0	14	1	14	0	213	1	45	0	0	2	1	9	46	2	68	0	9	0	
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
Ceratopogonidae	22	8	37	49	3	6	0	5	0	40	6	13	0	1	3	4	21	61	0	38	0	17	2	
Tipulidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Chironomidae	376	54	1383	695	0	88	844	783	2	236	605	2449	3	3	923	692	1228	592	1921	7114	0	346	293	
Total	1110	505	3052	1220	880	944	10371	2311	86	2705	1352	4969	22	103	2192	3080	5024	1704	9694	11515	26	2408	1493	



Tabela 106 - Valores de densidade total da taxocenose de *Chironomidae* nas margens esquerda (ME) e direita (MD) das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo durante os períodos sazonais de 1999.

Período	Estação 1				Estação 2				Estação 3				Estação 4				Estação 5				Estação 6			
	Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem	
	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD
<i>Polypedilum (Asheum)</i>	0	0	371	651	0	0	5	1774	0	0	451	4550	0	0	1394	300	28	0	6445	3238	0	1	1135	1886
<i>Chironomus</i>	0	1	1	0	0	0	86	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	30	2	0	0	2	0
<i>Parachironomus</i>	7	0	28	13	0	0	8	44	0	0	4	202	0	0	17	7	116	1	267	385	0	6	62	38
<i>Cryptochironomus</i>	6	0	5	4	3	13	0	8	0	17	1	24	0	0	0	1	21	31	1	44	0	1	7	11
<i>Stenochironomus</i>	1	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudochironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i>	34	2	52	193	2	6	0	281	0	9	8	776	0	0	10	17	38	11	61	339	0	0	26	30
<i>Tanytarsini Gen B</i>	2	1	0	8	0	0	0	9	0	0	4	80	0	0	0	6	13	0	0	0	0	0	0	1
<i>Rheotanytarsus</i>	162	1	0	0	0	12	0	3	0	46	0	217	2	0	2	1	39	21	5	4	0	4	1	2
<i>Rheotanytarsus sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	15	1	0	0	0	0	0	12
<i>Nilothauma</i>	26	0	0	6	3	19	0	27	0	1	5	97	1	0	11	8	19	36	247	207	0	0	24	29
<i>Tribelos</i>	3	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Tribelos sp2</i>	0	2	0	13	0	0	0	1	0	0	5	0	0	0	4	0	0	0	2	0	0	0	1	0
<i>Fissimentum</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	2
<i>Polypedilum</i>	0	3	4	92	1	12	11	26	0	4	137	103	0	0	503	21	8	59	201	0	0	145	144	
<i>Apedilum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Beardius</i>	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	39	0	0	0	2	1	1	5	0	0	7	3	
<i>Paralauterborniella</i>	0	0	7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Axarus</i>	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kiefferulus</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	
<i>Zavreliella</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nimbocera paulensis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aedokritus</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Goeldichironomus</i>	0	0	0	1	0	0	124	0	0	0	0	0	0	0	7	3	2	0	33	0	0	0	0	1
<i>Dicrotendipes sp3</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	6	1	5	0	74	19	0	0	2	12
<i>Labrúdia</i>	26	0	29	24	1	17	0	113	0	5	6	84	2	0	2	5	86	14	34	73	0	69	0	14
<i>Ablabesmyia</i>	34	0	116	85	0	15	0	334	0	14	8	449	0	0	15	14	206	20	450	447	0	3	46	245
<i>Djalmabatista</i>	39	9	37	11	0	11	0	37	0	28	0	25	0	0	0	0	34	8	4	8	0	1	2	
<i>Procladius</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Larsia</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coelotanypus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clinotanypus</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nanocladius</i>	7	0	15	15	0	1	0	46	0	2	3	82	0	0	1	2	37	4	11	17	0	5	3	6
<i>Corynoneura</i>	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	98	0	0	0	1	0	4	0	0	0	0	1	1
<i>Thienemanniella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	3	0	4	0	0	
<i>Cricotopus sp 1</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	158	0	0	0	1	0	0	8	39	0	0	1	6	
Total	354	23	676	1125	12	110	236	2709	0	128	636	7029	5	0	1465	876	685	171	7730	5037	0	93	1466	2448

Tabela 107 - Valores de densidade total da taxocenose de *Chironomidae* nas margens esquerda (ME) e direita (MD) das estações de amostragem do rio Cuiabá na área de estudo durante os períodos sazonais de 2000.

Período	Estação 1				Estação 2				Estação 3				Estação 4				Estação 5				Estação 6			
	Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso		Estiagem	
Taxon	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD	ME	MD
<i>Polypedilum (Asheum)</i>	150	0	748	218	0	1	0	486	1	0	410	742	0	0	570	345	40	0	1075	4754	0	13	122	772
<i>Chironomus</i>	0	0	2	2	0	0	813	35	0	0	9	0	0	0	151	61	12	0	137	19	0	0	36	11
<i>Parachironomus</i>	12	0	55	8	0	0	5	14	0	1	30	102	1	0	68	78	453	127	355	622	0	71	12	178
<i>Cryptochironomus</i>	6	8	11	1	0	8	0	2	0	19	8	7	0	0	0	6	12	74	0	46	0	26	6	7
<i>Stenochironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pseudochironomus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	82	0	0	0	0	1	0	2	1	0	0	0	5
<i>Tanytarsus</i>	37	4	133	221	0	9	0	30	0	16	7	39	0	0	9	2	73	28	14	121	0	14	0	53
<i>Tanytarsini Gen. B</i>	0	0	0	33	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	10	0	1	0	0	2	0	3
<i>Rheotanytarsus</i>	6	8	41	2	0	1	0	7	0	32	6	815	0	0	11	15	47	88	10	114	0	11	16	52
<i>Rheotanytarsus sp2</i>	7	7	0	32	0	0	0	3	0	10	3	40	0	0	0	15	13	0	0	9	0	20	0	8
<i>Nilothauma</i>	1	2	8	6	0	1	0	3	0	2	4	9	0	0	12	4	99	13	64	243	0	23	0	39
<i>Nilothauma sp2</i>	0	0	0	52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tribelos</i>	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	1	14	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Tribelos Sp2</i>	0	0	1	6	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	54	20	0	0	0	0	0	0	14	1
<i>Fissimentum</i>	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4	2	0	0	0	1	0	2	4	3
<i>Polypedilum</i>	1	1	18	10	0	11	11	7	0	34	70	67	0	1	8	78	77	78	25	314	0	18	67	74
<i>Apedilum</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Beardius</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
<i>Lauterborniella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paralauterborniella</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Axarus</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kiefferulus</i>	2	0	4	13	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	6	5	0	0	0	0	1	2	1
<i>Zavreliella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nimrocera paulensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aedokritus</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Goeldichironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicrotendipes sp3</i>	0	1	0	0	0	1	3	0	0	0	0	2	0	0	10	2	3	0	92	29	0	1	1	11
<i>Harnischia</i>	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrudinia</i>	20	0	13	10	0	6	0	25	0	3	5	9	0	0	1	1	75	45	8	6	0	24	0	3
<i>Ablabesmyia</i>	76	11	227	48	0	23	1	152	0	52	12	285	0	0	21	42	220	56	123	740	0	62	13	278
<i>Djalmabatista</i>	55	9	34	24	0	21	0	11	1	26	0	4	2	2	0	38	3	2	6	0	37	0	5	
<i>Monopelopia</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	6	0	70	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nanocladius</i>	0	1	66	2	0	2	0	3	0	0	1	18	0	0	0	0	47	76	4	17	0	21	0	4
<i>Corynoneura</i>	0	0	4	0	0	0	0	1	0	6	2	53	0	0	0	0	1	1	0	7	0	0	0	1
<i>Thienemanniella</i>	0	0	7	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0
<i>Cricotopus sp1</i>	0	0	0	0	0	0	10	1	0	26	0	96	0	0	0	1	0	0	9	52	0	0	0	5
Total	376	54	1383	695	0	88	844	783	2	236	605	2449	3	3	923	692	1228	592	1921	7114	0	346	293	1517