



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA
GEOLOGIA AMBIENTAL, HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS**

FRANCYLENNA LIMA DO NASCIMENTO

**QUALIDADE DAS ÁGUAS DO RIO CAPIVARA GRANDE (CAMAÇARI
- BA) INFERIDA POR CONDIÇÕES HIDROLÓGICAS E
BIOINDICADORES ZOOPLANCTÔNICOS**

Salvador
2009

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

FRANCYLENNA LIMA DO NASCIMENTO

**QUALIDADE DAS ÁGUAS DO RIO CAPIVARA GRANDE (CAMAÇARI,
BA) INFERIDA POR CONDIÇÕES HIDROLÓGICAS E
BIOINDICADORES ZOOPLANCTÔNICOS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Geologia Ambiental, Hidrologia e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Geologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Dr. Lafayette Dantas da Luz.
Co-orientador: Dr. Paulo Mafalda Jr.

Salvador
2009

1. Qualidade das águas do rio Capivara Grande (Camaçari, BA) inferida por condições hidrológicas e bioindicadores zooplanctônicos

Por
Francylenna Lima do Nascimento - Bióloga
(Universidade Federal do Pará - 2003)

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Submetida em satisfação parcial dos requisitos ao grau de

MESTRE EM CIÊNCIAS - GEOLOGIA ...

à

Câmara de Ensino de Pesquisa e Pós-Graduação


da

Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Lafayette Dantas Luz - Orientador (UFBA)

Prof. Dr. Paulo Mafalda Jr - Co-Orientador (UFBA)

COMISSÃO EXAMINADORA:



(Prof. Dr. Doriedson Ferreira Gomes - UFBA)

(Prof. Dra. Joana Angélica Guimarães da Luz - UFBA)

Data da defesa: 11/11/2009

Resultado final: Aprovado ()

À Minha família os quais são:

Minha vida

Meus amores

Meus amigos

Meus cúmplices...

Meus pais Francisco e Helena Nascimento, meu irmão Gustavo, as tias e mães Edite, Ana Coeli e Nazete, exemplos de honestidade, pelo total apoio e doação pessoal, pela educação bem feita, pela paciência e principalmente pelo profundo amor demonstrado. Pessoas essenciais na minha vida.

AGRADECIMENTOS

A JESUS, por todas as oportunidades que tive na vida e pelas pessoas que encontrei no meu caminho (família, mestres e amigos).

Ao prof. Dr. Lafayette Dantas da Luz pela orientação.

Ao prof. Dr. Paulo Mafalda Jr. pela co-orientação.

Ao Fabrício Aleluia pelo empréstimo dos materiais de coleta e identificação dos espécimes.

As professoras Dra. Iara Brandão e Dra. Magda Beretta pela colaboração na compreensão da análise da água.

A família Ana Maria d'O pela hospitalidade e ajuda para que eu chegasse a este momento. Ao tio José d'O pela força que me deu em determinados momentos.

Ao Ivanderson Santos pela correção e ajustes.

Aos funcionários da secretária de Geologia Niltinho e Gil.

Ao Cândido Sales e Bruno Moreira Guimarães pela confecção do Mapa de Camaçari.

Aos colegas no auxílio nas coletas de campo Tiago Góes, Nicholas Costa, Cláudia Cruz, Ricardo e Matheus.

É preciso caminhar com muito ardor no caminho da virtude e é preciso caminhar, sobretudo com alma tranqüila e o coração contente.

Madre Franciscana do Sagrado Coração.

RESUMO

Nesta dissertação é analisada e discutida a qualidade das águas do ecossistema aquático do Rio Capivara Grande (Camaçari, Bahia), considerando análises com parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, além de bioindicadores zooplânctônicos. A coleta de dados ocorreu em campanhas realizadas entre dezembro/2006 e dezembro/2007. Dados de chuva e níveis d'água foram obtidos da base de dados do Projeto "Investigação do Sistema Hídrico do rio Capivara Grande". Dados físicos e químicos das águas foram obtidos *in loco*, com sonda mutliparâmetro, e por análise laboratorial de amostras coletadas. Neste trabalho foram consideradas espécies de zooplâncton, como indicadoras da qualidade do ecossistema aquático, pertencentes aos grupos Cladocera e Copepoda. Visando inferir a dependência dos parâmetros com as condições hidrológicas foi empregado o teste não-paramétrico de Mann-Whitney-Wilcoxon. Para a análise da qualidade das águas foram empregadas metodologias de análise diversas: IQA modificado; comparação com padrão indicado pela Resolução CONAMA 357/05 para as classes 1, 2 e 3 de águas doces; modelo de Vollenweider para condições tróficas; e avaliação da estrutura da comunidade microzooplânctônica (aplicação do teste de Mann-Whitney-Wilcoxon para abundância de Cladocera e Copepoda, reprodução da larva nauplius, espécies dominantes, além de índices de riqueza, equitatividade e diversidade). A qualidade da água pelo método do IQA-m obteve conceito "bom a médio". Os parâmetros físico-químicos analisados, na maior parte das campanhas encontraram-se dentro das faixas de valores aceitáveis para corpos d'água da classe 2 de enquadramento. O modelo de Vollenweider apontou um ambiente entre oligotrófico (considerando N) e ultra-oligotrófico (considerando P). Quanto aos bioindicadores, foram observadas 8 famílias de Cladocera e 3 de Copepoda. Dentre estas, os táxons de maior frequência foram *Macrothrix sioli* e *Diaptomus sp.* A riqueza, equitatividade e diversidade de espécies nos três locais de amostragem variaram em função dos aspectos físico-químicos da água e das condições hidrológicas. Observou-se a presença de espécies dominantes e outras raras, o que distinguiu os ambientes amostrados. Diante dos resultados obtidos, observou-se que no geral o ecossistema aquático do Rio Capivara Grande encontra-se em condições "boas" de qualidade, o que aponta para a necessidade de ações visando a sua preservação.

Palavras-chave: qualidade da água, bioindicadores, microzooplâncton, hidrologia.

ABSTRACT

This dissertation analyses and discusses the water quality of the Capivara Grande river's aquatic ecosystem (Camaçari, Bahia), based on analyses of physical, chemical and microbiological parameters, and zooplankton bioindicators as well. Field surveys were carried out from December/2006 up to December/2007. Rainfall and water stages were obtained from the database of the Project "Investigation of the hidric system of Capivara Grande river". Physical and chemical data were obtained in situ by using multiparameter probe and by sampling and laboratorial analyses. For this investigation, bioindicators of water quality were zooplankton organisms belonging to Cladocera and Copepoda groups. The Mann-Whitney-Wilcoxon (MWW) non-parametric test was conducted in order to analyze dependency between water quality parameters and hydrological conditions. In order to infer water quality diverse procedures were applied: modified IQA; comparisons to 357/05 CONAMA's Resolution standards; Vollenweider model for trophic conditions; and assessment of the zooplankton community structure (MWW test for abundance for Cladocera e Copepoda, Nauplius larvae breeding, richness, equitability and diversity). Water quality resulted as "good" to "intermediate" based on IQA-m. The physical and chemical parameters in most of the surveys were in levels that lead to Class 2, accordingly with 375/05 CONAMA's Resolution. Vollenweider model suggested a oligotrophic to ultra- oligotrophic environment (respectively referring to N and P). Zooplankton community presented 8 taxons of Cladocera and 3 of Copepoda. The most frequent species were *Macrothrix sioli* e *Diaptomus sp.* Richness, Equitability and Diversity in the 3 sampling sites changed based on physical and chemical aspects and hydrological conditions as well. Presence of dominant and rare species suggested sampling sites distinction. From all those results it was possible conclude that Capivara Grande river is predominantly in "fair" condition. Indeed this impression demands the necessity of actions for its preservation.

Key-words: water quality, bioindicators, microzooplankton, hydrology.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	4
3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	5
4 REFERENCIAL TEÓRICO	14
4.1 AMBIENTES/ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS E ÁREAS ÚMIDAS: VULNERABILIDADE A TRANSFORMAÇÕES AMBIENTAIS	14
4.2 ANÁLISE DA QUALIDADE, INTEGRIDADE E SAÚDE DOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS	17
4.3 AMOSTRAGEM LIMNOLÓGICA E INDICADORES PARA AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DAS ÁGUAS	19
4.3.1 Parâmetros físicos	21
4.3.1.1 Temperatura	21
4.3.1.2 Condutividade elétrica	22
4.3.2 Parâmetros químicos	22
4.3.2.1 Potencial hidrogeniônico – pH	22
4.3.2.2 Oxigênio dissolvido	23
4.3.2.3 Nitrogênio - Compostos nitrogenados	23
4.3.2.4 Fósforo	24
4.3.3 Parâmetro microbiológico – Bactérias coliformes	24
4.3.4 Parâmetros hidrológico-hidráulicos	25
4.3.4.1 Chuvas	26
4.3.4.2 Vazões e velocidades	27
4.3.4.3 Níveis da água	28
4.4 ZOOPLÂNCTON COMO BIOINDICADOR DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO RIO CAPIVARA GRANDE	29
5 METODOLOGIA	32
5.1 LOCAIS DE AMOSTRAGEM	32
5.2 PROGRAMA DE AMOSTRAGEM	35
5.3 DADOS COLETADOS E PROCEDIMENTOS DE CAMPO	36
5.3.1 Dados hidrometeorológicos	36
5.3.2 Dados hidrológicos – Fluxos	37
5.3.3 Dados hidrológicos – Parâmetros físicos e químicos	38
5.3.4 Indicadores biológicos - Microzooplâncton	38
5.3.5 Campanhas realizadas e dados disponíveis	39
5.4 ANÁLISES DOS DADOS	42
5.4.1 Dados hidrometeorológicos e hidrológicos	42
5.4.2 Dados hidrológicos – Qualidade da água	42
5.4.2.1 Testes não-paramétricos entre indicadores de hidrológicos de qualidade da água e as condições dos níveis da água do Rio	42
5.4.2.2 Parâmetros físicos e químicos reunidos - IQA modificado	45
5.4.2.3 Estado trófico com base no N e P – modelo de Vollenweider	47
5.4.2.4 Comparação com padrões da Resolução CONAMA 357/2005	50
5.4.3 Indicadores biológicos – Riqueza, Equitabilidade e Diversidade do	

Microzooplâncton	51
5.4.3.1 Análise da diversidade biológica	51
Índice de riqueza de Margalef	51
Eqüitabilidade (J')	51
Índice de diversidade (H')	51
6 RESULTADOS	53
6.1 DEFINIÇÃO DOS PERÍODOS PARA ANÁLISE DOS DADOS HIDROLÓGICOS E BIOLÓGICOS	53
6.2 DADOS ABIÓTICOS E MICROBIOLÓGICOS	54
6.2.1 TESTE NÃO-PARAMÉTRICO DE MANN-WHITNEY-WILCOXON “RANK SUM” PARA AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS E CONDIÇÕES DO RIO (ÁGUAS ALTAS / ÁGUAS BAIXAS)	54
6.2.1.1 Coliformes termotolerantes	55
6.2.1.2 Fósforo total	56
6.2.1.3 Nitrogênio Total	59
6.2.1.4 Temperatura da água	61
6.2.1.5 pH – potencial hidrogeniônico	62
6.2.1.6 Oxigênio Dissolvido	63
6.2.2 AVALIAÇÃO PELO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA MODIFICADO (IQA-m)	64
6.2.3 AVALIAÇÃO PELO MODELO DE VOLLENWEIDER PARA ESTADO TRÓFICO	68
6.2.4 AVALIAÇÃO PELA RESOLUÇÃO CONAMA 357 / 2005	71
6.3 DADOS BIOLÓGICOS – ZOOPLÂNCTON	74
6.3.1 Composição da comunidade zooplânctônica encontrada no rio Capivara Grande	74
6.3.2 Abundância relativa	75
6.3.3 Teste não-paramétrico de Mann-Whitney-Wilcoxon “Rank Sum” para avaliação da relação entre os bioindicadores em condições do rio (águas altas/águas baixas)	76
6.3.4 Abundância total de Cladocera	79
6.3.5 Abundância total de Copepoda	80
6.3.6 Larva “Nauplius”	81
6.3.7 AVALIAÇÃO PARA A ESPÉCIE DOMINANTE DE CLADOCERA	83
6.3.7.1 <i>Macrothrix sioli</i>	83
6.3.8 AVALIAÇÃO PARA OS GÊNEROS DOMINANTES DE COPEPODA	84
6.3.8.1 Gênero <i>Diatomus sp.</i>	84
6.3.8.2 Gênero <i>Limnocalanus sp.</i>	85
6.3.9 APLICAÇÃO DOS ÍNDICES DE DIVERSIDADE PARA CLADOCERA E COPEPODA	87
6.3.9.1 Índice de Riqueza de Margalef	
Cladocera	87
Copepoda	88
6.3.9.2 Eqüitabilidade (J')	
Cladocera	89
Copepoda	90
6.3.9.3 Diversidade máxima (Hmax)	
Cladocera	92
Copepoda	93

6.3.9.4 Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H')	
Cladocera	94
Copepoda	95
6.4 Resumo das condições abióticas e bióticas quanto aos dados de Mann-Whitney Wilcoxon	96
7 DISCUSSÃO	98
8 CONCLUSÃO	105
9 CONSIDERAÇÕES FINAIS	108
10 REFERÊNCIAS	109

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1 - Delimitação da bacia do rio Capivara Grande. Localização no município de Camaçari, estado da Bahia e pontos de amostragem	5
Figura 3.2 - Poligonal proposta para a APA do Rio Capivara por Alonso e Ogata (1999)	6
Figura 3.3 - Localização do ponto P1 e paisagem do ambiente (mostrando a condição meandrântica do rio, áreas agrícolas e a presença de loteamento)	11
Figura 3.4 - Localização do ponto P2 e paisagem do ambiente (mostrando áreas relativamente preservadas, mas com áreas cultivadas)	12
Figura 3.5 - Localização do ponto P3 e paisagem do ambiente (mostrando desmatamentos e focos de erosão e assoreamento)	13
Figura 5.1 – Localização das estações de monitoramento	34
Figura 5.2 – Detalhe dos locais das estações de monitoramento	35
Figura 5.3-(A)visualização da rede abaixo da coluna d'água; (B) rede de zooplâncton	39
Figura 6.1 - Dados de precipitação coletados na estação P1 ao longo do ano	54
Figura 6.2 – Demonstração dos períodos com níveis da água acima ou abaixo da média do período amostrado	54
Figura 6.3 - Condições dos três pontos de amostragem (P1, P2 e P3) conforme o IQA-m e critério de MMA/SEMAD	67

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 5.1 - Síntese dos dados obtidos nas campanhas nos locais de amostragem	41
Figura 5.2 – Detalhe dos locais das estações de monitoramento, na imagem A visualização do P1; na imagem B visualização do P2 e na imagem C visualização do P3	46
Tabela 5.3- Níveis de qualidade do corpo d'água pelo IQA – CETESB	47
Tabela 5.4- Níveis de qualidade do corpo d'água pelo IQA – MMA/SEMAD	47
Tabela 5.5 - Classificação do Estado Trófico para rios segundo IET _{PT} (Índice de Carlson Modificado)	48
Tabela 5.6 - Estado trófico com base em compostos do N pelo modelo de Vollenweider (ambientes lênticos)	49
Tabela 5.7 - Estado trófico com base em compostos do P pelo modelo de Vollenweider (ambientes lênticos)	49
Tabela 5.8 - Padrões Resolução CONAMA 357/2005 utilizados	50
Tabela 6.1 – Parâmetro Coliformes Termotolerantes (UFC/100ml) em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	56
Tabela 6.2 – Parâmetro Fósforo Total (mg/L) em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico (descartados períodos com Pt < LDM)	57
Tabela 6.3 – Parâmetro Fósforo Total (mg/L) em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico (incluídos períodos com Pt < LDM). Salienta-se que o LDM é 0,005 mg/L, ou seja, todas as concentrações de fósforo são inferiores	58
Tabela 6.4 – Parâmetro Nitrogênio Total (mg/L) em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	60
Tabela 6.5 – Parâmetro Temperatura (°C) em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	61
Tabela 6.6 – Parâmetro pH em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	62
Tabela 6.7 – Parâmetro OD (mg/L) em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	63
Tabela 6.8 - Valores dos parâmetros físicos e químicos ao longo dos meses amostrados	65
Tabela 6.9 - Pesos de cada parâmetro pelas curvas do IQA	66
Tabela 6.10 - Valores do IQA-m nos três pontos de amostragem (P1, P2 e P3) e	

categorias com base em CETESB (2001)	67
Tabela 6.11a – Valores dos parâmetros de fósforo (mg/L) e condição do estado trófico, conforme o IET _{PT} e o modelo de Vollenweider _{PT}	69
Tabela 6.11b – Valores dos parâmetros de nitrogênio (mg/L) e condição do estado trófico, conforme modelo de Vollenweider	70
Tabela 6.12 - Situação (Classe) conforme Resolução CONAMA 357/2005 - Classe indicada por cores	73
Tabela 6.13: Composição zooplanctônica do rio Capivara Grande, no período de dezembro de 2006 a dezembro de 2007, conforme classificados de Needham e Needham, (1978)	74
Tabela 6.14: Abundância relativa e das espécies nos pontos de estudo	75
Tabela 6.15: Resumo dos dados biológicos utilizados nas análises estatística de Mann-Whitney-Wilcoxon para a abundância relativa e das espécies nos pontos de estudo	77
Tabela 6.16 – Abundância total de Cladocera em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	80
Tabela 6.17 – Abundância total de Copepoda em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	81
Tabela 6.18 – Abundância total de larvas “Nauplius” em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	82
Tabela 6.19 – <i>Macrothrix sioli</i> em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	84
Tabela 6.20 – Gênero <i>Diaptomus sp.</i> em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	85
Tabela 6.21 – Gênero <i>Limnocalanus sp.</i> em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	86
Tabela 6.22 – Índice de Margalef para os Cladocera em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	88
Tabela 6.23 – Índice de Margalef para os Copepodas em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	89
Tabela 6.24 – Índice de equitabilidade para os Cladoceros em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	90
Tabela 6.25 – Índice de equitabilidade para os Copepodas em condições de águas	

baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	91
Tabela 6.26 – Índice de Diversidade Máxima (Hmax), para os Cladoceros em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	93
Tabela 6.27 – Índice de Diversidade Máxima (Hmax), para os Copepodos em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	94
Tabela 6.28 – Índice de Shannon-Wiener para os Cladoceros em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	95
Tabela 6.29 – Índice de Shannon-Wiener para os Copepodos em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico	96
Tabela 6.30 – Síntese dos resultados dos Testes de Hipótese para variáveis microbiológicas, abióticos e bióticos	97

1. INTRODUÇÃO

Usualmente, nas sociedades modernas, a água doce era compreendida como recurso inesgotável e tal fato, juntamente com outros aspectos sócio-culturais, resultou no estado de degradação e risco que os mananciais apresentam atualmente. Há décadas ambientalistas alertavam para os graves problemas resultantes da forma com que se vinha utilizando os recursos hídricos, o que a comunidade científica posteriormente veio apresentar preocupações e desenvolver investigações a respeito. Com isso, o quadro de descompromisso com o correto uso e cuidados com a água está sendo alterado mais recentemente, quando as pessoas vêm, lentamente, criando consciência sobre essa situação. Alertas têm sido freqüentes, agora na mídia, para o grave problema da poluição e uso de forma muitas vezes inadequada nos setores da irrigação e industrial, em nível doméstico, dentre outros, (STRASKRABA e TUNDISI, 2000; TUNDISI, 1982).

As principais fontes de água doce no planeta para consumo humano provêm dos rios, lagos e aquíferos. Do percentual de água doce no planeta que é na ordem de 2,5% em relação ao volume total, essa fração em quase sua totalidade está armazenada nas calotas polares e geleiras (REBOUÇAS, 2001; REBOUÇAS et al., 1999; SELBORNE, 2001), o que reflete o quão pequena é essa parcela disponível para uso direto.

A ocupação desordenada dos grandes centros urbanos tem levado a uma crescente produção de resíduos industriais e domésticos que são lançados nos mananciais hídricos, em geral sem nenhum tratamento prévio. Além, do problema de ordem sanitária, ocorrem distúrbios ambientais como a eutrofização e sedimentação de mananciais, o que pode levar à desoxigenação e ao assoreamento de ecossistemas aquáticos, (FELLENBERG, 1980).

No litoral Norte do estado da Bahia, onde muitas áreas úmidas formam boa parte da paisagem, está ocorrendo uma degradação progressiva dos mananciais provocada pelo processo de urbanização, conseqüência da construção de condomínios e ocupação desordenada, assim como pelo desmatamento e atividades industriais e mineradoras. O vigoroso processo de urbanização do município de Camaçari, por causa do pólo petroquímico, veio exercer grande impacto no principal rio que nasce em parte nas imediações da sua sede, o rio Capivara Grande. A região de Camaçari, desde a década de 80 observa um aumento na construção de

condomínios, implantação de indústrias e áreas de extração de arenoso (ALONSO e OGATA, 1999; MACHADO 2007). Estas atividades têm provocado erosão e conseqüente assoreamento do rio, dentre outros problemas.

Moradores locais e em relatos de Alonso e Ogata (1999), têm alertado para os problemas ambientais que estão ocorrendo ao redor da cidade de Camaçari. Em busca de melhores moradias e qualidade de vida, muitos constroem suas casas próximas aos mananciais e com isto surgem os problemas de poluição, descargas de esgoto, retiradas da água para abastecimento, retirada da vegetação e deposição de lixo. Muitas destas ações resultam em impactos que são irreversíveis para a fauna aquática. As áreas úmidas e os cursos d'água estão sendo impactadas mesmo antes de se ter um conhecimento científico sobre os mesmos.

O monitoramento dos recursos hídricos é uma das medidas necessárias para se avaliar permanentemente as condições dos mananciais e servir de base para ações preventivas e restauradoras das condições adequadas. Para isto, tradicionalmente vale-se de análises físicas e químicas de amostras da água. Mais recentemente tem sido compreendida a importância de se contar com bioindicadores a fim de inferir a qualidade das águas, quando estes refletem os efeitos de forma integrada de alguma degradação do ambiente. Este procedimento tem sido cada vez mais freqüente nos programas de monitoramento para caracterizar a qualidade dos recursos hídricos. Os bioindicadores são organismos-chave na estrutura da biota de um ecossistema aquático e com sensibilidade para refletir alterações ambientais, (TUNDISI, 1982).

Além das análises físicas e químicas, assim como do biomonitoramento, é imprescindível se avaliar em conjunto as condições hidrológicas do corpo d'água. Alterações no fluxo das águas, refletidas por medidas de velocidade e vazão, influem nas condições não apenas dos processos físico-químicos como também das condições de habitat para espécies da comunidade local. A redução ou aumento dos níveis das águas em freqüências e durações diferentes das condições naturalmente observadas pode conduzir a uma readaptação da estrutura biótica em conformidade com o grau dessa alteração, (ARAÚJO, 1998; SILVEIRA, 2004; YODER e RANKIN, 1998).

Considerando a importância dos mananciais do litoral norte da Bahia, dentre os quais o Rio Capivara Grande é bastante representativo, mas preocupando-se com as transformações antrópicas e modificações que se observa no mesmo e

na região, mesmo que em alguns casos ainda com pequena magnitude, além da carência de estudos que se verifica, resultou na motivação para esta investigação. Avaliar a qualidade da água do Rio Capivara Grande à luz de diferentes enfoques, além de desenvolver outras percepções sobre o problema da degradação visível e potencial, provendo uma idéia básica sobre a saúde daquele manancial, é o que se apresenta nesta dissertação.

2. OBJETIVOS

Esta dissertação teve como objetivo inferir a qualidade da água do rio Capivara Grande valendo-se de bioindicadores zooplanctônicos em conjunto com condições hidrológicas e variáveis físicos e químicas da água.

Como objetivos específicos são apontados:

1. Descrever as características hidrológicas do rio e descrever as variáveis físico-químicas;
2. Descrever a estrutura da comunidade zooplanctônica;
3. Relacionar as características das comunidades zooplanctônica e as variáveis físico-químicas;
4. Abordar de forma diversa a avaliação da qualidade das águas; já que diante da escassez de informações (situação comum em muitos casos) as abordagens se tornam limitadas e, assim, devem ser analisadas em conjunto.

3. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Capivara Grande está localizada no município de Camaçari, sendo integrada por ambientes de rios, lagoas, manguezais e áreas úmidas. O leito do rio se conecta com vastas áreas de planície de inundação. As, com áreas alagadiças que mostram uma significativa interação das águas superficiais e subterrâneas. A área total da bacia (Figura 3.1) é aproximadamente de 220Km² e o rio tem extensão de 26km, (ALONSO e OGATA, 1999).

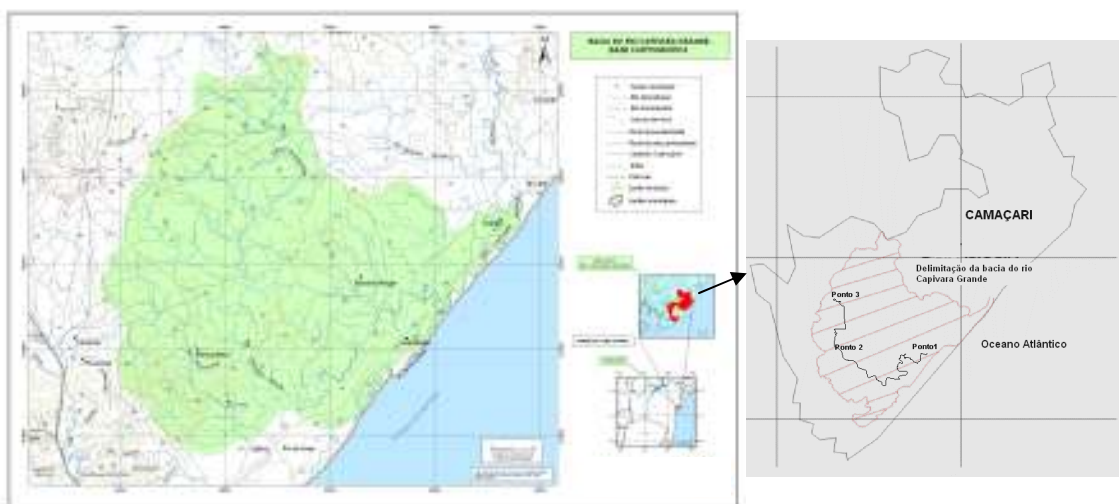


Figura 3.1 - Delimitação da bacia do rio Capivara Grande. Localização no município de Camaçari, estado da Bahia e pontos de amostragem.

O rio Capivara e seus ambientes de terra úmida, incluindo seu trecho a jusante onde há características estuarinas, integram expressivo significado ambiental e paisagístico, formando ecótonos de brejos, mangues, restinga arbórea, restinga arbustiva, coqueirais, praias, dunas, rios, riachos e lagoas. As lagoas mais expressivas são: Lagoa Grande, Santa Maria, da Lancha, do Pau Cinza e do Mingau. A vegetação característica e predominante nas zonas úmidas da área é o junco, típica desses ambientes (LUZ et al., 2008).

Uma parte da bacia está protegida por Área de Proteção Ambiental (APA) com área de 1.800 ha, tendo sido criada em 15 de julho de 1993, através do Decreto Estadual nº. 2219. A APA tem o objetivo de zonedar, ordenar a ocupação e uso do solo e proteger os ambientes mais frágeis e de valor ecológico. No entanto, apenas a faixa litorânea da bacia do rio Capivara Grande foi contemplada no referido

é de 176.541 habitantes, de acordo com o censo demográfico de 2003, (IBGE, 2007).

Conforme Luz et al. (2008) devido a essas invasões nos últimos anos vem-se observando crescentes danos ambientais na área. Desde a década de 80 se constata a disposição de esgotos domésticos, fato que vem se agravando com o passar do tempo e contribuindo para a contaminação do lençol freático. O aquífero freático começou a ser explorado também para o abastecimento de água da população local e de veranistas, através de poços rasos e tubulares, sem nenhum planejamento e monitoramento, não existindo uma avaliação das conseqüências desta prática para o meio ambiente. Captações de águas subterrâneas são realizadas regularmente pela Empresa Baiana de Águas e Saneamento - EMBASA e pela empresa Kristal-Millenium. Esta última realiza captação no Rio Capivara para uso em sua fábrica e em poços tubulares, em áreas mais à montante, com a finalidade de retornar essa água ao rio Capivara Grande em superfície. Essa prática ocorre por determinação da Superintendência dos Recursos Hídricos (atual Instituto de Gestão das Águas e Clima) como condicionante de sua outorga (Millenium, Eng. Ílvio, comunicação pessoal).

Os movimentos de terra para a implantação de loteamentos e a exploração desordenada das jazidas de areia e arenito, também contribuem para provocar alterações no meio ambiente, gerando áreas de erosão com conseqüente assoreamento de algumas localidades. Ainda, devem-se considerar os impactos negativos gerados pelas atividades industriais implantadas na área. Esses efeitos industriais, potenciais comprometedores dos ecossistemas fluviais estuarino e marinho, além dos aquíferos, foram parcialmente revertidos com a implantação de uma unidade de tratamento terciário da Empresa de Proteção Ambiental - CETREL e a construção do emissário submarino. Essas medidas, que visam a atenuar os danos causados ao meio ambiente, devem ser monitoradas, afim de que se possa avaliar o grau de recuperação do mesmo. Ainda persiste na área do pólo petroquímico situação em que pode ocorrer aporte de águas pluviais dos pátios das indústrias e de bacia de retenção ao rio Capivara Pequeno (bacia vizinha à do Capivara Grande) por ocasião de chuvas intensas (Prof. L. Luz, comunicação oral).

De acordo com a classificação de Thornthwaite o tipo de clima na região de Camaçari é tropical variando de úmido a sub-úmido, típico de litoral. Esta região apresenta índice pluviométrico anual em torno de 1.800mm (SRH, 2006).

Similarmente à descrição feita para as áreas úmidas do rio Itapicuru por Soares (2009), a planície costeira que compreende uma grande parte da bacia do rio Capivara Grande é caracterizada por vales parcialmente preenchidos por depósitos arenosos de origem marinha e continental, associados à diferentes níveis de mar alto durante o Quaternário. Destacam-se, dentre tais depósitos, os leques aluviais e os depósitos praias de idade pleistocênica associados a um nível de mar mais alto durante o Pleistoceno (120.000 anos AP), e os depósitos praias de delta de cabeceira de baía, ambos de idade holocênica. Nas zonas baixas entre estes depósitos, ocorrem as zonas úmidas que também estão presentes nos fundos de vales associados à Formação Barreiras, de idade terciária, localmente conhecidos como Tabuleiros Costeiros.

Com referência à geologia da área, esta é composta por rochas metamórficas do embasamento cristalino, rochas sedimentares da Bacia do Recôncavo e por sedimentos quaternários marinhos e continentais, (CAVALCANTI, 2006).

As rochas do embasamento cristalino representam o substrato duro sobre o qual está assentada a maior parte das demais unidades, distribuindo-se na meia encosta das vertentes dos principais vales que cortam a área, ou em afloramentos isolados em meio aos sedimentos quaternários. Sobre a unidade instalam-se os principais cursos d'água da região, constituindo-se em áreas necessárias de proteção dos recursos hídricos superficiais, (CAVALCANTI, 2006).

A Bacia Sedimentar do Recôncavo ocorre na maior parte da área estudada, sendo limitada, a oeste e a leste, por litologias do embasamento cristalino através de um sistema de falhas. A bacia sedimentar do recôncavo se estende a oeste e noroeste do Alto de Salvador, onde se acumulou uma espessa seqüência sedimentar que inclui um dos mais importantes aquíferos do estado da Bahia, o sistema aquífero recôncavo. Ela abriga também importante jazida de materiais de construção e de argilas para cerâmica. A interface lateral entre essas duas unidades é representada pela zona da Falha de Salvador, cujo rejeito estimado é superior a 4.000 metros (VIANA et al., 1971 *apud* CAVALCANTI, 2006).

Os sedimentos Quaternários constituem áreas fontes dos sedimentos, que carregados por processos de escoamento superficial difuso e/ou concentrado, alcançam os cursos d'água que drenam a região, através dos quais são transportados até os ambientes estuarinos e marinhos costeiros. O equilíbrio do

sistema está diretamente relacionado à manutenção das taxas de erosão sobre esta unidade, com a cobertura vegetal desempenhando papel vital na manutenção desse equilíbrio. Alterações nas atuais taxas de erosão, provocadas pelo desmatamento e introdução de usos que contribuam para o aumento do escoamento superficial e, conseqüentemente, das taxas de erosão, produzirão as seguintes alterações no sistema, (GHIGNONE, 1979):

2. Aumento na carga de sedimentos transportados pelos cursos d'água, alterando os índices de turbidez das águas, causando dessa forma danos aos ecossistemas aquáticos que necessitam de águas límpidas para a sobrevivência de suas biocenoses; deposição de partículas grossas na calha dos cursos d'água, assoreando e aumentando os riscos de inundação em áreas próximas quando da época das cheias.
3. Assoreamento de áreas estuarinas, diminuindo a profundidade dos canais de marés tornando-os impróprios para a navegação;
4. Aumento do aporte de sedimentos na desembocadura dos rios, provocando o desenvolvimento de esporões, que podem obstruir a desembocadura e resultar na destruição de ecossistemas que necessitam de comunicação com o mar para a sua manutenção.

Para atender aos propósitos desta dissertação foram determinados três pontos de amostragem, ou monitoramento, os quais são referidos como pontos P1, P2 e P3. O ponto P1 é o que se situa mais a jusante do rio com relação aos demais. O local situa-se às coordenadas geográficas: latitude $12^{\circ}46'56.91''S$ e longitude $38^{\circ}12'18.83''O$. Foi denominado de "Estação Meteorológica", por nele ter sido instalado esse equipamento para a obtenção de dados de chuvas, temperatura do ar, umidade relativa do ar, dentre outros, como atividade do Projeto Capivara.

O Rio Capivara Grande no ponto P1 se alarga em áreas de inundação perenes, formando porções com características de lagoas. P1 situa-se na margem externa de um antigo meandro, o qual passou por transformação, praticamente se desconectando da calha fluvial atual nos momentos de águas baixas (Figura 3.3).

Nesses alagados tem-se vegetação típica de área úmida, na qual pode se encontrar o junco, além de outras macrófitas como os "água-pés e a baronesa". Observa-se a formação de "ilhas" de macrófitas flutuantes. Algumas porções desse

ambiente apresentam profundidades significativas, resultando em espelhos d'água, livres das macrófitas fixas.

A água neste ponto apresenta tonalidade escura e odor típico de locais com alguma concentração de matéria orgânica. Apresenta-se com menos sólidos em suspensão em relação aos demais pontos de amostragem sendo ambiente com características que tendem a lânticas.

O ponto P2 esta na seção intermediária no curso d'água, localizando-se onde se situa a "Comunidade Capivara". Nesta localidade, os moradores não possuem sistema de abastecimento e por isso utilizam a água do rio para fins diversos como: água de beber, tomar banho, lavar roupa, lavar cavalos, etc. Também não possuem condições de esgotamento sanitário, porém não se observou quaisquer efluentes chegando ao rio, em função da distância das casas ao mesmo e pela utilização de fossas por alguns moradores.

O rio se mostra mais "encaixado" nesse local, isto é, as águas se concentram em seu leito fluvial. No entanto, há área de inundação significativa que pode ser inundada facilmente por ocasião das enxurradas. Nesse trecho do rio se observa mais facilmente a ocorrência de fluxo, mesmo em época de águas baixas.

O trecho considerado para amostragem não apresenta macrófitas em suas margens, em função da atividade humana ali exercida.

A água neste ponto mostra maior turbidez e menor transparência em função dos sólidos em suspensão. A distância entre o P1 e o P2 é de aproximadamente 9 km, este último situando-se às coordenadas geográficas: latitude 12°46'38.19"S e longitude 38°15'7.49"O (Figura 3.4).

O ponto P3, ambiente lótico, denominado de "Sítio Silvério", está localizado a montante dos demais, próximo a locais de extração de areia e com processos erosivos intensos. A erosão contínua provocada pela extração de areia e desmatamento resultam em assoreamentos, ocasionando em alguns trechos o estreitamento do leito do rio, assim como diminuindo também a profundidade.

Em que pese as áreas de erosão próximas e os trechos com assoreamento, outros trechos se mostram com condições bem preservadas, especialmente junto a locais com vegetação ciliar.

Observa-se um fluxo bem encaixado na calha fluvial, embora em águas altas proporcione inundação de terras úmidas marginais.

A distância da estação P2 à estação P3 é de aproximadamente 4,6 km. Suas coordenadas geográficas são: latitude $12^{\circ}45'17.15''\text{S}$ e longitude $38^{\circ}15'11.95''\text{O}$ (Figura 3.5).



Figura 3.3 - Localização do ponto P1 e paisagem do ambiente (mostrando a condição meandrântica do rio, áreas agrícolas e a presença de loteamento).



Figura 3.4 - Localização do ponto P2 e paisagem do ambiente (mostrando áreas relativamente preservadas, mas com áreas cultivadas).



Figura 3.5 - Localização do ponto P3 e paisagem do ambiente (mostrando desmatamentos e focos de erosão e assoreamento).

4. REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 AMBIENTES AQUÁTICOS E ÁREAS ÚMIDAS: VULNERABILIDADE A TRANSFORMAÇÕES AMBIENTAIS

O significado de áreas úmidas ou terras úmidas (*wetlands*) inclui ecossistemas temporariamente alagados e até áreas que estão sempre submersas por lâminas d'água. São conhecidas popularmente no Brasil como alagados, pântanos, charcos, turfas, banhados, brejos, igapós, pantanais, restingas e várzeas com a superfície coberta por água doce, salobra ou mesmo salgada, permanente ou temporariamente. A grande característica deste tipo de ambiente é que se situa entre o aquático e o terrestre. Estes ambientes ocupam cerca de 6% da superfície terrestre, e podem ser encontradas em todos os continentes, em regiões úmidas, áridas e semi-áridas, em latitudes temperadas e tropicais.

As áreas úmidas são ecótonos, ou seja, zonas de transição entre as águas superficiais e subterrâneas. O nicho desse ambiente permite à área úmida a função de exportar matéria orgânica e inorgânica. Este sistema faz com que a área úmida tenha alta diversidade do qual empresta espécies de ambos, sistemas aquáticos e terrestres. O tipo de solo característico desse ambiente são anóxicos, em que plantas e animais tentam se adaptar (MITSCH e GOSSELINK, 1986).

Alguns autores como Tundisi & Tundisi (2008); Carlisle (1998) e Cowardin et al. (1979) enfatizam que a definição e a classificação de áreas úmidas são imprecisas e difíceis.

Para Tundisi & Tundisi (2008. p. 418) as áreas úmidas são definidas como: *“Um ambiente que está permanentemente sob inundação em áreas rasas ou sofre inundações (periódicas ou não), com flutuação de nível.”*

Os aspectos hidrológicos determinam o período de cheia e de seca em uma bacia. As variações do nível da água ocasionam modificações nas condições físico-químicas, pH, disponibilidade de nutrientes e oxigênio dissolvido da água. Portanto, estas condições podem alterar a estrutura da diversidade das espécies (MITSCH e GOSSELINK, 1986).

A presença do fluxo da água (magnitude, duração e frequência das inundações e estiagens) determina como os solos se desenvolvem e que funções passam a desempenhar para as comunidades da fauna e da flora, podendo suportar

espécies aquáticas e terrestres, além de espécies tipicamente transicionais. A presença prolongada de água cria condições que favorecem o crescimento especialmente de plantas aquáticas (macrofitas). Os ambientes alagados variam de região para região por causa do tipo de solo, topografia, clima, hidrologia, química da água, vegetação, ação antrópica e entre outros fatores (CARLISLE, 1998).

Algo típico desse tipo de ambiente são os períodos de seca e inundação, em que no período de inundação é caracterizado pela intensidade das chuvas, elevando o nível da água e transportando material particulado de um lugar ao outro, assim cobrindo as planícies de inundação. Conforme Kadlec e Knight (1995) e Keddy (2000), durante a cheia o processo de inundação estabelece importância para o equilíbrio do ecossistema, ou seja, formando lagos nas depressões anteriormente existentes e igualando as concentrações orgânicas.

Nos momentos de estiagem, áreas são expostas à atmosfera, possibilitando aeração, aquecimento e outros fatores que viabilizam, por exemplo, o crescimento de espécies que são controladas (inibidas) pela presença de lâminas de água. Recrutamento de sementes, propágulos, ovos e embriões ocorrem durante este período para as espécies que se beneficiam dessas condições (MITSCH e GOSSELINK, 1986).

As áreas úmidas apresentam características físicas e químicas que determinam funções essenciais ao equilíbrio e à sustentabilidade dos ecossistemas, sendo em geral bastante vulneráveis a alterações ambientais no meio abiótico e biótico. Alterações antrópicas que podem ser consideradas drásticas, como o uso de pesticidas na agricultura, lançamento de efluentes industriais e domésticos, dentre outros, alteram a integridade de um ecossistema aquático (DANIELSON, 2002), sendo as áreas úmidas locais de potencial vulnerabilidade e rápida transformação diante dessas condições.

Pelas condições variadas e dinâmicas, mencionadas acima, áreas úmidas são consideradas como ecossistemas altamente produtivos biologicamente, com alta diversidade de organismos, com relação a outros tipos de ecossistemas. Também pode ser encontrada uma expressiva diversidade faunística de mamíferos, pássaros, répteis, anfíbios, peixes e flora (DANIELSON, 2002), que dependem direta ou indiretamente das mesmas.

A Convenção de Áreas Úmidas, assinada em Ramsar, no Irã, em 1971, é um tratado intergovernamental que estabelece as bases para ações no âmbito dos

países signatários e de acordos de cooperação internacionais, visando à conservação e ao uso racional das áreas úmidas e de seus recursos naturais. Por meio da Convenção Ramsar, no Brasil foram estabelecidos até o momento nove sítios de preservação de zonas úmidas e que totalizam uma área de 6.441.086 hectares. Estes ambientes foram escolhidos por melhor representar aspectos da ecologia, geologia, hidrologia, botânica e zoologia, com grande biodiversidade e por ter produtividade econômica como: exploração de madeira, pesca, caça, uso da água e dentre outros. São ambientes cobiçados e de muito valor econômico e que, por isto, estão sendo explorados muitas vezes de forma intensiva (WWF, 2008).

Na Convenção de Ramsar ficou estabelecido que ilhas, estuários, regiões ribeirinhas, regiões costeiras e áreas marinhas em que a profundidade atinja até seis metros em maré baixa serão considerados como áreas úmidas. Esses ambientes são em geral caracterizados pela ampla heterogeneidade e de grande diversidade biológica, com lagoas, brejos e charcos associados a dunas, restingas, manguezais ou praias. São propícios para a reprodução da fauna, associados à vegetação a qual abriga seus organismos, podendo apresentar endemismo para determinadas espécies da fauna e da flora (RAMSAR, 2007).

A principal zona de área úmida no Brasil é o Pantanal (MT), mas também foram reconhecidos, pela Convenção de Ramsar, outros ambientes pelo tipo de biodiversidade (características peculiares de áreas úmidas) e quanto à importância econômica para as populações, são elas: Reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá (AM), Parque Nacional do Araguaia (TO), Área de Proteção Ambiental das Reentrâncias e dos Lençóis Maranhenses (MA), Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense (MA), Parque Estadual Marinho do Parcel de Manoel Luiz (MA), Parque Nacional da Lagoa do Peixe (RS), Parque Nacional do Pantanal Matogrossense (MT) e, mais recentemente, a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Rio Negro (MS) (RAMSAR, 2007).

O reconhecimento do valor dos serviços ambientais proporcionados pelas áreas úmidas têm sido crescentemente reconhecido. Dentre os serviços ambientais que podem ser enumerados tem-se: abastecimento de água, fornecimento de alimentos, fornecimentos de matéria-prima para a confecção de bens econômicos, conforto ambiental, estética e lazer, advindo de Perry e Vanderklein (1996): (1) diversidade biológica que proporcionam, (2) reconhecimento do papel transformador e purificador da poluição, (3) preocupação com a vida selvagem e outros usos não-

mensuráveis dos recursos naturais, (4) reconhecimento do papel de filtro, ou atenuador (“buffer”), entre outras formas do ambiente, por exemplo atenuando erosão e cheias, retendo sedimentos e impurezas, dentre outras.

A bacia do rio Capivara Grande, área de estudo deste trabalho, está localizada em ambiente em que se destacam as suas áreas úmidas.

Este ambiente apresenta planícies de inundação, embrejamentos e porções alagunadas, as quais abrigam e dão suporte permanente e temporário a muitas espécies da fauna, como pode ser observado nas campanhas realizadas. Verifica-se que as áreas úmidas do Rio Capivara Grande se mantêm alagadas em grande parte do ano muito em função de, dependendo do local, características fluviais de baixo gradiente ou depressionais. Estas, especialmente, são normalmente alimentadas por águas subterrâneas do aquífero raso (exudação). Essas áreas contribuem para as condições dos canais fluviais e empoçamentos de maior profundidade, os quais mostram boa aparência e sugerem boas condições para a vida aquática. Ao mesmo tempo, em função dos fluxos moderados na maior parte do tempo, podem se mostrar bastante vulneráveis a elementos poluidores.

4.2 ANÁLISE DA QUALIDADE, INTEGRIDADE E SAÚDE DOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Embora o objetivo deste trabalho esteja centrado na avaliação da qualidade das águas do Rio Capivara Grande, esta análise, em parte, pode indicar condições de qualidade do ecossistema. Essa “qualidade” do ecossistema é algumas vezes referida como “integridade” ou “saúde” do mesmo. Estes conceitos, no entanto, não são consensuais quanto ao seu significado e quanto ao que realmente traduzem.

Moulton (1998) expõe a controvérsia existente e faz esta discussão em termos ecológicos e evolutivos. Embora assuma ser desejável o uso do conceito “saúde do ecossistema”, corre-se o risco de materializar algo que não é mais que um conceito, e ainda pior, enganar o público e legisladores de “saúde” ser algo quantificável e com significado biológico objetivo. Quanto ao termo “integridade”, sustenta, parece estar menos sujeito a falsas analogias, mas ainda é difícil de ser quantificado e de se tornar operacional.

Conforme o autor acima, concordam em separar os conceitos “saúde” e

“integridade”. Saúde refere-se ao “desejado estado de sistemas modificados pelo homem” e integridade refere-se ao “grau em que um ecossistema ou comunidade varia do original, em condições não impactadas” (KARR, 1991; STEEDMAN, 1994; SCRIMGEOUR e WICKLUM, 1996).

Seja por uma caracterização ou outra, a qualidade da água é um aspecto fundamental para quaisquer usos, embora cada uso possa requerer diferentes condições de qualidade. Caracterizar sua qualidade deve passar pela utilização de critérios diversos, integradamente.

A importância da utilização de critérios integrados não é constatação recente. Desde a década de 1970, pesquisadores e gestores de recursos hídricos da Europa e América do Norte argumentam que as metodologias tradicionais de classificação de águas, baseadas em características físicas, químicas e bacteriológicas, não são suficientes para atender aos usos múltiplos da água (ARMITAGE, 1995; CAIRNS Jr. & PRATT, 1993; PRATT & COLER, 1976 *apud* BUSS et al. 2003).

Estes autores observam que estas análises são particularmente deficientes na avaliação da qualidade estética, de recreação e ecológica do ambiente, o que pode ser atingido com uma análise integrada da qualidade da água. Essa integração passa por considerar não apenas as metodologias tradicionais de avaliação, mas os aspectos biológicos do sistema (METCALFE, 1989; ROSENBERG & RESH, 1993).

Vários autores citados acima têm sustentado que, para avaliar a qualidade das águas, o uso dos bioindicadores é mais eficiente do que as medidas instantâneas de parâmetros físicos e químicos (p. ex. temperatura, pH, oxigênio dissolvido, teores totais e dissolvidos de nutrientes, etc.) que são normalmente medidos no campo. Bioindicadores são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem (CALLISTO & GONÇALVES, 2002).

A abordagem variada, utilizando métodos diversos e analisando seus resultados de forma integrada deve ser vantajosa, já que expressam diferentes aspectos ambientais, além de servirem para uma avaliação “ampla” da qualidade da água do ecossistema, sem a determinação de uso ou usos específicos para essa caracterização.

4.3 AMOSTRAGEM LIMNOLÓGICA E INDICADORES PARA AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DAS ÁGUAS

A água é um bem essencial para a sobrevivência de muitos seres vivos. Um ecossistema equilibrado precisa ter todas as funções físicas, químicas e biológicas em equilíbrio para a manutenção de uma comunidade aquática. Se um destes componentes é degradado, a saúde do rio é afetada, pois em muitos casos reflete na vida aquática (ARIAS et al., 2002; SILVEIRA, 2004; USEPA, 2002).

Os parâmetros físicos e químicos refletem condições da água como fator de qualidade da mesma, não sendo, porém, os únicos a expressar essa condição. Por outro lado, “qualidade” depende da necessidade para um processo em questão ou para um uso determinado. Por exemplo, quanto a processos, em algum momento a turbidez de uma água pode não favorecer algum processo biológico, mas, no entanto, tal turbidez sendo decorrente do transporte de sedimentos e particulados por ocasião de um aumento de vazão pode estar contribuindo positivamente para um processo geomorfológico. Quanto a usos humanos, uma água com certo teor de sais pode estar em condição não propícia para o abastecimento e dessedentação, sendo, porém, utilizável, por exemplo, para a irrigação de cultivos agrícolas.

De acordo com a classificação da CETESB (2007), os padrões de qualidade da água dependem e podem ser verificados a partir de parâmetros: físicos (temperatura e condutividade elétrica); químicos (pH, oxigênio dissolvido, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e fosfato); e microbiológico (coliformes termotolerantes). Esses parâmetros e a classificação da CETESB referem-se ao Índice de Qualidade da Água, IQA, mais voltado a caracterizar as condições das águas brutas com vistas ao abastecimento humano, considerando a necessidade de tratamento das mesmas. O IQA busca refletir, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos.

A partir de 2002, a CETESB vem utilizando índices específicos para os principais usos dos recursos hídricos: 1) águas destinadas para fins de abastecimento público - IAP; 2) águas destinadas para a proteção da vida aquática – IVA; e 3) águas destinadas para o banho - Classificação da Praia. O IAP é considerado um indicador mais avançado e fidedigno da qualidade da água, com relação ao IQA. O mesmo é o produto da ponderação dos resultados do IQA do ISTO (Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas). Este último é composto por

grupo de substâncias que afetam a qualidade organoléptica da água (Ferro, Manganês, Alumínio, Cobre e Zinco), bem como por substâncias tóxicas (trihalometanos, Cádmio, Chumbo, Cromo total, Mercúrio, Níquel) e cianobactérias. O IVA é apresentado como um indicador mais adequado da qualidade da água tendo em vista a proteção da vida aquática, por incorporar parâmetros mais representativos para essa finalidade, especialmente quanto a toxicidade e eutrofização.

Os fatores abióticos condicionam aspectos biológicos e ecológicos, sendo primordiais para o equilíbrio da vida aquática, tanto para a flora quanto para a fauna. Cada aspecto físico ou químico alterado na água reflete a saúde de um ecossistema aquático no aspecto da cor, visibilidade, odor, presença de espuma, dentre outros (ODUM, 1998).

Os parâmetros oxigênio, temperatura, condutividade elétrica, pH, derivados do nitrogênio, fosfato e coliformes termotolerantes - estão relacionados com qualidade da água, atendendo ou não as necessidades e tolerâncias fisiológicas dos organismos (FERREIRA e CASATTI, 2006; PADUA, 1997).

Danielson (2002) enfatiza que não se deve diagnosticar um ambiente somente com estes parâmetros (físicos ou químicos), sendo que para uma avaliação mais apurada devem ser envolvidos estudos com bioindicadores. Estes expressam a síntese das condições ambientais (abióticas) e, conforme suas condições biológicas podem indicar as condições do ambiente. Tais condições biológicas podem ser evidenciadas em vários níveis: genético, molecular, individual (organismo) de espécies da biota, populações ou comunidades.

Os bioindicadores podem responder de forma negativa ou positiva a alterações orgânicas e inorgânicas na água, (PADUA, 1997). Por exemplo, uma população ou comunidade pode desaparecer do ambiente por não tolerar a modificação no seu habitat, podendo ser o resultado do declínio da abundância dos seus organismos. Os organismos que conseguirem sobreviver sob certas condições terão que se adaptar ao novo habitat imposto, como estratégia de sobrevivência (ANGERMEIER e DAVIDEANU, 2004; ARAÚJO, 1998; PATRICK, 1990; MOSS, 1998; YODER e RANKIN, 1998; SCHÄFER, 1984; SILVEIRA, 2004; YONEDA, 1999).

Em seção adiante desta dissertação, é abordada a utilização feita de bioindicadores para os propósitos desta pesquisa.

A seguir são explanados os principais aspectos dos parâmetros físicos, químicos e microbiológico de interesse na caracterização da qualidade da água e obtidos nesta pesquisa.

4.3.1 Parâmetros físicos

4.3.1.1 Temperatura

Em rios, a temperatura pode variar de um trecho a outro, além de ser influenciada pela altitude, latitude, estação do ano, taxa de fluxo, profundidade e período do dia (MENEZES, 2005).

A temperatura é diretamente proporcional à velocidade das reações químicas, à solubilidade das substâncias e ao metabolismo dos organismos presentes no ambiente aquático. A variação da temperatura está diretamente relacionada com a concentração de oxigênio. Temperaturas elevadas normalmente conduzem a menores concentrações de oxigênio dissolvido na água e vice-versa (ESTEVES, 1998).

Temperatura atua sobre a densidade e viscosidade da água. Esta última sendo reduzida à medida que a temperatura aumenta. Isso tem importância ecológica, quando a redução da viscosidade conduz à redução da tensão superficial da água, caso que reduz a capacidade de flotação de organismos planctônicos.

A extração excessiva de águas de um corpo d'água, pode ocasionar uma redução do volume presente e, assim, das profundidades da coluna d'água, podendo ocasionar um aquecimento acima do normal das suas águas afetando a sua qualidade para a vida aquática e quem sabe potencializando processos físico-químicos que, então, poderiam alterar algum outro aspecto caracterizador da qualidade daquele ambiente. Efluentes de indústrias, ou mesmo a transposição de águas de outros mananciais, ao serem misturados com as águas do rio e, se em condições diferentes de temperatura, poderão ocasionar alterações (aquecimento ou resfriamento) locais ou em trechos mais longos do rio a depender das condições de dispersão ali presentes.

4.3.1.2 Condutividade elétrica

Os valores de condutividade elétrica na água dependem da concentração de íons dissolvidos. A água transmite corrente elétrica em função da presença de ânions e cátions, quanto maior for a concentração de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica.

A condutividade é afetada pela temperatura e pH. A atividade iônica é aumentada em 2% a cada °C (ESTEVES, 1998).

Os íons dissolvidos identificados pela condutividade elétrica podem sugerir medida indireta da concentração de poluentes (DEBERDT, 2007). A ocorrência de processos de produção primária pode proporcionar redução da CE e decomposição pode constituir para o aumento da CE. A CE também auxilia na detecção de diferenças geoquímicas entre águas de diferentes mananciais.

4.3.2 Parâmetros químicos

4.3.2.1 Potencial hidrogeniônico - pH

O potencial hidrogeniônico consiste na concentração de íons H^+ na água e representa a intensidade das condições ácidas ou alcalinas do ambiente aquático (BRANCO, 1986).

O pH é determinado em escala logarítmica, na forma abaixo, no intervalo de 0 a 14, sendo que de 0 a 7 indica acidez, igual a 7 é neutro, e de 7 a 14 indica basicidade.

$$pH = -\log_{10} [H^+]$$

A concentração do pH fora do padrão mais desejável, de 6 a 9, resolução CONAMA 357/2005 diminui a solubilidade dos nutrientes. As águas ácidas são corrosivas e águas alcalinas são incrustantes, ou seja, a condição da concentração que possa estar elevada ou baixa prejudica a vida dos organismos aquáticos (BRANCO, 1986), assim como pode limitar outros usos.

4.3.2.2 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido é um dos elementos essenciais no entendimento do funcionamento do ambiente aquático porque reflete condições bioquímicas e biológicas da água (ESTEVES, 1998). Como exemplo, Margalef (1977) apresenta que entre Copépodos a taxa de respiração é praticamente duplicada quando a temperatura da água eleva-se de 10°C para 20°C.

A solubilidade de oxigênio dissolvido na água varia em função da temperatura e pressão atmosférica. A concentração de oxigênio dissolvido na água é proveniente principalmente de duas fontes: atmosfera e fotossíntese das algas. Para Libânio (2005) a redução de oxigênio na água pode se dá por dois motivos: pela respiração intensa dos organismos no ambiente aquático ou por perdas para a atmosfera, decorrentes da mineralização da matéria orgânica e da oxidação de íons metálicos (e.g., ferro e manganês).

Águas bem aeradas são mais propícias para o suporte à vida aquática. O oposto limita e, mesmo, compromete a sobrevivência de espécies aquáticas. Peixes são os organismos que mais facilmente mostram-se sensíveis as condições de O₂ condições inadequadas, ou pela observação de seu comportamento (quando vêm à tona frequentemente para respirar), ou mesmo pela sua mortandade.

A difusão do Oxigênio na água longitudinalmente em rios e lagos se dá predominantemente por transporte de massa e difusão turbulenta. Verticalmente, pode ocorrer significativa diferença nas concentrações de O₂ (estratificação), no caso de ambientes lênticos principalmente, quando as profundidades são grandes e ocorre baixa turbulência. No entanto pode ocorrer em canais fluviais em ocasiões de pouco fluxo, em trechos que preservem profundidades significativas, normalmente constituindo “poções” na calha fluvial.

4.3.2.3 Compostos nitrogenados

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Quando presente em baixas concentrações pode atuar como fator limitante na produção primária destes ecossistemas aquáticos. O nitrogênio amoniacal é a forma reduzida e o nitrito e nitrato são as formas oxidadas na água (ESTEVES, 1998).

Nitrogênio é um macronutriente fundamental na análise das condições dos corpos d'água e seu estado de conservação ou degradação. O tempo de poluição no ambiente pode estar associado a uma das formas acima sendo oxidada ou reduzida. Ao coletar uma amostra de água num ambiente que apresente poluição e for verificada a forma reduzida significa que o foco de poluição (esgoto doméstico e/ou industrial) está próximo do ambiente. Mas, se for detectado as formas reduzidas (nitrito NO_2^- - forma intermediária e instável da oxidação do amônio) ou (nitrato NO_3^- - forma oxidada presente em condições anaeróbias e indicador de poluição por esgoto doméstico) significa que a descarga de esgoto se encontra distante (BRANCO, 1986).

4.3.2.4 Fósforo

O fósforo é considerado como um dos fatores limitantes ao crescimento de plantas e algas. O composto tem origem da dissolução de composto do solo e decomposição da matéria orgânica e também está relacionado com despejos domésticos, industriais e fertilizantes empregados na agricultura (Bento et al, 2007; DEBERT, 2007; VASCONCELOS, 2004).

Em um ambiente de rio ou lago, principalmente se houver baixo fluxo e turbulência da água, com concentrações de fósforo e nitrogênio alterados poderá ocorrer a eutrofização, a qual leva, à floração excessiva de algas (ESTEVES, 1998; VIESSMAN e HAMMER, 1998).

O fósforo é macronutriente fundamental na avaliação das condições de um corpo d'água e seu estado de conservação.

4.3.3 Parâmetro microbiológico – Bactérias coliformes

As bactérias do grupo coliforme habitam o intestino de animais de sangue quente e são utilizadas como indicadores de contaminação em águas. São bactérias que auxiliam na digestão de muitos animais. Elas são provenientes das fezes ou do esgoto e a alta concentração dessas na água significa que o rio recebeu esgoto ou material fecal, podendo trazer doenças patogênicas de veiculação hídrica (BRANCO, 1986; LIBÂNIO, 2005;).

A sua detecção visa indicar a potencial presença de outros organismos que

são patogênicos e restringem o uso humano. A ocorrência de coliformes em concentrações elevadas indica contaminação das águas, normalmente sendo decorrente de esgotos sanitários (VIEIRA E FAÇANHA, 1994).

4.3.4 Parâmetros hidrológico-hidráulicos

Os parâmetros físicos, químicos e biológicos, que traduzem o estado das águas, no momento da amostragem, expressam a condição de outros fatores intervenientes, atuais ou pregressos, os quais os levaram a estar em tal ou qual situação. Um dos fatores que em maior ou menor grau influem para o estado das águas, então traduzido pelos parâmetros, é a condição hidrológica. A depender dos aspectos físicos, químicos ou biológicos, estes podem ser influenciados pelas condições hidrológicas de forma mais imediata ou após algum tempo. A temperatura da água, por exemplo, é afetada de forma relativamente rápida pelas condições de profundidade do corpo d'água e, ainda mais, para pequenas profundidades. A resposta a uma variação do nível da água sobre, por exemplo, o oxigênio dissolvido somente ocorrerá após um período de tempo mais longo.

Essas particularidades caracterizam os “processos” presentes no ambiente em questão, que conduzem os indicadores da qualidade da água a seus estados mensuráveis. Assim, as condições hidrológicas de fluxo (vazão e velocidade) e níveis da água, dentre outros como a turbulência, influem em maior ou menor grau sobre os processos e sobre os parâmetros indicadores da qualidade da água.

Em uma planície de inundação os ambientes são influenciados pelo fluxo de corrente e o nível da água, o qual pode oscilar de acordo com a sazonalidade, e as magnitudes das descargas e pluviosidade. Estes aspectos influenciam na comunidade biótica e nos parâmetros abióticos. A quantidade de chuva em uma região influencia na diluição das concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos, assim como na distribuição temporal e espacial das comunidades no meio aquático. No período úmido, com maior intensidade de chuva, as concentrações tendem a ser mais diluídas em relação ao período seco, com precipitação menor (CHRISTOFOLETTI, 1974, 1981; NEIFF, 1990).

O fluxo de corrente transporta sedimentos, plantas e organismos, que estejam na margem ou no leito do rio. De acordo com Gavilán-Díaz (2000), durante as chuvas muitas espécies e nutrientes são transportados no escoamento superficial

de um ambiente para o outro, o que pode explicar o aparecimento de determinadas espécies em todos os locais de estudo.

São destacadas aqui as variáveis hidrológicas: chuva, vazão, velocidade e nível das águas (níveis fluviométricos ou linimétricos).

4.3.4.1 Chuvas

As precipitações, em nosso meio normalmente na forma de chuva, são a principal entrada (*input*) de água às bacias hidrográficas. A partir dessa entrada ocorrem os diversos processos hidrológicos, dentre os quais o escoamento superficial em canais fluviais e, com isso, levando a variação dos níveis da água do corpo d'água.

A sazonalidade climática estabelece condições diferenciadas (estações) ao longo do ano, normalmente bem caracterizáveis. Tal sazonalidade é, em geral, perceptível com referência às condições de qualidade das águas. Dessa forma é possível se identificar uma correlação significativa entre valores de parâmetros indicadores da qualidade das águas e dados de chuva ou, mais comumente, em amostragens ocorridas em períodos secos e úmidos (FREIRE et al., 2009; SALOMONI et al., 2007).

França et al. (2009) faz essa discriminação com amostragens visando identificar a variação temporal de biomassa e estado de nutrientes no perifíton de lago raso da Amazônia. Araújo e Godinho (2008) analisam variações espaciais e sazonais de protozoários em sistema laguna-fluvial do nordeste brasileiro.

Também se referindo a estações secas / úmidas, e com referência a bacterioplâncton, Sodré-Neto e Araújo (2008) investigam suas flutua es espaço-temporais e correla o com variáveis abióticas em ambientes eutrofizados do semiárido.

Em termos de pesquisas envolvendo zooplâncton, Leitão et al. (2006) consideram a sazonalidade para analisar a comunidade zooplant nica de dois reservatórios do semiárido. Russo e Hahn (2006) avaliam zooplâncton como dieta de peixes em épocas distintas do ano. Com respeito a Copepodas (estudados nesta pesquisa), Perbiche-Neves et al. (2007) avaliam sua distribui o espaço-temporal em reservatório eutrófico no rio Paraná.

O interesse em identificar a correla o ou correspondência do plâncton

com as condições hidrológicas, visa o entendimento de um dos aspectos que definem a qualidade das águas. Com esse entendimento, é possível realizar prognósticos, projeções e outras análises quanto a condições de qualidade, ao se supor ou se identificar a alteração de uma variável (e.g., chuva).

Chuvas tendem a apresentar boa correspondência com a ocorrência de vazões nas bacias hidrográficas. Porém às vezes os processos hidrológicos não são bem conhecidos e ocorrem surpresas na relação mencionada. Nesses casos a relação da hidrologia com parâmetros indicadores da qualidade da água é mais adequada de ser realizada diretamente por meio da hidrologia do corpo d'água (através de vazões, velocidades, profundidades), do que diretamente com as chuvas. Adicionalmente, a ocorrência de chuvas pode repercutir no escoamento no curso d'água após que podem ser grandemente variáveis, a depender das características da bacia e da rede de drenagem.

4.3.4.2 Vazões e velocidades

Os escoamentos superficiais podem se dar difusamente sobre as superfícies dos terrenos ou concentradamente em calhas fluviais. Intermediariamente as águas podem escoar em áreas de maiores dimensões em que as águas se acumulam, em fluxos normalmente mais lentos, como em planícies de inundação, brejos, lagoas e outros tipos de áreas úmidas. Ocorrem como respostas das bacias de drenagem às precipitações, assim como a partir de fluxos subsuperficiais (escoamentos de base). Estes últimos é que normalmente sustentam os fluxos e presença de água em zonas alagadiças nos períodos sem ou com pouca chuva. As características dos aquíferos (armazenamentos subsuperficiais) e a topografia em geral determinam se os cursos d'água são perenes, intermitentes ou efêmeros.

Essas condições, as quais não são as únicas, influem fortemente na qualidade das águas. O aspecto de sazonalidade é bem identificável em geral, o que possibilita estabelecer duas condições de maior distinção: estação seca (ou de menor fluxo, de níveis d'água baixos) e estação úmida (níveis altos e maiores vazões e velocidades). Essas duas condições são frequentemente tomadas como referência para análises de diversos fatores ambientais e de qualidade das águas, como em Granado e Henry (2008); Pereira et al. (2007); Paggi e Sipaúba-Tavares

(2007) que investigam esses fatores hidrológicos atuando sobre variáveis limnológicas em tanques para piscicultura.

4.3.4.3 Níveis da água

Em decorrência de um aumento dos volumes escoados em um corpo d'água, o imediato efeito disso é o acúmulo das águas as quais ao elevarem seus níveis ganham energia potencial necessária para o fluxo para jusante e partes de menor energia.

Os níveis da água em combinação com as condições batimétricas (topografia de fundo) do corpo d'água resultam em maiores ou menores profundidades.

A variação desses níveis e das profundidades desencadeia condições e processos que contribuem para a variação das condições de penetração de luz solar e aquecimento. Isso reflete em outros parâmetros caracterizadores das condições das águas e nas condições de habitat.

O efeito mais imediato que se verifica a partir de um aumento dos níveis d'água e o transporte e arraste do zooplâncton para trechos de jusante do rio, em função do correspondente aumento do fluxo (vazão e velocidade). Granado e Henry (2008) trataram o caso de lagos marginais ao rio Paranapanema, relacionando variáveis físicas e químicas à influência causada pelo efeito de pulsos, em termos dos níveis fluviométricos. Pereira et al. (2007) associaram este aspecto à abundância de fauna perifítica no alto rio Paraná.

Em termos de plâncton, similar análise relativa a diatomáceas foi realizada por Raupp et al. (2009) para o lago Cutiaú em planície de inundação do Amazonas. Loverde-Oliveira e Huszar (2007) buscaram identificar as respostas ecológicas do fitoplâncton aos pulsos de cheia, mas quanto a níveis da água, em lago do Pantanal central. Crossetti et al. (2007) associaram não apenas níveis da água, mas também a ação de ventos e ondulações, por ser lago raso, à mudanças na estrutura e dinâmica do fitoplâncton em área úmida no sul do Brasil.

Encontra-se em Borges e Pedrozo (2009) uma referência a zooplâncton e mais especificamente a riqueza, abundância e diversidade de Cladoceros, Copepodas e Rotíferos resultante da flutuação de níveis fluviométricos no delta do rio Jacuí. As duas primeiras classes são estudadas nesta pesquisa.

4.4 ZOOPLÂNCTON COMO BIOINDICADOR DA QUALIDADE DAS ÁGUAS

O biomonitoramento tem sido reconhecido como de fundamental importância para a análise da qualidade da água e pode contar com os seguintes bioindicadores (organismos): bactérias, fungos, microalgas, zooplânctons, protozoários, macrófitas, insetos, moluscos, helmintos ou peixes (GHETTI & RAVERA, 1990).

O bioindicador ambiental pode ser definido como o organismo, população ou comunidade que reage a alterações ambientais modificando suas funções vitais e/ou sua composição molecular do organismo e com isso fornecem informações sobre a situação ambiental.

Esses conceitos são explorados por (LIMA, 2001. p. 97), o qual apresenta as definições:

Bioindicação é o uso de organismos (uma parte do organismo ou uma sociedade de organismos) para se obter informações sobre a qualidade do seu ambiente ou parte dele. Organismos que são capazes de fornecer informações sobre a qualidade do seu ambiente são bioindicadores. Biomonitoramento é a observação contínua de uma área com a ajuda de bioindicadores, os quais, neste caso devem ser chamados de biomonitores.

Klump (2001) e Lima (2001) destacam a bioindicação para a detecção dos efeitos da poluição do ar, da água ou do solo, assim mostrando-se de grande serventia para se tratar um dos grandes problemas que mais afetam os meios urbanos ou rurais alterados ou em vias de alteração.

Um bom indicador ambiental é aquele que pode ser escolhido para ser aplicável em todos os tipos de água, ter população numerosa no ambiente, sobreviver melhor que os possíveis patógenos e serem detectados por uma metodologia simples e de pouco custo econômico (SILVA, 2004).

Os organismos bioindicadores de forma geral respondem a certos tipos e magnitudes de impactos no ambiente provocados por ação antrópica ou não. Algumas espécies não toleram qualquer tipo de alteração no habitat, podendo ter como consequência uma queda na diversidade, assim como na abundância (LIMA, 2001).

Na literatura são encontrados muitos trabalhos desenvolvidos com

zooplâncton, como bioindicadores na avaliação de impacto ambiental em recursos hídricos (BUSS et al., 2003). Diversas pesquisas combinam levantamento abiótico com a análise da estrutura de comunidades (MELO JUNIOR, 2007; SOUZA e SPERLING, 2005).

O zooplâncton se adéqua a estudos para avaliação de um ecossistema aquático por serem, estes organismos, sensíveis a qualquer tipo de modificação no habitat, além de terem valor como indicador da qualidade da água e da estrutura da comunidade biótica (MAKAREWICZ et al., 1994). Também respondem rapidamente aos efeitos causados num ambiente por introdução de espécies exóticas, assoreamento e contaminação por esgotos domésticos e industriais, atividades agrícolas, dentre outras (KANE e CULVER, 2007).

O zooplâncton pode ter a estrutura trófica e comunidade em desequilíbrio se o ambiente não estiver com as condições físicas e químicas favoráveis (BUSS et al., 2003). A abundância, assim como a variação espacial do zooplâncton em uma comunidade pode refletir a qualidade da água, estando interligada às características físico-químicas. Vantagem adicional do emprego de zooplâncton está em ter um custo menor de coleta em relação a peixes.

Para Lansac-Tôha et al (2003) e Rossa (2001) a abundância das espécies de zooplâncton esta relacionada com a variação espacial das espécies, assim como os fatores de velocidade da água, pluviosidade e os períodos de seca e cheia. Tundisi e Tundisi (2008) consideram que a distribuição espacial do zooplâncton depende de uma infinidades de fatores como: temperatura, oxigênio dissolvido, concentração de nutrientes, intensidade luminosa, alimento disponível, competição, predação, reprodução e parasitismo. De acordo com Rossa (2001), este é o motivo pelo qual pode ser encontrada em uma planície de inundação uma grande variedade de espécies de zooplâncton.

Dentre os organismos microzooplancctônicos, que podem ser considerados como bioindicadores de ambientes aquáticos, destacam-se os cladóceros, cujas espécies são sensíveis às condições ambientais como as pertencentes ao gênero *Bosmina* e *Moina* (GÜNTZEL e ROCHA, 2000).

Dentre uma variedade de classes e ordens existentes tem-se aquelas que podem ser consideradas mais representativas nas águas doces, como os Copepoda e Cladocera. Estas fazem parte deste estudo, como bioindicadoras da qualidade das águas do Rio Capivara. Estes organismos são importantes no biomonitoramento da

qualidade e manutenção do equilíbrio em um ambiente aquático. Eles podem atuar como reguladores da comunidade fitoplanctônica, na reciclagem de nutrientes, assim como serem parte da cadeia alimentar para os peixes (ROSSA, 2001).

5. METODOLOGIA

5.1 LOCAIS DE AMOSTRAGEM

A escolha dos locais de amostragem e medição apresentou certas dificuldades para o início efetivo dos trabalhos. A área em estudo não dispõe de cartografia em escala detalhada e tampouco apresenta cadastro das vias rurais, comunidades e aspectos fisiográficos de utilidade para uma boa orientação espacial. Os acessos ao rio e afluentes se dão por estradas precárias, normalmente cortando fazendas, o que adicionalmente restringe os acessos.

Foram contactados a direção gestora da Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Capivara, as associações de moradores, dentre outras forma de organização a fim de se explanar os objetivos do projeto e solicitar apoio para situarmo-nos na bacia, identificando pessoas guias, proprietários das fazendas, empresas e outros. Com isso, diversas reuniões foram agendadas e, a partir daí, obteve-se apoio que facilitou o nosso reconhecimento de campo.

Nessas incursões para reconhecimento, foram realizadas trilhas com veículos, a pé, e mesmo de caiaque em trechos de mais difícil acesso por terra.

Nesse reconhecimento tomou-se ciência das condições físico-hidráulicas do rio e de seu ecossistema, visando identificar localidades mais propícias para instalação de equipamentos, coleta de dados e amostras, tendo-se a preocupação com as possibilidades de acesso nas campanhas, bem como com a segurança pessoal e dos equipamentos. Assim, nem sempre um local fisicamente mais propício coincidia com a garantia de integridade e segurança procurada, restringindo o leque de opções. Diante disso, transcorreu certo tempo até se estabelecer “estações” de monitoramento e coleta de dados e o início das atividades de coleta de dados. Trata-se de uma bacia pouco explorada, mas bastante impactada por atividades de particulares cujos responsáveis restringem os acessos às áreas do rio.

A sequência dos trabalhos de reconhecimento da área e definição das “estações de amostragem” deu-se passando pelos seguintes passos:

- 1 - Coleta de cartografia e imagens referente à área,
- 2 - Reconhecimento inicial pela análise de mapas,
- 3 - Identificação de órgãos, entidades e empresas presentes na área,

4 - Definição de estratégia e concepção inicial para rede de monitoramento e coleta de dados,

5 - Contatos com os órgãos, entidades e empresas, visando obter apoios para acesso a áreas de interesse e obtenção de outras informações de utilidade do Projeto,

6 - Incursões para reconhecimento, realizando caracterizações, registros fotográficos e análise dos locais quanto à sua possibilidade e conveniência enquanto “estação de monitoramento”,

7 - Georreferenciamento de localidades e acessos, gerando mapa com essas informações,

8 - Contato com moradores e comunidades, visando estabelecer parceria a fim de que fosse, voluntariamente, realizada a vigilância de nossos equipamentos (o que exigiu diversas reuniões com a finalidade educacional sobre os propósitos do projeto e quebra de “resistências”),

9 - Definição de alternativas de locais para as estações de monitoramento, baseando-se nos critérios: acesso, condições para confiabilidade na coleta dos dados, segurança dos equipamentos, disponibilidade de pessoa(s) para exercerem um papel fiscalizador voluntário, e

10 - Seleção final dos locais para as estações de amostragem.

No processo de reconhecimento de campo, foi verificada a complexidade do sistema hídrico do Rio Capivara. Desde suas nascentes o rio confunde-se com áreas inundáveis ou embrejamentos, o que define uma calha fluvial bem marcada apenas para as baixas vazões, de maior frequência. Na maior parte das áreas, mesmo pequenos aumentos de vazão, por ocasião de chuvas mais intensas, resultam na ocorrência de fluxos difusos em sub-canais adjacentes ao rio, ou mesmo sobre área de inundaçãõ sem caminho de fluxo definido. Com isso, decidiu-se por localidades com certa condição hidráulica do rio mais “encaixada”, porém cientes da perda de informação que ocorreria (para estimativas de vazão) por ocasião de águas altas.

Definidas as “Estações de Monitoramento”, foram instalados equipamentos e a partir daí estabeleceu-se um cronograma de campanhas mensais para medição de algumas informações temporalmente pontuais, e coleta das informações registradas continuamente.

Diante da impossibilidade de contar com observadores para registro diário de dados, adotou-se dentro do possível a estratégia de utilização de sensores automáticos para registro de informações, armazenando-os em “datallogger” e posterior “download” desses dados, mensalmente.

Foram definidas três estações de monitoramento, conforme mostrado nas Figuras 5.1 e 5.2, todas elas localizadas em trechos do Rio Capivara que não sofrem qualquer influência das movimentações das marés.



Figura 5.1 – Localização das estações de monitoramento.



Figura 5.2 – Detalhe dos locais das estações de monitoramento, na imagem A visualização do P1; na imagem B visualização do P2 e na imagem C visualização do P3.

5.2 PROGRAMA DE AMOSTRAGEM

A pesquisa desenvolvida teve como suporte as atividades e recursos destinados ao Projeto “Investigação do Sistema Hídrico do Rio Capivara Grande” (Projeto Capivara), apoiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPQ, via o Edital CNPQ 19/2004 - Universal.

Embora o escopo do projeto desta dissertação não fosse parte integrante dos propósitos do projeto supramencionado, o mesmo apresentava a abertura para outras abordagens, especialmente no que tange a integração entre Hidrologia e Biologia.

Assim, foi previsto que seriam realizadas 12 campanhas mensais entre os meses de dezembro de 2006 e novembro de 2007. Nessas campanhas seriam coletadas amostras e medidos parâmetros físicos e químicos da água, bem como coletadas amostras de água para avaliação do zooplâncton, paralelamente aos dados hidrológicos originalmente previstos no Projeto Capivara.

Transcorrido o período do projeto, alguns contratemplos ocorreram, resultando na descontinuidade dos dados coletados em alguns meses do período planejado. Algumas campanhas não puderam ser realizadas e algumas amostras coletadas sofreram alteração, não propiciando resultados de análises confiáveis. Os dados obtidos e a sua cronologia são apresentados no item seguinte.

5.3 DADOS COLETADOS E PROCEDIMENTOS DE CAMPO

5.3.1 Dados hidrometeorológicos

No campo foram coletados dados (precipitação, temperatura do ar, velocidade dos ventos, horas de insolação, radiação solar e umidade relativa do ar) foi realizada com uma Estação Meteorológica automatizada (ISIS S1220 – Squitter) provida de “datalogger”, posicionada na Estação de Monitoramento Capivara 1 (P1). O registro de dados foi definido com uma resolução de 10 em 10 minutos, em função do interesse em registros do comportamento das chuvas intensas. A coleta desses dados foi realizada nas campanhas mensais.

A utilização de dados hidrometeorológicos, mais especificamente os dados de precipitação, visaram neste projeto, evidenciar os momentos de maior contribuição hídrica à bacia, o que em geral resulta em maiores fluxos no rio. A diferença nos fluxos é de importância para as condições de qualidade da água. O tempo de residência das águas se altera, ocorre oxigenação, há transporte de sedimentos, matéria orgânica e nutrientes. Assim, os dados físicos, químicos e biológicos foram categorizados em função dos períodos úmido e seco do ano amostrado, buscando se identificar possíveis condições diferenciadas.

5.3.2 Dados hidrológicos - Fluxos

Dentre outros foram coletados dados fluviométricos de interesse para este estudo níveis linimétricos, batimetria e descarga líquida.

- Níveis linimétricos: tradicionalmente registrados por réguas de nível, o que requer observador para leitura e anotação dos dados. No presente caso esses níveis foram registrados por sensor transdutor de pressão (Levellogger, Solinst), que registra a coluna d'água (carga hidráulica) sobre o sensor, devendo posteriormente essa informação ser convertida em elevação, o que depende de levantamento topográfico. Dados coletados nas três estações de monitoramento, com uma resolução temporal de 1 hora. O sensor registra simultaneamente a temperatura da água. Com estas informações buscou-se confirmar os momentos mais úmidos e mais secos do ano amostrado, neste caso diretamente dos resultados dos processos hidrológicos, a partir das precipitações até ocorrer os escoamentos na calha fluvial. Maiores níveis da água estão associados a maiores vazões e velocidades de escoamento, o que é determinante nos processos de transporte e dispersão de elementos caracterizadores das condições de qualidade da água.

- Medição de descarga líquida (vazão): realizada nas estações P2 e P3, locais de canal mais encaixado, à vau, mensalmente.

A determinação da vazão foi realizada em duas etapas: na primeira etapa determinou-se a velocidade do rio em vários pontos de uma seção transversal, utilizando um molinete para fins de se obter velocidades médias. Na segunda etapa, combinadamente com as velocidades e na mesma seção transversal, era realizada batimetria da seção do rio, o que permitia o cálculo da área da seção transversal de fluxo na ocasião. A partir da área da seção e velocidade média obteve-se a vazão ou descarga líquida pela Equação da Continuidade.

$$Q = V_m \cdot A$$

Sendo: **Q: vazão do rio ($m^3 \cdot s^{-1}$)**

A: área transversal do rio na seção de medição (m^2)

V_m : velocidade média na seção ($m \cdot s^{-1}$)

As condições de fluxo (velocidade e vazão) visaram dar subsídios para se analisar possíveis interferências nas condições dos parâmetros indicadores da

qualidade da água.

5.3.3 Dados hidrológicos – Parâmetros físicos e químicos

Buscou-se caracterizar, em paralelo com os registros hidrológicos, a qualidade da água do rio por meio de alguns parâmetros que fossem possíveis de serem obtidos no âmbito do Projeto Capivara (em função do cronograma e recursos).

A coleta de dados e amostragens para fins de caracterização da qualidade da água foi realizada mensalmente, simultaneamente com os demais dados hidrométricos.

Utilizou-se sonda eletrônica multiparâmetro (marca WTW 340i/set) para medições *in situ* das variáveis: temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, turbidez e condutividade elétrica.

As amostras foram coletadas em campo para posterior análise em laboratório (LabDEA, da Escola Politécnica da UFBA) visando os parâmetros: nutrientes (nitrogênio e fósforo) e coliformes termotolerantes, estas amostragens eram acondicionadas em caixa de isopor com gelo. A água era coletada na camada mais superficial, a cerca de 30 cm de profundidade.

5.3.4 Indicadores biológicos - Microzooplâncton

Os organismos do microzooplâncton, definidos para o presente estudo, apresentam a seguinte taxonomia: subfilo Crustacea, Subclasses Copepoda e Cladocera. A definição destes organismos como bioindicadores da qualidade da água deve-se a tradição do seu emprego em estudos de avaliação da qualidade da água em ambientes límnicos, em função da sua presença e sensibilidade as condições ambientais.

Os espécimes do zooplâncton foram coletados com uma rede própria para a sua captura, com malha específica de 68µm, realizando arrastes ao longo de trajeto horizontal, na camada próxima a superfície (~30cm), em torno de dez metros com a rede submersa (Figura 5.3). Este procedimento foi realizado por cinco vezes seguidas e, ao final, o conteúdo que ficou retido no copo da rede era armazenado em recipiente limpo de 30ml. Os locais de estudo (P1, P2 e P3) tinham profundidade

que variavam de 1 a 1,5 m de profundidade.

Os dados foram obtidos por CPUE - captura por unidade de esforço, ou seja, número de indivíduo por cinco arrastos.



Figura 5.3 - (A) visualização da rede abaixo da coluna d'água; (B) rede de zooplâncton.

Nos pontos de coleta mais rasos, o arrasto com a rede deve ser feito de forma a não arrastar no fundo e coletar sedimentos. Para uma melhor visualização dos organismos, os mesmos foram corados com corante rosa bengala, diluído em álcool. O corante é colocado no frasco com o conteúdo de coleta. Após uma hora é adicionada neste mesmo recipiente solução de formol a 4%, para a preservação dos espécimes.

Os frascos contendo as águas coletadas e rotulados com informações de data, hora e local de captura foram conduzidos ao laboratório LAMAR do Instituto de Biologia da UFBA a fim de fazer a identificação taxonômica.

Nesse laboratório os organismos foram quantificados e identificados pela autora em morfotipo. Na amostra é retirada uma gota do fundo do recipiente e posta na lâmina com lamínula e visualizados em microscópio óptico, com aumento de 100 vezes. Este procedimento é repetido por 10 vezes seguidas.

Os espécimes foram identificados até o menor táxon possível, seguindo chaves taxonômicas de Elmoor-Loureiro (1997), Infante (1988) e Needham & Needham (1978).

5.3.5 Campanhas realizadas e dados disponíveis

Transcorridos os meses previstos para coleta de dados, obteve-se uma sequência de dados com algumas falhas. Essas falhas decorreram do fato de em alguns meses não ter sido possível realizar a campanha (junho, setembro e outubro) e outras resultaram de problemas com equipamentos (sonda indisponível em

fevereiro e dezembro de 2007; Estação ISIS com problema de bateria em junho e parcialmente em maio e julho), com amostras que foram inviabilizadas de serem analisadas de forma confiável (amostras biológicas de julho e outubro, e parcialmente em fevereiro, março e agosto), ou extravio de arquivos (dados linimétricos de novembro).

A Tabela 5.1 resume a disponibilidade de dados de campo obtidos ao longo dos meses de dezembro de 2006 a dezembro de 2007. Foi realizada uma campanha final no mês de dezembro de 2007, não prevista, visando compensar parcialmente falhas ocorridas nos meses anteriores.

Como pode ser verificado na Tabela 5.1, a descontinuidade ocorrida na coleta dos dados faz com que as análises sejam feitas com parcimônia. Ao mesmo tempo têm-se informações primárias em local desprovido de monitoramento, o que possibilita uma avaliação preliminar da qualidade de suas águas, mesmo que não constituam série temporal completa e algumas vezes mostrem-se descontínuas espacialmente (com referência aos três locais de amostragem).

Tabela 5.1 - Síntese dos dados obtidos nas campanhas nos locais de amostragem.

	2006	2007											
	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
CLADOCERA		T	P1 P3	P1	T	T			P2				P1 P3
COPEPODA		T	T	P1 P2	T	T			P2				P1 P3
Coliformes termotolerantes		P2 P3	T	T	T	T		T	P2 P3		T		T
Fósforo total	T	T	T	T	T<	T<		T<	P2 P3		T		T<
Nitrato	T<	T	T	T<	T<	T<		T<	P2 P3		T<		T
Nitrito	T<	T<	T<	T<	T<	T<		T<	P2 P3 <		T<		T<
N amoniacal	T	T	T	T	T	T		T	P2 P3		T		T
T (°C)	T	T		T	T	T		T	P2 P3		T		
pH	T	T		T	T	T		T	P2 P3		T		
OD (mg/l)	P3	T		T	T	T		T	P2 P3		T		
Precipitação	S	S	S	S	S	f		f	S	S	S	S	S
Níveis	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Vazão/velocidade	P2	P3 P2	P3 P2	P3 P2	P3 P2	P3 P2		P3 P2	P2	P3 P2	P3 P2		P2

Notas:

- a) T : indica dados em Todos os 3 locais de amostragem no Rio (P1, P2, e P3)
b) T< : indica que houve amostragem e análise, porém resultados abaixo do limite de detecção
c) P1, P2 ou P3, ou duplas destes, indicam local(is) onde há dados no mês
d) S : indica dados "out-of-stream" (fora da calha fluvial), disponíveis. "f" indica: com falhas

5.4 ANÁLISES DOS DADOS

Os procedimentos metodológicos para análise dos dados levaram em conta a disponibilidade das informações, as quais apresentaram certa descontinuidade temporal ao longo dos meses das campanhas, assim como alguns parâmetros falharam quanto à integralidade espacial.

5.4.1 Dados hidrometeorológicos e hidrológicos

Os dados de precipitação coletados na Estação Meteorológica ISIS foram obtidos com resolução temporal de 10 em 10 minutos. Não necessitando tal resolução para o presente estudo, os dados foram totalizados para expressar chuvas diárias e, desta, chuvas quinzenais e mensais.

Com essas informações buscou-se identificar os períodos mais chuvosos e aqueles mais secos. Essas condições implicam em escoamentos na bacia que devem refletir nos fluxos hídricos na calha fluvial, o que por sua vez impacta a qualidade das águas.

Considerando que a bacia do Rio Capivara é relativamente pequena e, portanto, observa-se que as flutuações nos níveis d'água (logo as vazões e suas velocidades) respondem rapidamente a chuvas, buscou-se totalizar chuvas das quinzenas que antecederam as campanhas, a fim de se situar as condições do rio nos momentos de coleta de parâmetros destinados a inferir a qualidade das águas.

Portanto, ao invés de se definir períodos úmidos ou secos com base em chuvas, assumiu-se realizar uma divisão com base nos níveis d'água, o que diretamente indica maiores ou menores volumes no Rio Capivara Grande.

5.4.2 Dados hidrológicos – Qualidade da água

5.4.2.1 Testes não-paramétricos entre indicadores hidrológicos de qualidade da água e as condições dos níveis da água do Rio

Os testes estatísticos são necessários em pesquisas que tem como objetivo comparar condições experimentais ou situações temporal ou espacialmente

distintas. Esses testes fornecem um respaldo científico às pesquisas, podendo ser divididos em paramétricos e não-paramétricos.

Conforme Callegari-Jacques (2003), nos testes paramétricos os valores da variável estudada devem ter distribuição Normal ou aproximação Normal. Já os testes não-paramétricos, também chamados por testes de distribuição livre, não têm exigências quanto ao conhecimento da distribuição da variável na população.

Considerando o tamanho das amostras de dados (em geral < 10) e o desconhecimento da distribuição estatística que os mesmos apresentariam, identificou-se o teste não-paramétrico de “Mann-Whitney-Wilcoxon Rank Sum” para avaliação da relação entre parâmetros e condições do rio. As condições do rio Capivara Grande foram distinguidas entre as situações de águas altas e de águas baixas.

O critério para se definir a condição referida baseou-se nos registros de níveis da água obtidos no âmbito do Projeto Capivara. Descartou-se a utilização de dados de chuva por conta de falha na série registrada, assim como por esses registros não apresentarem uma total correspondência aos escoamentos (vazões e níveis) no rio. Essa discrepância deve resultar do aspecto pontual do registro de chuvas, realizado em posição mais próxima à costa, não se tendo registros em áreas de cabeceiras.

Não se dispondo de registros históricos de níveis d’água, a condição do escoamento do rio foi baseada nos próprios dados obtidos pelo Projeto Capivara. Adotou-se o critério de separar as condições em que os níveis da água estivessem acima ou abaixo da média dos dados coletados.

Com base nisso, verifica-se os meses de março a outubro de 2007 com níveis acima da média (ou “níveis altos”), e os meses de dezembro de 2006 a fevereiro de 2007 e novamente em dezembro de 2007 com níveis abaixo da média (ou “níveis baixos”).

O teste não-paramétrico de “Mann-Whitney-Wilcoxon Rank Sum” foi empregado visando avaliar a influência dos níveis da água no rio, logo das vazões e velocidades, sobre alguns parâmetros físicos e químicos registrados ao longo do período amostral.

Os parâmetros avaliados foram: coliformes termotolerantes, fósforo total, nitrogênio total, temperatura, pH, e oxigênio dissolvido. A avaliação foi desenvolvida com teste de hipóteses para médias das duas condições do rio, buscando identificar

se os grupos são, ou não, estatisticamente diferentes, sob um nível de significância de 5%.

Considerando n_A e n_B o número de dados em cada uma das condições do rio a serem comparadas, se n_A e $n_B \leq 10$, assume-se o procedimento abaixo:

1 - os postos (ordenamento) correspondentes às observações de uma variável X_1, X_2, \dots, X_n são definidos pelos passos seguintes;

2 - colocam-se as observações em ordem crescente: $X_1 < X_2 \dots < X_n$;

3 - associam-se valores correspondendo às suas posições relativas na amostra; o primeiro elemento recebe o valor 1, o segundo o valor 2, e assim por diante, até que a maior observação receba o valor n ;

4 - se todas as observações são distintas, ou seja, se $X_i \neq X_j$ para todo i, j os postos R_1, R_2, \dots, R_n são iguais aos valores associados às observações no passo anterior; para observações iguais associam-se postos todos iguais à média de suas posições relativas na amostra;

5 - toma-se a soma dos valores dos postos referentes à amostra A e à amostra B;

6 - consulta-se a tabela de Mann-Whitney para pequenas amostras; localiza-se nas colunas desta tabela o valor de α (significância) e o tamanho da menor amostra, de tamanho inferior a 10;

7 - localiza-se nas linhas o tamanho da outra amostra;

8 - rejeita-se H_0 (amostras são iguais) se os valores das somas de postos (R_A, R_B) estiverem fora do intervalo (crítico) fornecido na tabela.

A estatística Z_u tem distribuição aproximadamente normal sendo utilizada quando em ambas as amostras n_A e n_B são pelo menos maiores que 10. Caso isto não se verifique o procedimento para o teste é diferente, conforme a seguir.

Calculam-se as estatísticas padronizadas U_A e U_B :

$$U_A = n_A \cdot n_B + [n_B \cdot (n_B + 1)] / 2 - R_B$$

e

$$U_B = n_A \cdot n_B + [n_A \cdot (n_A + 1)] / 2 - R_A,$$

Sendo,

R_A e R_B , a soma dos postos da amostra A e da amostra B.

Determina-se U como o menor entre U_A e U_B .

Calcula-se a média e a variância de U, por:

$$E(U) = (n_A \cdot n_B) / 2$$

e

$$\text{var}(U) = [n_A \cdot n_B \cdot (n_A + n_B + 1)] / 12$$

Calcula-se a variável padronizada Z_U por:

$$Z_U = [U - E(U) - 0,5] / \sqrt{\text{var}(U)}$$

Compara-se o valor absoluto de Z_U com o valor de $Z_{\text{crítico}}$ (obtido da tabela para Z) para o nível de significância desejado (1,96).

Se $Z_U > Z_{\text{crítico}}$ rejeita-se a H_0 (ou seja, rejeita-se a igualdade entre as amostras)

5.4.2.2 Parâmetros físicos e químicos reunidos - IQA modificado

A utilização de índices tem sido explorada nas mais diversas áreas do conhecimento e com os mais diversos tipos de informação ou dados. Índices, em geral, reúnem e sintetizam diversas informações ou dados em uma única informação. Podem associar dados e informações com unidades distintas, embora como desvantagem perdem a informação individualizada dos parâmetros. Logo têm que ser utilizados ao lado de outras abordagens. Tem a vantagem de facilitar a comunicação com o público passando uma idéia qualitativa associada a um valor numérico do índice.

O Índice de Qualidade da Água - IQA - indica a qualidade relativa da água em pontos geográficos distintos e/ou ao longo do tempo. Partiu-se do IQA adaptado pela CETESB com base no Water Quality Index (WQI), desenvolvido em 1970 pela NSF (Nacional Sanitation Foundation) dos Estados Unidos. O IQA praticado pela CETESB é integrado por nove parâmetros considerados relevantes para a avaliação da qualidade das águas, a cada qual são atribuídos pesos para compor o índice.

A disponibilidade de dados na presente pesquisa não possibilitou o emprego do IQA na forma original, apresentada pela CETESB. Os parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio, Turbidez e Sólidos Totais não foram obtidos. Especialmente a DBO, se constitui em um indicador forte da condição da qualidade da água. Saliente-se que o método do IQA guarda em si o objetivo de identificar a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos, visando o abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas. O rio Capivara apresenta tal situação em locais pontuais,

próximos a aglomerações de moradias. Apenas uma das estações de monitoramento poderia apresentar essa condição, o P2, junto à comunidade Capivara. Mesmo prescindindo de dados de DBO, turbidez e sólidos totais, buscamos aproveitar a robustez que o IQA apresenta adaptando-o ao presente caso. Para tal o índice passou a contemplar sete parâmetros, tendo seus pesos redimensionados para esta situação. Saliente-se que assim procedido o IQA mantém sua validade, no entanto deve se ter claro que o mesmo já não leva em conta os três parâmetros mencionados, o que deve ser julgado com relação às suas importâncias relativas aos demais parâmetros.

Tabela 5.2 - Pesos originais e adaptados do Índice de Qualidade da Água (IQA).

Parâmetros	Pesos CETESB	Pesos adaptados
Oxigênio Dissolvido	0,17	0,22973
Coliformes termotolerantes	0,15	0,202703
pH	0,12	0,162162
DBO	0,1	x
N total	0,1	0,135135
P total	0,1	0,135135
Variação da Temperatura	0,1	0,135135
Turbidez	0,08	x
Sólidos totais	0,08	x
	1,0	1,0

A condição do corpo d'água a partir do valor obtido pelo IQA foi analisada neste estudo como originalmente se procede, ou seja considerando a categoria referente ao valor obtido para o IQA, em que pese a adaptação apresentada acima.

No entanto a categorização qualitativa da condição da qualidade da água pode diferir conforme se pode observar nas Tabelas 5.3 e 5.4, respectivamente apresentadas por CETESB (2007) e MMA/SEMAD (2005). Observa-se que o critério de categorização de MMA/SEMAD é mais rigoroso, comparativamente ao da CETESB. Por considerar faixas de valores diferentes do IQA para categorias de certa forma similares, neste trabalho foi feita referência aos dois critérios.

Tabela 5.3- Níveis de qualidade do corpo d'água pelo IQA – CETESB.

Categoria	Faixa do IQA
Ótima	$79 < \text{IQA} \leq 100$
Boa	$51 < \text{IQA} \leq 79$
Regular	$36 < \text{IQA} \leq 51$
Ruim	$19 < \text{IQA} \leq 36$
Péssima	$\text{IQA} \leq 19$

Fonte: CETESB, 2007

Tabela 5.4- Níveis de qualidade do corpo d'água pelo IQA – MMA/SEMAD.

Nível de qualidade	Faixa do IQA
Excelente	$90 < \text{IQA} \leq 100$
Bom	$70 < \text{IQA} \leq 90$
Médio	$50 < \text{IQA} \leq 70$
Ruim	$25 < \text{IQA} \leq 50$
Muito ruim	$0 \leq \text{IQA} \leq 25$

Fonte: MMA (Ministério do Meio Ambiente)/SEMAD (Secretaria do Estado do Meio Ambiente), 2005.

5.4.2.3 Estado trófico com base em nutrientes – Índice de Estado Trófico para fósforo total (IET_{PT}) e modelo de Vollenweider

Identificar o estado trófico de um corpo hídrico comunica a condição de concentração de matéria orgânica e nutrientes nesse meio, o que proporciona o nível de produtividade do mesmo. Meios com alta produtividade usa-se dizer que tem mais alto estado trófico. Esses casos podem estar associados a atividades antrópicas, em que ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água, resultando em interferências nos seus múltiplos usos. Em casos mais graves, podem resultar em episódios de florações de algas e de mortandade de peixes e causar conseqüências indesejáveis sobre o equilíbrio do ecossistema e sobre as atividades humanas nas regiões ribeirinhas.

Os dados disponíveis não possibilitaram utilizar índices usuais, a exemplo

do IET – Índice do Estado Trófico, na sua forma original. Este índice, derivado do Índice de Carlson, requer informação sobre a concentração de clorofila-a, fósforo e transparência da água. Outras tantas abordagens visam caracterizar o estado trófico, mas cada qual requer certas informações específicas.

No presente estudo o grau de trofia foi avaliado com base no índice de estado trófico (IET_{PT}), modificado a partir do índice de Carlson para rios, exclusivamente referindo-se ao fósforo total. Conforme praticado por CETESB (2007), na falta de dados de clorofila-a, o IET_{PT} pode ser empregado apenas baseado em P total, o qual representa elemento causador da eutrofização. A própria CETESB, desconsidera o uso de transparência nas suas avaliações. Embora a falta dos demais dados mencionados faça se utilizar o IET com reservas, a grande vantagem é que um dos poucos índices estabelecidos para ambientes lóticos. O cálculo do IET_{PT} para rios é feito com a expressão:

$$IET_{PT} = 10.[6 - (0,42 - 0,36 \cdot \ln(PT) / \ln 2)] - 20$$

Sendo PT = concentração de fósforo total em $\mu\text{g/L}$. A caracterização dos estados tróficos associada ao PT são apresentados na tabela. 5.5.

Tabela 5.5 - Classificação do Estado Trófico para rios segundo IET_{PT} (Índice de Carlson Modificado)

Categoria estado trófico	P total – PT (mg.m-3)
Ultraoligotrófico	$P \leq 13$
Oligotrófico	$13 < P \leq 35$
Mesotrófico	$35 < P \leq 137$
Eutrófico	$137 < P \leq 296$
Supereutrófico	$296 < P \leq 640$
Hipereutrófico	$640 < P$

Adicionalmente, no presente estudo, foram utilizadas as informações referentes a Nitrogênio e Fósforo para, com base no modelo de Vollenweider se inferir o estado trófico. Vollenweider (1968) apresenta os valores indicados nas

Tabelas 5.6 e 5.7 para N e P, relacionando-os ao estado trófico de corpo d'água lênticos.

Tabela 5.6 - Estado trófico com base em compostos do N, pelo modelo de Vollenweider (ambientes lênticos).

Estado trófico	N amoniacal mg/L	Nitrato mg/L	Nitrito mg/L
Oligotrófico	0,0 – 0,3	0,0 – 1,0	0,0 – 0,5
Mesotrófico	0,3 – 2,0	1,0 – 5,0	0,5 – 5,0
Eutrófico	2,0 – 15,0	5,0 – 50,0	5,0 – 15,0

Tabela 5.7 - Estado trófico com base em compostos do P, pelo modelo de Vollenweider (ambientes lênticos).

Estado trófico	P total (mg/L)
Ultra-oligotrófico	< 0,005
Oligomesotrófico	0,005 – 0,010
Meso-eutrófico	0,010 – 0,030
Eu-politrófico	0,030 – 0,010
Politrófico	> 0,100

Em que pese serem valores atribuídos a lagos nos critérios de Vollenweider, esse método foi aqui considerado para situar o estado trófico do rio Capivara Grande, considerando o fato que o mesmo só apresenta escoamentos significativos quando em águas altas. Na maior parte do tempo os escoamentos são bastante lentos, com baixas velocidades. Além disso, como apresentado na descrição da área, o canal fluvial é ligado a diversas áreas marginais com características de embrejamento, formando alguns poços mais profundos. A localidade de amostragem P1, mais a jusante, apresentam características quase lênticas por se tratar de antiga curva externa de meandro, hoje distante do canal principal. Logo a consideração dos critérios de Vollenweider, deve ser vista com certas reservas, em função de sua origem e natureza.

Os limites de concentração de fosfato variam para cada estado trófico e de autor para autor. A USEPA (2002), por exemplo, utiliza os valores de fósforo total < 10mg/L para lagos oligotróficos, 20 a 10mg/L para lagos mesotróficos e >20mg/L

para lagos eutróficos.

5.4.2.4 Comparação com padrões da Resolução CONAMA 357/2005

A Resolução CONAMA 357/2005 tem sido referência para muitas avaliações das condições de qualidade de corpos hídricos. Embora vise estabelecer os padrões que as águas devem apresentar para serem enquadradas nas classe associada a usos potenciais, nesta pesquisa buscou-se tomar tais padrões como referência para caracterizarmos em que situação, ou situações, o rio se encontraria com base nos parâmetros disponíveis. Assim, o rio poderá apresentar ao longo do tempo, ou em cada uma das três estações de monitoramento, condições tais, relacionadas a tal ou qual parâmetro que o situe em mais de uma classe. Buscou-se identificar para todos os parâmetros, nas três localidades, para todas as campanhas (tempo) a que classes estariam atribuindo e, assim, verificarmos o quadro geral do corpo hídrico. Os padrões referenciais com base na resolução são apresentados na Tabela 5.8, referente aos parâmetros disponíveis. Saliente-se que para o fósforo total foi assumido para o ponto P1 o valor diferenciado que consta na Resolução para ambientes lênticos, dada as características deste local de monitoramento.

Tabela 5.8 - Padrões Resolução CONAMA 357/2005 utilizados.

	Localidade	Limites CONAMA 357/05		
		Classe 1	Classe 2	Classe 3
Coliformes termotolerantes		a	b	c
Fósforo total	P2 e P3	0,025 mg/L P	0,050 mg/L P	0,075 mg/L P
	P1	0,020 mg/L P (lêntico)	0,030 mg/L P (lêntico)	0,050 mg/L P (lêntico)
Nitrato		10,0 mg/L N	10,0 mg/L N	10,0 mg/L N
Nitrito		1,0 mg/L N	1,0 mg/L N	1,0 mg/L N
N amoniacal		d	d	e
pH		6 a 9	6 a 9	6 a 9
OD (mg/l)		> 6 mg/L	> 5 mg/L	> 4 mg/L

Notas:

a: para o uso de recreação de contato secundário < 200 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.

b: para dessedentação de animais criados confinados < 1000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.

c: para os demais usos, < 4000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com periodicidade bimestral.

d: **3,7 mg/L N, para pH ≤ 7,5**

2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0

1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5

0,5 mg/L N, para pH > 8,5

e: **13,3 mg/L N, para pH ≤ 7,5**

5,6 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0

2,2 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5

1,0 mg/L N, para pH > 8,5

5.4.3 Indicadores biológicos – Riqueza, Equitabilidade e Diversidade do Microzooplâncton

5.4.3.1 Análise da diversidade biológica

O entendimento da diversidade biológica na área da bacia do rio Capivara Grande requer outros estudos estatísticos específicos de diversidade biológica.

5.4.3.2 Índice de Riqueza de Margalef:

O Índice de Margalef está relacionado com o número total de espécies e de indivíduos.

Fórmula:

$$I_D = (S-1) \cdot 0,4343/\log_{10}N$$

Sendo:

I_D = índice de riqueza de Margalef;

S = nº. de espécies presentes no ambiente;

$\log_{10}N$ = logaritmo (base 10) do número de indivíduos presentes no ambiente.

5.4.3.3 Eqüitabilidade (J'):

A eqüitatividade está relacionada com a uniformidade com que os indivíduos estão distribuídos entre as diferentes espécies.

Fórmula:

$$E = H' / H_{max} = (H' / \log_2 S)$$

Onde:

H' = diversidade de espécies;

Hmax = diversidade sob condições de máxima eqüitatividade, expresso como $\log_2 S$.

A eqüitabilidade (J) foi calculada segundo Pielou (1977), apresentando valores entre 0 e 1, sendo considerados altos os valores superiores a 0,50.

5.4.3.4 Índice de diversidade (H'):

Para esta análise, foi utilizado o índice de diversidade (H') de SHANNON & WIENER (1949):

Fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Onde:

pi = abundância relativa de cada espécie;

S = número de espécies, também chamado de riqueza. O índice de diversidade é expresso em bits/indivíduo.

O índice de diversidade específica (H') foi calculado segundo Shannon e Wiener (1949), cujos valores podem ser enquadrados nas seguintes categorias;

- alta diversidade = $\geq 3,0$ Bits.Cél⁻¹
- média diversidade = $< 3,0 \geq 2,0$ Bits.Cél⁻¹
- baixa diversidade = $< 2 > 1,0$ Bits.Cél⁻¹
- muito baixa diversidade = $< 1,0$ Bits.Cél⁻¹

6. RESULTADOS

6.1 DEFINIÇÃO DOS PERÍODOS PARA ANÁLISE DOS DADOS HIDROLÓGICOS E BIOLÓGICOS

Procedeu-se uma análise de correlação entre os dados de precipitação totais mensais e quinzenais com os dados de níveis médios mensais da água nas três estações de monitoramento. Para os totais quinzenais, observou-se correlação de ($R^2 = 0,69; 0,88; 0,80$; respectivamente para P1, P2 e P3, para um modelo logarítmico). A dispersão (variância) nos três casos é consideravelmente alta, o que pode resultar da grande importância que os escoamentos de base exercem sobre o fluxo na calha fluvial, ou seja os processos de infiltração e fluxo subsuperficial são significativos na bacia.

Essa interpretação faz recomendar que, para fins de análise dos parâmetros que inferem qualidade da água, seja preferível buscar correlacioná-los diretamente com os níveis linimétricos (ou descargas líquidas) do que com as chuvas.

O objetivo de situar as condições hídricas da bacia em dois períodos distintos, isto é, “úmida” ou “seca”, ou como foi preferido, em “acima” e “abaixo do nível médio das águas”, visou distinguir situações em que os parâmetros indicadores da qualidade da água (físicos, químicos ou biológicos) pudessem estar sendo influenciados por essas condições. Ao considerar água “acima” ou “abaixo” da média, considera-se em decorrência os processos hidrológicos da bacia de forma integrada, isto é, as chuvas espacialmente concentradas, as condições de maior ou menor umidade dos solos, as condições diferenciadas das contribuições de base (dos aquíferos rasos, adjacentes ao rio), as diferentes contribuições de suas nascentes e afluentes e, mesmo, diferenças espaciais dos efeitos de evapotranspiração. Os níveis da água medidos referem-se a maiores ou menores volumes sendo escoados, resultantes da integração de todos aqueles fatores ou processos mencionados.

A Figura 6.1 mostra os registros de chuva, com os quais foi realizada a análise acima mencionada.

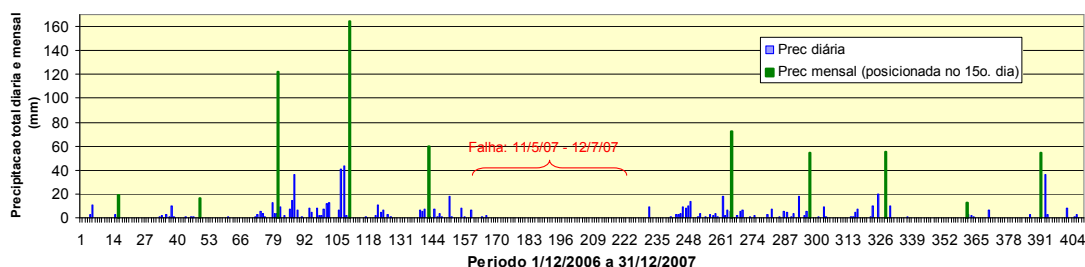


Figura 6.1 – Dados de precipitação coletados na estação P1 ao longo do ano.

Na Figura 6.2 são destacados os dois períodos em que se observaram níveis da água altos e níveis baixos. A referência para definir níveis “altos” (mar-out) ou “baixos” (dez/06-fev/07 e dez/07) é a média dos níveis do período monitorado. Na figura são apresentados os níveis da água das três estações de medição, adimensionalizados pelas suas médias em função das mesmas não estarem referenciadas altimetricamente a uma mesma Referência de Nível (RN).

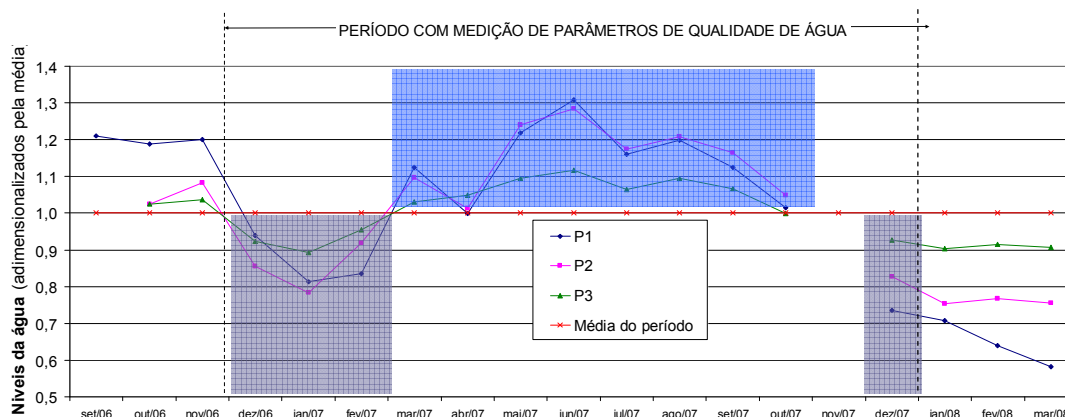


Figura 6.2 – Demonstração dos períodos com níveis da água acima ou abaixo da média do período amostrado.

6.2 DADOS ABIÓTICOS E MICROBIOLÓGICOS

6.2.1 TESTE NÃO-PARAMÉTRICO DE MANN-WHITNEY-WILCOXON “RANK SUM” PARA AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS E CONDIÇÕES DO RIO (ÁGUAS ALTAS / ÁGUAS BAIXAS)

Este teste não-paramétrico foi empregado visando avaliar a possível

condição diferenciada dos parâmetros físicos e químicos em dois períodos distintos: nível das águas acima e abaixo da média do período.

Para tal, foi efetuado procedimento na forma de Teste de Hipóteses quanto à similaridade estatística para os valores dos parâmetros das duas ocasiões, na forma:

- H_0 : grupos SÃO estatisticamente similares
- H_a : grupos NÃO SÃO estatisticamente similares

Os dados das duas ocasiões são agrupados sequencialmente, em ordem crescente de seus valores, sendo aplicado um ordenamento conjunto (ordem ajustada) dos postos, conforme tabelas apresentadas adiante. Desse ordenamento são calculados os somatórios dos postos ou ordens referentes aos dados de cada condição hídrica. De posse desses valores e conhecendo-se o número de dados de cada sub-amostra procede-se o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon, conforme descrito na metodologia, aceitando ou rejeitando a hipótese nula (H_0). Casos em que ambas as amostras tem mais que 10 valores, foi utilizada a estatística Z, considerando a aproximação a uma distribuição Normal.

6.2.1.1 Coliformes termotolerantes

Para o parâmetro Coliformes Termotolerantes, o número de dados nas condições água abaixo e acima do nível médio foram, respectivamente (ver Tabela 6.1):

$$n_A = 7$$

$$n_B = 16$$

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

$$R_A = 80$$

$$R_B = 196$$

Da tabela para o teste de Mann-Whitney com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 54 a 114

Com o que se conclui que o R_A está dentro, mas R_B está fora do intervalo acima, logo não há evidência de que se pode aceitar H_0 , assim rejeita-se H_0 . As amostras são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 95%.

Com isso conclui-se que para as condições de águas “altas” ou “baixas”, há

evidências de que afetaram as concentrações de coliformes termotolerantes das águas do rio Capivara Grande nos períodos amostrados.

Tabela 6.1 – Parâmetro Coliformes Termotolerantes (UFC/100ml) em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados agrupados	Ordem ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	2	1	1	1,5
2	6	1	1	1,5
3	10	10	2	3
4	31	11	6	4
5	60	20	10	5,5
6	210	26	10	5,5
7	900	30	11	7
8		33	20	8
9		37	26	9
10		60	30	10
11		70	31	11
12		82	33	12
13		120	37	13
14		220	60	14,5
15		240	60	14,5
16		640	70	16
17			82	17
18			120	18
19			210	19
20			220	20
21			240	21
22			640	22
23			900	23

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

6.2.1.2 Fósforo total

Para o parâmetro Fósforo Total, retirando os resultados em que o P não foi detectável, o número de dados nas condições água abaixo e acima do nível médio foram, respectivamente (ver Tabela 6.2):

$$nA = 10$$

$$nB = 7$$

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

$$RA = 68$$

$$RB = 68$$

Da tabela para o teste de Mann-Whitney com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 42 a 84

Com o que se conclui que tanto o RA como o RB estão dentro do intervalo

acima, logo aceita-se H_0 . Assim, as amostras são estatisticamente similares para um nível de significância de 5%.

Tabela 6.2 – Parâmetro Fósforo Total (mg/L) em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico (descartados períodos com $P_t < LDM$).

Ordem	Condição		Dados agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	0,01	0,03	0,01	1,5
2	0,01	0,04	0,01	1,5
3	0,02	0,04	0,02	3,5
4	0,02	0,04	0,02	3,5
5	0,03	0,06	0,03	6
6	0,03	0,08	0,03	6
7	0,04	0,1	0,03	6
8	0,04		0,04	9,5
9	0,05		0,04	9,5
10	0,09		0,04	9,5
11			0,04	9,5
12			0,05	12
13			0,06	13
14			0,08	14
15			0,09	15
16			0,1	16

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

Caso se considere os resultados das análises que não atingiram o limite de detecção do método laboratorial ($< LDM$), conforme apresentado na Tabela 6.3, obtém-se o resultado que se expõe adiante.

Obtém-se neste caso:

$$n_A = 10$$

$$n_B = 17$$

e

$$R_A = 168$$

$$R_B = 178$$

Calculam-se as estatísticas U_A e U_B :

$$U_A = 145$$

$$U_B = 57$$

Destes valores, determina-se U tomando-se o menor deles:

$$U = 57$$

Calcula-se a média e variância, a partir do número de dados em cada amostra:

$$E(U) = 85$$

$$\text{Var}(U) = 396,67$$

Obtém-se a variável padronizada Z_U :

$$Z_U = -1,43097$$

Tabela 6.3 – Parâmetro Fósforo Total ($\mu\text{g/L}$) em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico (incluídos períodos com $P_t < \text{LDM}$). Salienta-se que o LDM é $0,005 \mu\text{g/L}$, ou seja, todas as concentrações de fósforo são inferiores.

Ordem	Condição		Dados agrupados	Ordem ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	0,01	<LDM	<LDM	5
2	0,01	<LDM	<LDM	5
3	0,02	<LDM	<LDM	5
4	0,02	<LDM	<LDM	5
5	0,03	<LDM	<LDM	5
6	0,03	<LDM	<LDM	5
7	0,04	<LDM	<LDM	5
8	0,04	<LDM	<LDM	5
9	0,05	<LDM	<LDM	5
10	0,09	<LDM	<LDM	5
11		0,03	0,01	11,5
12		0,04	0,01	11,5
13		0,04	0,02	13,5
14		0,04	0,02	13,5
15		0,06	0,03	16
16		0,08	0,03	16
17		0,1	0,03	16
18			0,04	19,5
19			0,04	19,5
20			0,04	19,5
21			0,04	19,5
22			0,05	22
23			0,06	23
24			0,08	24
25			0,09	25
26			0,1	26

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

Compara-se o valor absoluto de Z_U com o valor crítico obtido em tabelas para Z , considerando o nível de significância desejado (adotado $\alpha = 5\%$, em teste bicaudal):

$$Z_{\text{crítico}} = 1,96$$

Aceita-se a hipótese nula caso Z_U seja menor que o $Z_{\text{crítico}}$.

Como $|Z_U| = 1,43 < 1,96$, aceita-se a H_0 . Ou seja, as amostras são estatisticamente iguais.

Saliente-se que este resultado está de acordo com o resultado do primeiro procedimento, no qual foram excluídos os resultados abaixo do limite de detecção do

método laboratorial (< LDM), reforçando as evidências de que as amostras são estatisticamente similares nas duas condições hídricas, logo o fósforo não foi afetado pelos maiores volumes de água e fluxo no rio Capivara Grande durante o período amostrado.

Quanto ao método, por não lidar diretamente com os valores do parâmetros, mas com a sua ordem de grandeza, possibilita considerar aqueles com resultado < LDM, nos parecendo ser o procedimento mais recomendável.

6.2.1.3 Nitrogênio Total

Salienta-se, inicialmente, que o Nitrogênio Total (mg/L) aqui considerado, resulta da soma dos resultados obtidos para suas formas parciais Nitrito, Nitrato e Nitrogênio Amoniacal. Esse procedimento se justifica nos casos em que o nitrogênio orgânico possa ser considerado ínfimo, o que se aplica aos corpos d'água com reduzida concentração de matéria orgânica. Assim foi considerado neste trabalho em função da coleta de amostras de água terem sido realizadas sempre em locais mais profundos e afastados das margens.

Por se ter amostras com mais de 10 valores nos dois períodos de condições hídricas considerados, empregou-se o procedimento de aceita uma aproximação à distribuição Normal.

Observa-se, da Tabela 6.4, os valores:

$$n_A = 12$$

$$n_B = 17$$

e

$$R_A = 233$$

$$R_B = 202$$

Após, calculam-se as estatísticas padronizadas U_A e U_B :

$$U_A = 155 \quad \text{e} \quad U_B = 49$$

Destes valores, determina-se U tomando-se o menor deles: $U = 49$

Calcula-se a média e variância, a partir do número de dados em cada amostra:

$$E(U) = 102 \quad \text{e} \quad \text{Var}(U) = 510$$

Obtém-se a variável padronizada Z_U :

$$Z_U = - 2,36902$$

Tabela 6.4 – Parâmetro Nitrogênio Total (mg/L) em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados agrupados	Ordem ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	0,09	0,1	0,09	1
2	0,18	0,11	0,1	2
3	0,2	0,13	0,11	3
4	0,21	0,13	0,13	4,5
5	0,25	0,14	0,13	4,5
6	0,25	0,14	0,14	6,5
7	0,26	0,15	0,14	6,5
8	0,27	0,17	0,15	8
9	0,28	0,17	0,17	9,5
10	0,59	0,18	0,17	9,5
11	0,87	0,18	0,18	12
12	1,13	0,19	0,18	12
13		0,22	0,18	12
14		0,24	0,19	14
15		0,34	0,2	15
16		0,34	0,21	16
17		0,42	0,22	17
18			0,24	18
19			0,25	19,5
20			0,25	19,5
21			0,26	21
22			0,27	22
23			0,28	23
24			0,34	24,5
25			0,34	24,5
26			0,42	26
27			0,59	27
28			0,87	28
29			1,13	29

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

Compara-se o valor absoluto de Z_U com o valor crítico obtido em tabelas para Z , considerando o nível de significância desejado (adotado $\alpha = 5\%$, em teste bi-caudal):

$$Z_{\text{crítico}} = 1,96$$

Aceita-se a hipótese nula caso Z_U seja menor que o $Z_{\text{crítico}}$.

Como $|Z_U| = 2,369 > 1,96$, rejeita-se a H_0 . Ou seja, as amostras são estatisticamente diferentes.

Com isso conclui-se que a condição de águas “altas” ou “baixas” pode influir nos valores em que se apresentam as concentrações de nitrogênio das águas do rio Capivara Grande.

6.2.1.4 Temperatura da água

Para o parâmetro Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), o número de dados nas condições água abaixo e acima do nível médio foram, respectivamente (ver Tabela 6.5):

$n_A = 6$ e $n_B = 17$

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

$RA = 118$ e $RB = 158$

Da tabela para o teste de Mann-Whitney com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 43 a 101

Com o que se conclui que tanto o RA como o RB estão fora do intervalo acima, logo rejeita-se H_0 . Assim as amostras são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

A condição de águas “altas” ou “baixas” influi significativamente as condições de temperatura média das águas do rio Capivara Grande.

Tabela 6.5 – Parâmetro Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	28,56	25	25,00	1
2	29,85	25,4	25,40	2
3	30,6	25,7	25,70	3
4	32	25,9	25,90	4
5	32	26	26,00	5
6	32	26,8	26,80	6
7		27,3	27,30	7
8		27,6	27,60	8
9		27,9	27,90	9
10		28	28,00	10
11		28,1	28,10	12
12		28,1	28,10	12
13		28,1	28,10	12
14		28,6	28,56	14
15		28,7	28,60	15
16		29,1	28,70	16
17		29,9	29,10	17
18			29,85	18
19			29,90	19
20			30,60	20
21			32,00	22
22			32,00	22
23			32,00	22

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

6.2.1.5 pH – potencial hidrogeniônico

Para o parâmetro pH, o número de dados nas condições água abaixo e acima do nível médio foram, respectivamente (ver Tabela 6.6):

$$nA = 6 \quad \text{e} \quad nB = 17$$

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

$$RA = 88 \quad \text{e} \quad RB = 188$$

Da tabela para o teste de Mann-Whitney com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 43 a 101

Observa-se que RA está dentro, mas RB está fora do intervalo de aceitação acima, logo rejeita-se H_0 . Assim as amostras são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

A condição de águas “altas” ou “baixas” se relaciona significativamente as condições de pH das águas do rio Capivara Grande.

Tabela 6.6 – Parâmetro pH em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados agrupados	Ordem ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	4,89	4,88	4,88	1
2	5,63	5,3	4,89	2
3	6,13	5,32	5,30	3
4	6,34	5,4	5,32	4
5	6,62	5,45	5,40	5
6	7,14	5,49	5,45	6
7		5,5	5,49	7
8		5,55	5,50	8
9		5,56	5,55	9
10		5,6	5,56	10
11		5,7	5,60	11
12		5,76	5,63	12
13		5,79	5,70	13
14		5,82	5,76	14
15		7,2	5,79	15
16		8,32	5,82	16
17		8,78	6,13	17
18			6,34	18
19			6,62	19
20			7,14	20
21			7,20	21
22			8,32	22
23			8,78	23

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

6.2.1.6 Oxigênio Dissolvido

Para o parâmetro OD, o número de dados nas condições água abaixo e acima do nível médio foi, respectivamente (ver Tabela 6.7):

nA = 4

nB = 14

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

RA = 31

RB = 140

Da tabela para o teste de Mann-Whitney com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 19 a 57

Observa-se que RA está dentro, mas RB está fora do intervalo de aceitação, logo H_0 é rejeitada. Assim as amostras das duas condições hídricas são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Tabela 6.7 – Parâmetro OD (mg/L) em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	5,74	3,01	3,01	1
2	5,9	4,58	4,58	2
3	6,39	4,68	4,68	3
4	7,13	4,76	4,76	4
5		5,16	5,16	5
6		6,5	5,74	6
7		7,69	5,9	7
8		8,07	6,39	8
9		8,27	6,5	9
10		8,43	7,13	10
11		9,87	7,69	11
12		11,05	8,07	12
13		11,72	8,27	13
14		16	8,43	14
15			9,87	15
16			11,05	16
17			11,72	17
18			16	18

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

A condição de águas “altas” ou “baixas” altera as condições de oxigênio dissolvido das águas do rio Capivara Grande, conforme o teste empregado.

6.2.2 AVALIAÇÃO PELO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA MODIFICADO (IQA-m)

Como exposto na Metodologia, os resultados aqui apresentados para as condições da qualidade da água baseiam-se no IQA, porém com ajustes quanto aos parâmetros considerados e, conseqüentemente, quanto aos pesos atribuídos a cada um.

A Tabela 6.8 mostra os valores dos seis parâmetros físicos e químicos obtidos nas campanhas e após se ter realizado uma triagem com a qual foram desconsiderados aqueles identificados como inconsistentes. Ressalta-se com a cor vermelha os parâmetros e meses em que, pela disponibilidade daqueles, foram possíveis de ser considerados para o cálculo do índice IQA modificado. Os meses para os quais os cálculos foram procedidos são: janeiro, abril, maio, julho, agosto e outubro, os quais, embora descontínuos, proporcionaram uma avaliação temporal da variação das condições da água do rio Capivara Grande. No mês de Janeiro não se procedeu ao cálculo do IQA-m para o ponto P1 em função da ausência de informação confiável para coliformes. Observe-se que o nitrogênio total foi obtido a partir da soma das concentrações de nitrito, nitrato e N-amoniacal, com o que reforça-se a ressalva de ter sido considerado que o nitrogênio na forma orgânica seria muito pequeno, justificado pela baixa quantidade de matéria orgânica na água.

Na Tabela 6.9 constam os valores padronizados (entre zero e 100) obtidos com as curvas para cada parâmetro. Estes foram utilizados para o cálculo do IQA-m para cada uma das localidades e para os meses em questão. Os valores obtidos para o IQA-m constam na Tabela 6.10, sendo também representados na Figura 6.3.

Observa-se que em geral as condições estimadas pelo IQA-m situam-se entre “médias” a “boas”.

Tabela 6.8 - Valores dos parâmetros físicos e químicos ao longo dos meses amostrados.

	Local	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Coliformes termotolerantes (UFC/100 mL)	P3		2	6	33	70	26		30	120		10		10
	P2		900	210	240	60	11		1	82		20		31
	P1		4,3x10 ⁴	60	220	<01	1		640	-		37		<01
Fósforo total (mg/l)	P3	0,09	0,05	0,04	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	0,03		0,04		<LDM
	P2	0,03	0,01	0,01	0,1	<LDM	<LDM		<LDM	0,04		0,08		<LDM
	P1	0,04	0,02	0,02	0,06	<LDM	<LDM		<LDM	-		0,04		0,03
Nitrito (mg/l)*	P3	< LDM	0,9	0,02	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	0,01		<LDM		0,17
	P2	0,04	0,7	0,03	0,02	<LDM	<LDM		<LDM	0,02		<LDM		0,01
	P1	< LDM	0,1	0,02	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	-		<LDM		0,02
Nitrito (mg/l)*	P3	< LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM		<LDM		<LDM
	P2	< LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM		<LDM		<LDM
	P1	< LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	-		<LDM		<LDM
N amon (mg/l)*	P3	0,25	0,23	0,25	0,18	0,1	0,34		0,13	0,1		0,15		0,08
	P2	0,16	0,17	0,15	0,17	0,14	0,34		0,13	0,12		0,17		0,08
	P1	0,28	0,49	0,24	0,22	0,24	0,42		0,18	-		0,17		0,19
N Total (mg/l) (soma dos N acima)	P3	0,25	1,13	0,27	0,18	0,1	0,34		0,13	0,11		0,15		0,25
	P2	0,2	0,87	0,18	0,19	0,14	0,34		0,13	0,14		0,17		0,09
	P1	0,28	0,59	0,26	0,22	0,24	0,42		0,18	-		0,17		0,21
T (°C)	P3	28,56	32		28,1	27,3	28,7		25	25,4		28		
	P2	29,85	32		27,9	28,1	26,8		25,7	26		29,1		
	P1	30,6	32		29,9	28,1	25,9		27,6	-		28,6		
pH	P3	5,63	6,34		5,3	4,88	5,79		7,2	5,6		5,56		
	P2	4,89	6,62		5,4	5,49	5,32		8,32	5,45		5,5		
	P1	6,13	7,14		5,82	5,76	5,55		8,78	-		5,7		
Oxigênio Dissolvido (mg/l)	P3	5,74	6,39			5,16	4,68		8,07	4,76		16		
	P2		7,13			8,27	11,05		11,72	8,43		7,69		
	P1		5,9			3,01	4,58		9,87	-		6,5		

OBS: Os valores em vermelho indicam parâmetros disponíveis para compor o IQA modificado – Condição essencial: disponibilidade de O.D.

LDM = limite de detecção do método

* indicam os valores que somados resultaram no N Total, forma utilizada no IQA modificado.

Tabela 6.9 - Pesos de cada parâmetro pelas curvas do IQA.

	Local	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out
Coliformes termotolerantes (UFC/100mL)	P3	89			43	55		53	38		66
	P2	19			45	62		98	42		57
	P1	-			99	98		22	-		49
Fósforo total (mg/L)	P3	93			100	100		100	96		95
	P2	99			100	100		100	95		90
	P1	-			100	100		100	-		95
N Total* (mg/L)	P3	94,4			99,7	98,4		99,5	99,6		99,4
	P2	95,7			99,5	98,4		99,5	99,5		99,3
	P1	-			98,9	98,0		99,3			99,3
T (°C)	P3	30			72	55		92	91		65
	P2	30			60	83		91	89		58
	P1	-			60	90		70	-		60
pH	P3	70			21	43		92	36		36
	P2	72			36	30		77	34		35
	P1	-			40	37		60	-		40
OD (mg/l)	P3	84			59	77		94	75		55
	P2	93			99	79		47	98		97
	P1	-			28	47		87	-		87

Tabela 6.10 - Valores do IQA-m nos três pontos de amostragem (P1, P2 e P3) e categorias com base em MMA/SEMAD (2005) e CETESB (2007).

Critério	Local de monitoramento	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out
		MMA/SEMAD	P3	74,0			55,4	67,0		84,5	64,0
	P2	56,2			67,1	68,8		79,2	68,4		68,4
	P1				59,8	70,1		62,4			66,9
OBS: Nível de qualidade Verde: Boa; Amarelo: Médio											
CETESB	P3	74,0			55,4	67,0		84,5	64,0		63,5
	P2	56,2			67,1	68,8		79,2	68,4		68,4
	P1				59,8	70,1		62,4			66,9
OBS: Nível de qualidade Azul: Ótima; Verde: Boa											

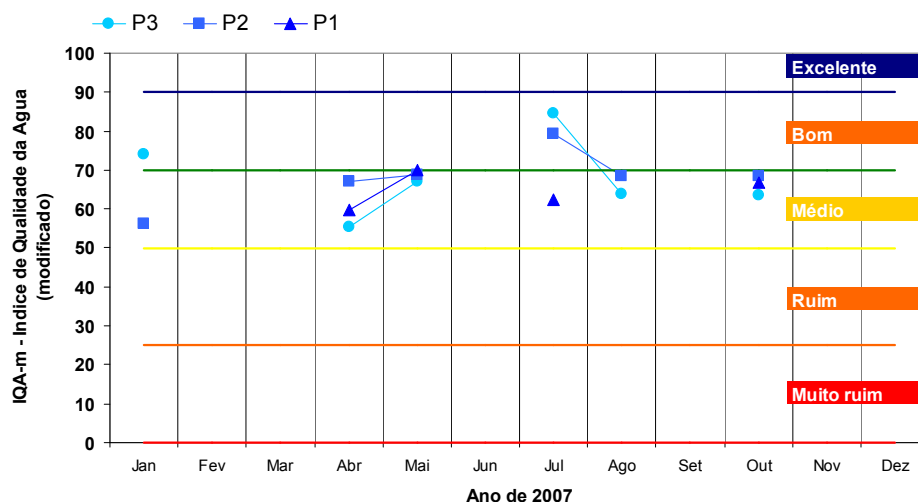


Figura 6.3 - Condições dos três pontos de amostragem (P1, P2 e P3) conforme o IQA-m e critério do MMA/SEMAD.

Em julho, ocasião de águas “altas”, há uma discrepância na qualidade do P1, comparativamente aos demais. Neste caso o local P1 mostra os coliformes termotolerantes como a razão principal de um IQA-m baixo.

Com base nos resultados obtidos, é possível observar a ocorrência de certa diferenciação entre as condições dos três locais amostrados numa mesma ocasião. Essa variabilidade espacial é compreensível em função de particularidades de cada local quanto às condições de fluxo e tempo de residência das águas, mas observa-se também as possibilidades de atividades humanas contribuírem para a alteração dos valores dos parâmetros. Em que pese essa variação do IQA-m, as condições situam-se ainda próximas mesmo atingindo duas das categorias estabelecidas pelo método.

Por outro lado, vê-se também certo grau de coincidências nos valores do IQA-m em algumas ocasiões, quando o rio estaria com uma maior uniformidade nas suas condições.

Com isso conclui-se que não é possível se distinguir um padrão recorrente para as condições de qualidade, seja espacialmente, com relação aos três locais, ou temporalmente, entre os períodos de águas altas e baixas, mas que de uma forma geral situam-se próximas entre si, atualmente.

6.2.3 AVALIAÇÃO PELO IET_{PT} E O MODELO DE VOLLENWEIDER PARA ESTADO TRÓFICO

O Índice de Estado Trófico adaptado para rios foi empregado para avaliar as condições do Rio Capivara. Porém apenas refere-se, neste trabalho, ao IET_{PT} para o fósforo total, já que não se dispunha de dados de clorofila-a e transparência. A tabela 6.11a, mostra as concentrações de fósforo detectadas nas várias ocasiões e nos três pontos de amostragem, e a categoria do estado trófico correspondente.

Considerando o IET_{PT} adaptado para rios, logo mais adequado para o sistema em estudo, o estado trófico deu-se predominantemente (~41%) entre ultraoligotrófico e oligotrófico, porém sucedido por condições eupolitróficas (~31%). Mostrou certa tendência a ter menor potencial para eutrofização (pois P é fator causador) no meio do ano, momento de níveis d'água mais altos, o que pode ser atribuído ao efeito de diluição. Embora, em dezembro/2007, momento em que as águas tiveram seus níveis reduzidos, a presença do P não foi detectável nos pontos P3 e P2. (Ver Tabela 6.11a).

Embora o modelo de Vollenweider tenha sido definido para lagos, onde em geral são esperados maiores concentrações de nutrientes do que em ambientes lóticos, o mesmo foi empregado neste estudo em função de sua simplicidade, fazendo referência a parâmetros disponíveis, os macro-nutrientes N e P.

Os resultados obtidos podem variar em certo grau, dependendo da metodologia empregada. No caso presente, avaliando em função de cada forma dos nutrientes, P total, Nitrito, Nitrato e N-amoniaco, verificou-se que: para as formas do N o ambiente (baseado nos locais P1, P2 e P3) seria Oligotrófico (tabela 6.11b), enquanto para P seria ultraoligotrófico (tabela 6.11a).

Tabela 6.11a – Valores dos parâmetros de fósforo (mg/L) e condição do estado trófico, conforme o IET_{PT} e o modelo de Vollenweider_{PT}.

CONDIÇÃO Meses/Local	IET _{PT}						Vollenweider _{PT}			
	P1	*Categoria	P2	*Categoria	P3	*Categoria	P1	P2	P3	Categoria
Dez/06	0,04	Eupolitrofico	0,03	Meso a eupolitrof	0,09	Eupolitrofico	0,04	0,03	0,09	Ultraoligotrófico
Jan	0,02	Mesoeutrófico	0,01	Oligo a mesotrof	0,05	Eupolitrofico	0,02	0,01	0,05	
Fev	0,02	Mesoeutrófico	0,01	Oligo a mesotrof	0,04	Eupolitrofico	0,02	0,01	0,04	
Mar	0,06	Eupolitrofico	0,1	Eupo a politrofico	<LDM	Ultra a oligotrof	0,06	0,1	<LDM	
Abr	<LDM	Ultra a oligotrof	<LDM	Ultra a oligotrof	<LDM	Ultra a oligotrof	<LDM	<LDM	<LDM	
Mai	<LDM	Ultra a oligotrof	<LDM	Ultra a oligotrof	<LDM	Ultra a oligotrof	<LDM	<LDM	<LDM	
Jun										
Jul	<LDM	Ultra a oligotrof	<LDM	Ultra a oligotrof	<LDM	Ultra a oligotrof	<LDM	<LDM	<LDM	
Ago			0,04	Eupolitrofico	0,03	Meso a eupolitrof		0,04	0,03	
Set										
Out	0,04	Eupolitrofico	0,08	Eupolitrofico	0,04	Eupolitrofico	0,04	0,08	0,04	
Nov										
Dez/07	0,03	Meso a eupolitrof	<LDM	Ultra a oligotrof	<LDM	Ultra a oligotrof	0,03	<LDM	<LDM	

*OBS: Categorias para as concentrações de fósforo total, conforme IET_{PT}	
Categorias para a concentração	P (mg/L)
1 – Ultraoligotrófico	< 0,005
2 – Oligotrófico	0,005 – 0,010
3 – Mesoeutrófico	0,010 – 0,030
4 – Eupolitrofico	0,030 – 0,100
5 - Politrofico	> 0,100

OBS: Foram indicadas 2 categorias nos casos que o valor de P estava no limiar entre as mesmas LDM do método laboratorial: 0,005 mg/L.

Tabela 6.11b – Valores dos parâmetros de nitrogênio (mg/L) e condição do estado trófico, conforme modelo de Vollenweider.

Parâmetro	Local	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Condição (Vollenweider)
Nitrato (mg/L)	P3	< LDM	0,9	0,02	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	0,01		<LDM		0,17	OLIGOTRÓFICO
	P2	0,04*	0,7	0,03	0,02	<LDM	<LDM		<LDM	0,02		<LDM		0,01	
	P1	< LDM	0,1	0,02	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	-		<LDM		0,02	
Nitrito (mg/L)	P3	< LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM		<LDM		<LDM	OLIGOTRÓFICO
	P2	< LDM*	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM		<LDM		<LDM	
	P1	< LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	-		<LDM		<LDM	
N. amoniacal (mg/L)	P3	0,25	0,23	0,25	0,18	0,1	0,34		0,13	0,1		0,15		0,08	OLIGOTRÓFICO
	P2	0,16*	0,17	0,15	0,17	0,14	0,34		0,13	0,12		0,17		0,08	
	P1	0,28	0,49	0,24	0,22	0,24	0,42		0,18	-		0,17		0,19	

OBS: * Amostragem realizada em outro dia do mês
LDM = limite de detecção do método

6.2.4 AVALIAÇÃO PELA RESOLUÇÃO CONAMA 357 / 2005

A Tabela 6.12 mostra os valores dos parâmetros analisados, cada qual ostentando uma cor com a qual se indica a classe, ou condição, que o rio estaria apresentando. A cor Verde refere-se à Classe 1 ou especial; a cor Laranja corresponde à Classe 2; a Vermelha representa a Classe 3. Quando vê-se valores em Preto indica que o parâmetro conduz a situação inferior à Classe 3. Em Cinza, ou refere-se a parâmetro não amostrado de acordo com a Resolução (coliformes termotolerantes), ou não referido na Resolução (temperatura).

Os coliformes não foram amostrados exatamente em conformidade com o indicado na Resolução, mas apresentam em geral, valores abaixo do indicado para Classe 1. Os valores para coliformes termotolerantes não constituem problema que rebaixe a classificação do rio para classes problemáticas, mais inconvenientes para quaisquer usos.

Quanto ao fósforo total, em geral conduz à uma condição de Classe 1 ou Especial. Em alguns momentos e locais conduz à condição de Classe 2. Apresenta piores condições no P1 em março (Classe 3), no P2 em março e outubro (condição pior que Classe 3), e no P3 em dezembro (pior que Classe 3).

Vê-se que o nitrogênio em todas as suas formas analisadas não viola a condição de Classe 1 ou Especial em nenhum caso.

O pH apontado em todas as classes deve estar entre 6 e 9. No entanto observa-se em geral uma certa acidez na água, chegando a atingir valores inferiores a 5. Ressalte-se que nos meses de janeiro e julho o pH esteve satisfatório, conforme a Resolução, em todos os três locais de monitoramento. A acidez observada pode ser resultado de ácidos húmicos produzidos localmente, porém fica a suspeita da influência de indústrias localizadas na região que já causaram acidez crônica em lagoas situadas em dunas próximas (SILVA et al., 2008) e cujos efluentes poderiam vir a atingir o rio Capivara por fluxos subsuperficiais (lixiviados) ou por dispersão atmosférica, auxiliando o processo de acidificação de suas águas.

Com relação ao oxigênio dissolvido, imprescindível para um bom desenvolvimento da biota do local, na maior parte dos casos conduz a uma condição de Classe 1 ou Classe 2. Foram detectadas violações dessas classes, conduzindo à condição de Classe 3 no ponto P3, em maio e agosto, e no ponto P1 também em maio. No ponto P1, em abril, atingiu o menor valor de todos os locais/momentos,

chegando a 3,01 mg/L.

O ponto P1, por características próximas a lânticas justifica uma menor aeração. Já o ponto P3, embora sendo meio lótico, apresenta baixas velocidades e turbulência no local de amostragem o que pode justificar em parte uma menor aeração, muito embora isso tenha ocorrido em condições de águas “altas” em duas situações.

De uma forma geral, o rio Capivara Grande apresentou, nos locais e ocasiões de amostragem, condições que permitem dizer que encontra-se em bom estado de qualidade, tipo Classe 1 ou especial, com ocasiões que ocorrem piora no valor de alguns parâmetros em específico os quais, em separado, conduziriam a classes inferiores, mas não chegando a comprometer o estado das águas no geral.

Tabela 6.12 - Situação (Classe) conforme Resolução CONAMA 357/2005 - Classe indicada por cores.

Parâmetro	Local	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Coliformes termotolerantes	P3		2	6	33	70	26		30	120		10		10
	P2		900	210	240	60	11		1	82		20		31
	P1			60	220	<01	1		640	-		37		<01
Fósforo total	P3	0,09	0,05	0,04	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	0,03		0,04		<LDM
	P2	0,03	0,01	0,01	0,1	<LDM	<LDM		<LDM	0,04		0,08		<LDM
	P1	0,04	0,02	0,02	0,06	<LDM	<LDM		<LDM			0,04		0,03
Nitrato	P3	< LDM	0,9	0,02	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	0,01		<LDM		0,17
	P2	0,04	0,7	0,03	0,02	<LDM	<LDM		<LDM	0,02		<LDM		0,01
	P1	< LDM	0,1	0,02	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	-		<LDM		0,02
Nitrito	P3	< LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM		<LDM		<LDM
	P2	< LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM		<LDM		<LDM
	P1	< LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	-		<LDM		<LDM
N amon	P3	0,25	0,23	0,25	0,18	0,1	0,34		0,13	0,1		0,15		0,08
	P2	0,16	0,17	0,15	0,17	0,14	0,34		0,13	0,12		0,17		0,08
	P1	0,28	0,49	0,24	0,22	0,24	0,42		0,18			0,17		0,19
T (°C)	P3	28,56	32		28,1	27,3	28,7		25	25,4		28		
	P2		32		27,9	28,1	26,8		25,7	26		29,1		
	P1	30,6	32		29,9	28,1	25,9		27,6	-		28,6		
pH	P3	5,63	6,34		5,3	4,88	5,79		7,2	5,6		5,56		
	P2	4,89	6,62		5,4	5,49	5,32		8,32	5,45		5,5		
	P1	6,13	7,14		5,82	5,76	5,55		8,78			5,7		
OD (mg/l)	P3	5,74	6,39			5,16	4,68		8,07	4,76		16		
	P2		7,13			8,27	11,05		11,72	8,43		7,69		
	P1		5,9			3,01	4,58		9,87			6,5		

OBS. Cores das letras indicam:

Verde = Classe 1 ou especial; Laranja = Classe 2; Vermelho = Classe 3; Preto = inferior à Classe 3.

Cinza = não amostrados de acordo com a Resolução (coliformes termotolerantes); não referido na Resolução (temperatura).

6.3 DADOS BIOLÓGICOS – ZOOPLÂNCTON

6.3.1 Composição da comunidade zooplanctônica encontrada no rio Capivara Grande

A comunidade zooplanctônica no rio Capivara Grande está representada por oito famílias e doze morfotipos de cladóceros (Classe Branchiopoda); três famílias e cinco morfotipo de copépodos (Classe Maxillopoda). Dentre estes, alguns organismos chegaram à identificação de espécies e outros foram classificados até a categoria taxonômica de gênero, conforme consta na (Tabela 6.13).

Tabela 6.13: Composição zooplanctônica do rio Capivara Grande, no período de dezembro de 2006 a dezembro de 2007, conforme classificação de Elmoor-Loureiro, (1997) e Needham e Needham, (1978).

Filo Arthropoda	
Classe Crustacea	
Subclasse CLADOCERA	
FAMÍLIA	ESPÉCIE
Chydoridae	<i>Acroperus harpae</i> Baird, 1843
	<i>Alonella</i> sp.
	<i>Chydorus</i> sp.
	<i>Pleuroxus</i> sp.
Bosminidae	<i>Bosmina longirostris</i> O. F. Muller, 1785
Holopedidae	<i>Holopedium</i> sp.
Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus</i> sp.
Macrothricidae	<i>Macrothrix sioli</i> Smirnov, 1992
Moinidae	<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874
Polyphemidae	<i>Polyphemus</i> sp.
Sididae	<i>Diaphanossoma</i> sp.
	<i>Sida crystalina</i> Pennak, 1978
Subclasse COPEPODA	
FAMÍLIA	ESPÉCIE
Cyclopidae	<i>Cyclops</i> sp.
Centropagidae	<i>Osphranticum</i> sp.
	<i>Limnocalanus</i> sp.
	<i>Diaptomus</i> sp.
Dicranophoridae	<i>Dicranophorus</i> sp.

6.3.2 Abundância relativa

Quando em uma comunidade a quantidade de indivíduos for maior que 50% do total da amostra a abundância relativa é representada pelas espécies dominantes. Em todas as estações de estudo as espécies de cladócera - *Macrothrix sioli* e copépoda - *Diaptomus sp.* e *Limnocalanus sp.* respectivamente, foram considerados dominantes (Tabela 6.14).

Tabela 6.14: Abundância relativa (AR) e abundância absoluta (AB) dos morfotipos nos pontos de estudo.

ESPÉCIES	PONTO 1		PONTO 2		PONTO 3	
	AB	AR	AB	AR	AB	AR
CLADOCERA						
<i>Acroperus harpae</i>	13	2,45	4	19,05	5	5,81
<i>Alonella sp.</i>	3	0,57	0	0	3	3,49
<i>Bosmina longirostris</i>	45	8,49	2	9,52	0	0
<i>Chydorus sp.</i>	0	0	0	0	3	3,49
<i>Diaphanossoma sp.</i>	12	2,26	0	0	11	12,79
<i>Ilyocryptus sp.</i>	1	0,19	0	0	0	0
<i>Macrothrix sioli</i>	369	69,62	15	71,43	64	74,42
<i>Moina micrura</i>	2	0,38	0	0	0	0
<i>Pleuroxus sp.</i>	1	0,19	0	0	0	0
<i>Polyphemus sp.</i>	59	11,13	0	0	0	0
<i>Sida crystallina</i>	25	4,72	0	0	0	0
Total	530	100	21	100	86	100
COPEPODA						
	AB	AR	AB	AR	AB	AR
<i>Cyclops sp.</i>	35	10,29	0	0	0	0
<i>Diaptomus sp.</i>	238	70,00	11	91,67	37	60,66
<i>Dicranophorus sp.</i>	1	0,29	0	0	0	0
<i>Limnocalanus sp.</i>	41	12,06	1	8,33	24	39,34
<i>Osphranticum sp.</i>	9	2,65	0	0	0	0
Total	340	100	12	100	61	100

6.3.3 Teste não-paramétrico de Mann-Whitney-Wilcoxon “Rank Sum” para avaliação da relação entre os bioindicadores em condições do rio (águas altas/águas baixas)

As análises de Mann-Whitney-Wilcoxon para os bioindicadores cladóceros e copépodos e também para a fase larval de Copepoda (larva “nauplius”) foi empregada com o intuito de verificar se ocorreu variação na abundância total, em todos os pontos de coleta, com relação ao nível da água (acima ou abaixo da média do período) (Tabela 6.15).

Tabela 6.15: Resumo dos dados biológicos utilizados nas análises estatística de Mann-Whitney-Wilcoxon para a abundância relativa das espécies nos pontos de estudo.

VARIÁVEL ANALISADA	Local	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	AGO	DEZ
Abundância de Cladocera	P3	30	43	0	2	11	0	12
	P2	15	0	0	1	3	3	0
	P1	163	217	32	82	523	0	0
Abundância de Copepoda	P3	6	43	4	2	3	0	6
	P2	1	2	0	1	4	4	0
	P1	239	65	1	9	13	0	12
Abundância de Larva Nauplius	P3	0	398	7	0	3	0	0
	P2	0	8	0	5	9	9	0
	P1	249	591	64	41	473	0	12
Espécie dominante <i>Macrothrix sioli</i>	P3	30	32	0	2	0	0	0
	P2	15	0	0	1	0	0	0
	P1	35	217	13	60	44	0	0
Espécie dominante <i>Diaptomus sp.</i>	P3	2	28	0	1	3	0	6
	P2	0	2	0	1	4	4	0
	P1	152	65	0	4	5	0	12
Espécie dominante <i>Limnocalanus sp</i>	P3	4	15	4	1	0	0	0
	P2	1	0	0	0	0	0	0
	P1	30	0	1	2	8	0	0
Riqueza de Margalef: Cladocera	P3	0	0,53	0	0	0,48	0	0,62
	P2	0	0	0	0	0,91	0,91	0
	P1	0,98	0	1,15	0,22	0,48	0	1,11
Riqueza de Margalef: Copepoda	P3	0,55	0,26	0	1,44	0	0	0

VARIÁVEL ANALISADA	Local	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	AGO	DEZ
	P2	0	0	0	0	0	0	0
	P1	0,73	0	0	0,91	0,38	0	0
Equitabilidade: Cladocera	P3	0	0,65	0	0	0,95	0	0,97
	P2	0	0	0	0	0,91	0,91	0
	P1	0,81	0	0,75	0,83	0,95	0	0,78
Equitabilidade: Copepoda	P3	0,91	0,93	0	1	0	0	0
	P2	0	0	0	0	0	0	0
	P1	0,58	0	0	0,96	0,96	0	0
Diversidade máxima: Cladocera	P3	0	0,64	0	0	0,5	0	0,46
	P2	0	0	0	0	0,36	0,36	0
	P1	1,14	0	1,03	0,55	0,68	0	0,56
Diversidade máxima: Copepoda	P3	0,45	0,59	0	0,34	0	0	0
	P2	0	0	0	0	0	0	0
	P1	0,9	0	0	0,79	0,55	0	0
Diversidade de Shannon-Wiener:								
Cladocera	P3	0	0,69	0	0	0,59	0	0,55
	P2	0	0	0	0	0,41	0,41	0
	P1	1,45	0	1,13	0,57	0,8	0	0,64
Diversidade de Shannon-Wiener:								
Copepoda	P3	0,54	0,64	0	0,69	0	0	0
	P2	0	0	0	0	0	0	0
	P1	0,55	0	0	0,93	0,62	0	0

6.3.4 Abundância total de Cladocera

Para as análises com os Cladocera ao longo do ano nas localidades de estudo, o número de dados nas condições água abaixo e acima do nível médio da água foram, respectivamente (ver Tabela 6.16):

$$nA = 10$$

$$nB = 11$$

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

$$RA = 82.50$$

$$RB = 70.50$$

Da tabela para o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 68 a 121.

Tanto RA quanto RB estão dentro do intervalo, assim aceita H_0 . As amostras não estão estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Conclui-se que a abundância total de Cladoceros não foi afetada pelas condições de águas “altas” ou “baixas” no rio Capivara Grande durante os períodos amostrados.

Tabela 6.16 – Abundância total de Cladocera em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados agrupados	Ordem ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	163	32	0	3,5
2	217	82	0	3,5
3	6	523	0	3,5
4	15	0	0	3,5
5	0	0	0	3,5
6	30	1	0	3,5
7	43	3	1	7
8	12	3	2	8
9	0	0	3	9,5
10		0	3	9,5
11		2	6	11
12		11	11	12
13			12	13
14			15	14
15			30	15
16			32	16
17			43	17
18			82	18
19			163	19
20			217	20
21			523	21

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

6.3.5 Abundância total de Copepoda

Para as análises com os bioindicadores Copepoda ao longo do ano, o número de dados nas condições água abaixo e acima do nível médio foi, respectivamente (ver Tabela 6.17):

nA = 8

nB = 9

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

RA = 88.50

RB = 64.50

Da tabela para o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da Ho $[R_i < R < R_s]$: 51 a 93.

Conclui-se que o RA e RB estão dentro do intervalo, então aceita Ho. As amostras não são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Conclui-se que a abundância total de Copepodos não foi afetada pelas condições de águas “altas” ou “baixas” nas águas do rio Capivara Grande nos períodos amostrados.

Tabela 6.17 – Abundância total de Copepoda em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados Agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	239	1	0	2,5
2	65	9	0	2,5
3	12	13	0	2,5
4	1	0	0	2,5
5	2	1	1	6
6	6	4	1	6
7	43	4	1	6
8	0	0	2	8,5
9	6	0	2	8,5
10		4	3	10
11		2	4	12
12		3	4	12
13			4	12
14			6	14,5
15			6	14,5
16			9	16
17			12	17
18			13	18
19			43	19
20			65	20
21			239	21

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

6.3.6 Larva “Nauplius”

Para as análises de nauplius, parte integrante da fase reprodutiva dos Copépodos o número de dados nas condições água abaixo e acima do nível médio foram, respectivamente (ver Tabela 6.18):

nA = 5

nB = 8

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

RA = 45

RB = 46

Da tabela para o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon com os valores críticos

bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 21 a 49.

Conclui que o RA e RB estão dentro do intervalo, assim aceita H_0 . As amostras não são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Com isso conclui-se que a fase reprodutiva das espécies de Cladocera não foi afetada com as condições de águas “altas” ou “baixas” nas águas do rio Capivara Grande nos períodos amostrados.

Tabela 6.18 – Abundância total de larvas “Nauplius” em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados Agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	249	0	0	4,5
2	591	0	0	4,5
3	0	64	0	4,5
4	0	0	0	4,5
5	0	41	0	4,5
6	12	473	0	4,5
7	8	5	0	4,5
8	398	0	0	4,5
9	0	9	3	9
10		9	5	10
11		7	7	11
12		3	8	12
13			9	13
14			9	14
15			12	15
16			41	16
17			64	17
18			249	18
19			398	19
20			473	20
21			591	21

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

6.3.7 AVALIAÇÃO PARA A ESPÉCIE DOMINANTE DE CLADOCERA

6.3.7.1 *Macrothrix sioli*

Para as análises da espécie *Macrothrix sioli* ao longo do ano, o número de dados nas condições água abaixo e acima do nível médio foram, respectivamente (ver Tabela 6.19):

$$nA = 5$$

$$nB = 5$$

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

$$RA = 32$$

$$RB = 26$$

Da tabela para o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon com os valores críticos bicaudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 17 a 38.

Conclui que o RA e RB estão dentro do intervalo, assim aceita H_0 . As amostras não são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Com isso conclui-se que a abundância da espécie *Macrothrix sioli* não foi afetada com as condições de águas “altas” ou “baixas” nas águas do rio Capivara Grande nos períodos amostrados.

Tabela 6.19 – *Macrothrix sioli* em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados Agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	35	0	0	6
2	0	0	0	6
3	0	0	0	6
4	0	13	0	6
5	217	60	0	6
6	15	44	0	6
7	30	1	0	6
8	32	2	0	6
9	0	0	0	6
10		0	0	6
11		0	0	6
12		0	1	12
13			2	13
14			13	14
15			15	15
16			30	16
17			32	17
18			35	18
19			44	19
20			60	20
21			217	21

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

6.3.8 AVALIAÇÃO PARA OS GÊNEROS DOMINANTES DE COPEPODA

6.3.8.1 Gênero *Diaptomus sp.*

Para as análises de *Diaptomus sp.* ao longo do ano, o número de dados nas condições água abaixo e acima do nível médio foram, respectivamente (ver Tabela 6.20):

nA = 7

nB = 7

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

RA = 67

RB = 38

Da tabela para o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 36 a 69.

Conclui que o RA e RB estão dentro do intervalo, assim aceita H_0 . As amostras não são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Com isso conclui-se que a abundância da espécie *Diaptomus sp.* não foi afetada com as condições de águas “altas” ou “baixas” nas águas do rio Capivara Grande nos períodos amostrados.

Tabela 6.20 – Gênero *Diaptomus sp.* em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados Agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	0	0	0	4
2	0	0	0	4
3	152	4	0	4
4	65	5	0	4
5	12	1	0	4
6	2	0	0	4
7	2	4	0	4
8	28	0	1	8,5
9	6	4	1	8,5
10		1	2	10,5
11		3	2	10,5
12		0	3	12
13			4	14
14			4	14
15			4	14
16			5	16
17			6	17
18			12	18
19			28	19
20			65	20
21			152	21

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

6.3.8.2 Gênero *Limnocalanus sp.*

Para as análises de *Limnocalanus sp.* ao longo do ano, o número de dados nas condições água abaixo e acima do nível médio foram, respectivamente (ver Tabela 6.21):

nA = 3

nB = 5

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

RA = 15.5

RB = 20.5

Da tabela para o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 12 a 28.

Conclui que o RA e RB estão dentro do intervalo, assim aceita H_0 . As amostras não são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Com isso conclui-se que a abundância de *Limnocalanus sp.* não foi afetada com as condições de águas “altas” ou “baixas” nas águas do rio Capivara Grande nos períodos amostrados.

Tabela 6.21 – Gênero *Limnocalanus sp.* em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados Agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	0	0	0	7
2	0	0	0	7
3	0	1	0	7
4	30	2	0	7
5	1	0	0	7
6	4	0	0	7
7	0	8	0	7
8	0	0	0	7
9	0	4	0	7
10		1	0	7
11		0	0	7
12		0	0	7
13			0	7
14			1	15
15			1	15
16			1	15
17			2	17
18			4	18,5
19			4	18,5
20			8	20
21			30	21

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

6.3.9 APLICAÇÃO DOS ÍNDICES DE DIVERSIDADE PARA CLADOCERA E COPEPODA

Para os índices de riqueza e diversidade como Riqueza de Margalef, Equitabilidade (J'), H_{max} e Shannon-Wiener também foi aplicado o teste Mann-Whitney. Através destes índices pretendemos avaliar se houve alguma diferença na estrutura da associação de Cladocera e Copepoda nas condições abaixo e acima do nível médio da água.

6.3.9.1 Índice de Riqueza de Margalef Cladocera

Para as espécies de Cladocera acima ou abaixo do nível da água esta demonstrada na (Tabela 6.22):

$$nA = 9$$

$$nB = 12$$

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

$$RA = 100$$

$$RB = 131$$

Da tabela para o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 75 a 123.

Conclui que o RA esta dentro do intervalo, mas RB esta fora. Assim rejeita H_0 e as amostras são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Com isso conclui-se que para as condições de águas “altas” ou “baixas”, há evidências de que a estrutura da associação de Cladocera foi afetada das águas do rio Capivara Grande nos períodos amostrados.

Tabela 6.22 – Índice de Margalef para os Cladocera em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados Agrupados
	ABAIXO	ACIMA	
1	0,98	1,15	0
2	0	0,22	0
3	1,11	0,48	0
4	0	0	0
5	0	0	0
6	0	0	0
7	0	0,91	0
8	0,53	0,91	0
9	0,62	0	0
10		0	0
11		0,48	0
12		0	0,22
13			0,48
14			0,48
15			0,53
16			0,62
17			0,91
18			0,91
19			0,98
20			1,11
21			1,15

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

Copepoda

Quanto aos Copepodas as análises das condições do nível da água estão demonstradas na (Tabela 6.23).

nA = 9

nB = 12

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

RA = 101

RB = 131

Da tabela para o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 75 a 123.

Conclui que o RA esta dentro do intervalo, mas RB esta fora. Assim rejeita H_0 e as amostras são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Com isso conclui-se que para as condições de águas “altas” ou “baixas”, há

evidências de que a estrutura da associação de Copepoda foi afetada das águas do rio Capivara Grande nos períodos amostrados.

Tabela 6.23 – Índice de Margalef para os Copepodas em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados Agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	0,73	0	0	8
2	0	0,91	0	8
3	0	0,38	0	8
4	0	0	0	8
5	0	0	0	8
6	0	0	0	8
7	0,55	0	0	8
8	0,26	0	0	8
9	0	0	0	8
10		1,44	0	8
11		0	0	8
12		0	0	8
13			0	8
14			0	8
15			0	8
16			0,26	16
17			0,38	17
18			0,55	18
19			0,73	19
20			0,91	20
21			1,44	21

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

6.3.9.2 Equitabilidade (J')

Cladocera

Para a associação de Cladocera acima ou abaixo do nível da água esta demonstrado na Tabela 6.24:

nA = 9

nB = 12

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

RA = 0,651

RB = 139

Da tabela para o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da Ho [Ri < R < Rs]: 75 a 123.

Conclui que tanto o RA quanto o RB estão fora do intervalo acima, assim rejeita H_0 . Com isto, presume-se que para o índice de eqüitabilidade as amostras não são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Com isso conclui-se que para as condições de águas “altas” ou “baixas”, há evidências de que a estrutura da associação de Cladocera foi afetada das águas do rio Capivara Grande nos períodos amostrados.

Tabela 6.24 – Índice de eqüitabilidade para os Cladoceros em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados Agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	0,81	0,75	0	6
2	0	0,83	0	6
3	0,78	0,95	0	6
4	0	0	0	6
5	0	0	0	6
6	0	0	0	6
7	0	0,91	0	6
8	0,65	0,91	0	6
9	0,97	0	0	6
10		0	0	6
11		0,95	0	6
12		0	0,65	12
13			0,75	13
14			0,78	14
15			0,81	15
16			0,83	16
17			0,91	17,5
18			0,91	17,5
19			0,95	19,5
20			0,95	19,5
21			0,97	21

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

Copepoda

Para a associação de Copepoda acima ou abaixo do nível da água esta demonstrado na Tabela 6.25:

$n_A = 9$

$n_B = 12$

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

$RA = 99$

RB = 132

Da tabela para o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 75 a 123.

Conclui que o RA esta dentro mas, o RB esta fora do intervalo acima, assim rejeita H_0 . Presume que para o índice de equitabilidade as amostras são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Com isso conclui-se que para as condições de águas “altas” ou “baixas”, há evidências de que a estrutura da associação de Copepoda foi afetada das águas do rio Capivara Grande nos períodos amostrados.

Tabela 6.25 – Índice de equitabilidade para os Copepodas em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados Agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	0,58	0	0	8
2	0	0,96	0	8
3	0	0,96	0	8
4	0	0	0	8
5	0	0	0	8
6	0	0	0	8
7	0,91	0	0	8
8	0,93	0	0	8
9	0	0	0	8
10		1	0	8
11		0	0	8
12		0	0	8
13			0	8
14			0	8
15			0	8
16			0,58	16
17			0,91	17
18			0,93	18
19			0,96	19,5
20			0,96	19,5
21			1	21

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

6.3.9.3 Diversidade máxima (Hmax)

Cladocera

Para as espécies de Cladocera acima ou abaixo do nível da água esta demonstrada na Tabela 6.26:

$$nA = 9$$

$$nB = 12$$

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

$$RA = 100$$

$$RB = 131$$

Da tabela para o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 75 a 123.

Conclui que o RA esta dentro do intervalo acima, mas RB esta fora, rejeita H_0 . Presume-se que para o índice as amostras são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Com isso conclui-se que para as condições de águas “altas” ou “baixas”, há evidências de que a estrutura da associação de Cladocera foi afetada das águas do rio Capivara Grande nos períodos amostrados.

Tabela 6.26 – Índice de Diversidade Máxima (Hmax), para os Cladoceros em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados Agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	1,4	1,03	0	6
2	0	0,55	0	6
3	0,56	0,68	0	6
4	0	0	0	6
5	0	0	0	6
6	0	0	0	6
7	0	0,36	0	6
8	0,64	0,36	0	6
9	0,46	0	0	6
10		0	0	6
11		0,5	0	6
12		0	0,36	12,5
13			0,36	12,5
14			0,46	14
15			0,5	15
16			0,55	16
17			0,56	17
18			0,64	18
19			0,68	19
20			1,03	20
21			1,4	21

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

Copepoda

Para as espécies de Copepoda acima ou abaixo do nível da água esta demonstrada na Tabela 6.27:

nA = 9

nB = 12

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

RA = 105

RB = 126

Da tabela para o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da Ho $[R_i < R < R_s]$: 75 a 123.

Conclui que o RA esta dentro do intervalo acima, mas RB esta fora, assim rejeita Ho. Presume que para índice as amostras são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Com isso conclui-se que para as condições de águas “altas” ou “baixas”, há evidências de que a estrutura da associação de Copepoda foi afetada das águas do rio Capivara Grande nos períodos amostrados.

Tabela 6.27 – Índice de Diversidade Máxima (Hmax), para os Copepodas em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados Agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	0,9	0	0	8
2	0	0,79	0	8
3	0	0,55	0	8
4	0	0	0	8
5	0	0	0	8
6	0	0	0	8
7	0,45	0	0	8
8	0,59	0	0	8
9	0	0	0	8
10		0,34	0	8
11		0	0	8
12		0	0	8
13			0	8
14			0	8
15			0	8
16			0,34	16
17			0,45	17
18			0,55	18
19			0,59	19
20			0,79	20
21			0,9	21

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

6.3.9.4 Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H')

Cladocera

Para as espécies de Cladocera acima ou abaixo do nível da água esta demonstrada na Tabela 6.28:

$$nA = 9$$

$$nB = 12$$

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

$$RA = 100$$

$$RB = 131$$

Da tabela para o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 75 a 123.

Conclui que o RA esta dentro do intervalo acima, mas RB esta fora, rejeita H_0 . Presume-se que para o índice de Shannon-Wiener as amostras são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Com isso conclui-se que para as condições de águas “altas” ou “baixas”, há evidências de que a estrutura da associação de Cladocera foi afetada das águas do rio Capivara Grande nos períodos amostrados.

Tabela 6.28 – Índice de Shannon-Wiener para os Cladoceros em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados Agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	1,45	1,13	0	6
2	0	0,57	0	6
3	0,64	0,8	0	6
4	0	0	0	6
5	0	0	0	6
6	0	0	0	6
7	0	0,41	0	6
8	0,69	0,41	0	6
9	0,55	0	0	6
10		0	0	6
11		0,59	0	6
12		0	0,41	12,5
13			0,41	12,5
14			0,55	14
15			0,57	15
16			0,59	16
17			0,64	17
18			0,69	18
19			0,8	19
20			1,13	20
21			1,45	21

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

Copepoda

Para as espécies de Copepoda acima ou abaixo do nível da água esta demonstrada na Tabela 6.29:

nA = 9

nB = 12

Sendo a soma dos postos (“rankings”) para essas condições iguais a:

RA = 103

RB = 128

Da tabela para o teste de Mann-Whitney-Wilcoxon com os valores críticos bi-caudais para o teste da soma dos postos se obtém:

Intervalo de aceitação da H_0 [$R_i < R < R_s$]: 75 a 123.

Conclui que o RA esta dentro do intervalo acima, mas RB esta fora, assim rejeita H_0 . Presume que as amostras para o índice de Shannon-Wiener as amostras são estatisticamente diferentes para um nível de significância de 5%.

Com isso conclui-se que para as condições de águas “altas” ou “baixas”, há evidências de que a estrutura da associação de Copepoda foi afetada das águas do rio Capivara Grande nos períodos amostrados.

Tabela 6.29 – Índice de Shannon-Wiener para os Copepodas em condições de águas baixas e altas e ordenamento para teste não-paramétrico.

Ordem	Condição		Dados Agrupados	Ordem Ajustada
	ABAIXO	ACIMA		
1	0,55	0	0	8
2	0	0,93	0	8
3	0	0,62	0	8
4	0	0	0	8
5	0	0	0	8
6	0	0	0	8
7	0,54	0	0	8
8	0,63	0	0	8
9	0	0	0	8
10		0,33	0	8
11		0	0	8
12		0	0	8
13			0	8
14			0	8
15			0	8
16			0,33	16
17			0,54	17
18			0,55	18
19			0,62	19
20			0,63	20
21			0,93	21

OBS: Informações em negrito significam em condição abaixo do nível médio registrado, e vice-versa.

6.4 Resumo das condições abióticas e bióticas quanto aos dados de Mann-Whitney-Wilcoxon

A tabela 6.30 apresenta a reunião dos resultados dos testes de hipóteses com as informações abióticas e bióticas, indicando a influência das condições hidrológicas sobre os parâmetros e variáveis analisadas.

Tabela 6.30 – Síntese dos resultados dos Testes de Hipótese para variáveis microbiológicas, abióticos e bióticos.

Tipo de parâmetro	Parâmetro / variável	Significância*		Média (desvio-padrão)	
		Sím	Não	Abaixo	Acima
Microbiológico	Coliformes termotolerantes	X		174 (328)	100 (161)
Abióticos	Fósforo total		X	0,034 (0,024)	0,056 (0,026)
	Nitrogênio total	X		0,38 (0,32)	0,20 (0,09)
	Temperatura	X		30,8 (1,4)	27,4 (1,4)
	pH	X		6,1 (0,79)	6,0 (1,1)
	Oxigênio dissolvido	X		6,3 (0,6)	7,8 (3,5)
Bióticos / zooplâncton	Abundância total de Cladocera		X	54 (26)	55 (43)
	Abundância total de Copepoda		X	42 (77)	3 (4)
	Abundância de larva "nauplis"		X	140 (222)	51 (134)
	Abundância de <i>Macrothrix sioli</i>		X	41 (73)	10 (20)
	Abundância de <i>Diatomus</i> sp		X	30 (50)	2 (2)
	Abundância de <i>Limnocalanus</i> sp.		X	4 (10)	1 (2)
	Riqueza de Margalef para Cladocera	X		0,36 (0,46)	0,35 (0,43)
	Riqueza de Margalef para Copepoda	X		0,17 (0,28)	0,23 (0,47)
	Equitabilidade para Cladocera	X		0,36 (0,43)	0,44 (0,46)
	Equitabilidade para Copepoda	X		0,27 (0,41)	0,24 (0,44)
	Diversidade máxima para Cladocera	X		0,34 (0,48)	0,29 (0,35)
	Diversidade máxima para Copepoda	X		0,22 (0,34)	0,14 (0,27)
	Diversidade para Cladocera	X		0,37 (0,50)	0,33 (0,39)
Diversidade para Copepoda	X		0,19 (0,29)	0,16 (0,31)	

* Compreende-se por "significância", a existência de dependência entre o parâmetro / variável e as condições hidrológicas diferenciadas (níveis d'água acima ou abaixo da média)

7. DISCUSSÃO

O presente item visa reunir os resultados apresentados separadamente e discuti-los sob a ótica do objetivo deste trabalho, qual seja, a indicação que os mesmos oferecem enquanto avaliação das condições da qualidade das águas do rio Capivara Grande.

Inicialmente se discute a influência que se observa entre as condições hidrológicas do rio, refletidas pelos seus níveis das águas (se acima ou abaixo da média do período), e os parâmetros microbiológico (coliformes), abióticos e biológicos (zooplâncton). A consideração desses dois períodos e a análise efetuada visa atestar se há significativa alteração das condições de qualidade das águas ao longo do ano, determinados pelas condições hidrológicas. Adicionalmente, são discutidas análises dos parâmetros abióticos sob a luz de três abordagens distintas (IQA-m, IET_{PT}, modelo de Vollenweider e classificação pela Resolução CONAMA 357/05), com o intuito de relacionar com as observações realizadas nos dois períodos hidrológicos. Estas abordagens não consideram informações de zooplâncton, razão pela qual não são referidas às informações biológicas tratadas nesta dissertação.

A Resolução CONAMA 357 / 2005 destina-se a estabelecer padrões para a classificação de classes de qualidade dos corpos d'água, para fins de metas de preservação ou recuperação, tendo em conta usos da água apropriados ou desejados. No presente estudo os padrões indicativos servem como guia para se buscar dizer em qual das classes o rio Capivara Grande esteve, em dado local e momento dos períodos amostrados. A classificação, ou enquadramento, dos rios deve considerar uma gama de parâmetros indicadores das condições de qualidade em conjunto. Assim, é possível se ter algum ou alguns parâmetros que em dado momento e em certo local conduzam a classes distintas. Portanto, também para a presente finalidade desse estudo deve-se realizar uma leitura global e conjunta dos parâmetros envolvidos e, no caso, disponíveis para uma conclusão a respeito.

Quanto ao IET_{PT} sugere que o ambiente aquático do rio Capivara Grande encontra-se em boas condições quanto ao aporte de nutrientes. Não há evidências, por essa avaliação, de aportes anormais de nutrientes aos locais monitorados, o que poderia vir a resultar de atividades agrícolas (devido ao uso de fertilizantes) ou de efluentes sanitários domésticos. Dos três locais estudados, o P2 apresenta

concentração humana, com residências (embora sem canalizações de esgotamento sanitário que conduzissem esgotos ao rio). O P1 é próximo a residência, porém com fossa distando a mais de 50 metros na margem. Com isso, os teores de nutrientes foram em geral baixos, por diversas vezes não-detectáveis, o que mostra uma condição satisfatória para a produtividade biológica do local.

No rio Capivara Grande foi observado que as condições hidrológicas afetaram algumas das variáveis abióticas e bióticas. Tal influência é atestada por Christofolletti (1974) e Tundisi e Tundisi (2008), o que foi observado por Paggi e Sipaúba-Tavares (2007) na região de Paranaíta de Mato Grosso onde afirmam que as condições hidrológicas desestabilizaram as concentrações dos compostos físico-químicos nas águas.

Observa-se que apenas o fósforo e alguns bioindicadores, como: abundância de cladóceros, abundância de copépodos, abundância de larva nauplius e abundância das espécies dominantes, não foram afetados por tais condições.

O fósforo apresenta baixa solubilidade estando normalmente adsorvido aos sedimentos. Tendo sido coletadas e analisadas amostras da água apenas, esta pode ser uma razão pela qual o fósforo não mostrou grande diferença em suas concentrações nos dois períodos. Sugere que, mesmo nas condições de águas mais altas, com maior fluxo, velocidades e turbulências, o fósforo não foi re-suspenso para ser detectado na coluna d'água. É possível que alguma re-mobilização do fósforo ocorra nos momentos de enxurrada, mas que pela sua efemeridade não houve coincidência de coletas nessas ocasiões (PESSOA, 2002).

Dos compostos químicos analisados não foram observadas concentrações elevadas, estando estas, em alguns momentos, em quantidade insuficiente para a detecção em laboratório. Este foi o caso do nitrito durante todo o período de estudo, nos três locais de amostragem. De acordo com Margalef (1977), Esteves (1998) e Silveira (2004) em ambientes oxigenados a concentração de nitrito na água é mínima.

Com base na conclusão a respeito da influência dos níveis d'água sobre os parâmetros indicadores da qualidade das águas, discute-se a seguir o que os parâmetros abióticos mostraram, considerando diferentes abordagens.

Considerando o Índice de Qualidade da Água, modificado (ajustado) para este estudo (IQA-m), houve predominância de condições "médias", tendendo a "boas" em alguns períodos e locais, considerando o critério do MMA/SEMAD.

Conforme o critério apresentado pela CETESB para o IQA, menos rigoroso, as condições predominantes são “boas”. Ressalte-se o propósito desse índice em apontar condições de águas brutas para fins de tratamento e abastecimento humano.

Considerando o IET_{PT} adaptado para rios, o estado trófico deu-se predominantemente (~41%) entre ultraoligotrófico e oligotrófico, porém sucedido por condições eupolitróficas (~31%). Mostrou certa tendência a baixos e médios potenciais para eutrofização, já que P é fator causador. Considerando o modelo de Vollenweider, as condições do rio estão entre oligotrófico (considerando N) e ultraoligotrófico (considerando P). Embora essa classificação não apresente relação direta com o IQA, indica situação que corrobora com aqueles resultados, ou seja, o estado trófico mostra-se em acordo com a condição média a boa do rio. Saliente-se que condições de eutrofia são normalmente ocorrentes em ambientes lênticos. Mesmo o local P1, com características mais lênticas, não mostra quaisquer sinais de eutrofização, sugerindo uma condição satisfatória para o rio.

Referindo-se aos padrões constantes na Resolução CONAMA 357/05, conforme pode ser observado no item 6.2.4 dos Resultados, embora haja sinalizações que variam no tempo e conforme o local de amostragem, há uma predominância de condições que definem o rio como Classe 2. Embora em alguns momentos certos parâmetros (P e OD) tenham conduzido para Classe 3 e, em situação mais desfavorável, o pH tenha mais constantemente conduzido a condição inferior à Classe 3, os resultados em geral sugerem uma condição boa para o rio. Essa boa condição, sinalizada pela Classe 2, diz respeito à possibilidade de usos na seguinte forma: (a) abastecimento humano após tratamento convencional; (b) proteção da vida aquática; (c) recreação de contato primário (por exemplo, natação, esqui aquático, mergulho); (d) irrigação de hortaliças e outras; e (e) aquicultura e pesca. Essas condições corroboram, conforme a referida Resolução, com os resultados oferecidos pelo IQA-m e pelo modelo de Vollenweider.

A qualidade da água do rio Capivara Grande oscila de média a boa, no que foi sugerido pelo conjunto de análises realizadas com os dados físicos e químicos provenientes no rio. As discrepâncias pontuais observadas que conduziriam a outras classes, condições ou categorias para a qualidade da água, resultam das características dos ambientes amostrados, das condições hidrológica em questão (águas acima ou abaixo da média), dos fluxos de corrente que se estabelecem nos

locais, dos tempos de residência das águas e das atividades humanas dos arredores.

Estudos realizados pelo Senai/Cetind para a Superintendência de Recursos Hídricos (SRH, atual Instituto de Gestão das Águas e Clima - INGÁ) em 2007, nos rio Capivara Grande e Capivara Pequeno, objetivaram avaliar a qualidade da água pelo método do IQA. Como resultado, ambos os rios mencionados tiveram conceitos bons (SEIA, 2006).

De uma maneira geral, com exceção para abundância de Cladocera, os valores médios dos bioindicadores de abundância foram mais elevados nos períodos onde as águas estavam abaixo da média, em relação aos períodos onde estavam acima da média. Contudo, em função da elevada variabilidade nos dados, verificada através da análise do desvio-padrão, em função da escala observada de cada uma das variáveis, a diferença não foi significativa estatisticamente. Para que a diferença estatística pudesse ser significativa, o tamanho da amostra deveria ter sido mais elevado para compensar esta variância. Assim, apenas aparentemente os bioindicadores de abundância não foram afetados pelas condições hidrológicas.

Com relação aos bioindicadores de riqueza de Margalef, equitabilidade, diversidade máxima e diversidade de Shannon-Wiener, verificou-se que as diferenças estatisticamente significativas se devem aos valores médios mais elevados encontrados, em geral, no período onde as águas se encontram abaixo da média e valores médios inferiores nos períodos acima da média. Ou seja, as comunidades de cladóceros e de copépodos se encontram melhor estruturadas durante os períodos abaixo da média, provavelmente, em função de uma maior concentração dos organismos em um menor volume de água, o que parece favorecer uma elevação nos valores dos índices ecológicos de riqueza e diversidade.

Além da avaliação físico-química, o monitoramento biológico tem sido reconhecido como procedimento chave para inferir a qualidade da água, normalmente através de medidas da diversidade e abundância de dadas espécies. Nesse sentido, este estudo baseou-se em organismos do zooplâncton como bioindicadores. Foi observado que maior abundância de cladóceros e copépodos ocorreu no P1 com relação aos demais locais de estudo. Para Margalef (1977), este fato é comum em se tratando de ambiente com pouco fluxo de corrente e também onde a ação antrópica é menor. O P2 foi o ambiente com menor quantidade de

espécies justamente pelo fato dos moradores da comunidade Capivara utilizarem a água do rio para fins diversos, o que potencializa a diminuição da concentração de espécies do zooplâncton.

Estes números conduziram a valores muito baixos para o índice de riqueza de Margalef, tanto para Cladocera (0 - 1,2), como para Copepoda (0 - 1,4). Os valores de equitabilidade, que oscilaram entre 0 (baixo) e 1 (elevado), também indicam que em diversos momentos a comunidade se apresentava com domínio de poucas espécies, conduzindo a uma má repartição de abundância entre as espécies. Em função da elevada variabilidade nos valores de equitatividade, os valores de diversidade máxima, também variaram muito se aproximando da diversidade de Shannon, quando a equitatividade foi próxima de 1, indicando que a diversidade teórica (H_{max}), estava bem próxima da diversidade estimada (H'). Os valores de diversidade de Shannon para Cladocera, foram inferiores a 1,5 e para Copepoda inferiores a 1, indicando baixa diversidade para Cladocera e muito baixa diversidade para Copepoda (Shannon e Wiener, 1949), conseqüência do pequeno número de espécies e da baixa equitatividade.

O número de espécies zooplanctônicas em rios de Minas Gerais variam entre 12 e 107, chegando a 184 em lagos e 290 em reservatórios. No total, já foram identificados 85 cladóceros e 47 copépodos, onde os cladóceros tendem a apresentar o dobro do número de espécies (Barbosa et al., 2006). Neste estudo, foram identificadas apenas 10 espécies de cladóceros e 5 espécies de copépodos, onde a relação entre o número de espécies é de 50 %. Ou seja, o número total de espécies (15), além de não ser elevado, encontra-se próxima do valor mínimo observado no estudo de Barbosa et al. (2006), que foi igual a 12 espécies.

Nos estudos de Souza e Sperling (2005), os grupos dos Crustáceos - Copepodas e Cladoceras, mostraram-se indicativos de melhoria de qualidade da água, apontados pelos resultados obtidos nas estações de coleta localizadas nos trechos à jusante das represas no rio Araguari. A riqueza de espécies dos Copepodas acompanhou a evolução dos valores do IQA. Estes organismos alimentam-se principalmente de algas ou são predadores e a maioria das espécies possui exigências quanto à qualidade do ambiente, sendo considerados mais sensíveis à poluição das águas, que os demais grupos. Güntzel, (2000) e Moretto, (2001) evidenciaram a associação entre a abundância de espécies de cladóceros em ambientes oligotróficos e com baixos valores de material em suspensão.

Para Cardoso et al (2008), em que as características físicas, químicas e biológicas de ambiente alagados favorecem a maior abundância de Copepoda, em que registrou com 69%; Rotífera com 23,8%; e, Cladocera com 7,14%, sendo que os Rotíferas se destacaram nos aspectos qualitativos (composição de espécies) do que Copepoda, que se destacaram no aspecto quantitativo (Ind/m³). A pequena abundância de Cladocera apresentada foi pouco significativa, sem espécies dominantes, e, portanto, todas com igual abundância relativa. Sendo as espécies do gênero *Daphnia*, por sua vez, consideradas como espécies-chaves nos ecossistemas aquáticos por alimentarem-se basicamente de fitoplâncton, o que aumenta a transparência da água.

A alta abundância de Copepoda, representadas por diferentes estágios de desenvolvimento (fase Nauplius), representa uma boa adaptação de ocupação, de nichos diferentes, para se obter sucesso de sobrevivência, mas, também, para servir de alimento para outras espécies através da predação. E principalmente, aponta sua importância no processo de transferência de energia aos níveis tróficos superiores. Foi observada a dominância de Calanoida em relação à Cyclopoida, tanto na fase adulta como nas fases larvais, (CARDOSO et al., 2008).

Dentre os cladóceros, as espécies (*Macrothrix sioli*) presentes no ponto 1, são típicas de área úmida e lagos. Segundo Rocha e Güntzel (2000); Lima et al. (1996), Souza e Elmoor-Loureiro (2008); Cutolo (1998) os organismos pertencente à família de Macrothricidae e são típicos em ambientes lacustres.

Em pesquisas de Smirnov (1974) apud Wisniewski (2008) comenta da alta frequência de *Chydorus* no Brasil em águas temperadas e tropicais. Entre os copépodos, no rio apivara foram dominantes o morfotipo *Diaptomus* sp. e *Limnocalanus* sp. Segundo Tundisi e Silva (2004); Rocha (2000) os gêneros *Diaptomus* e *Limnocalanus* pertencentes à ordem Calanoida são mais frequentes do que a ordem Cyclopoida para o gênero Cyclops. No entanto, a proporção é de 2:1 Calanoida e Cyclopoida em ambiente de água doce.

Nos ecossistemas de água doce o zooplâncton é representado por uma comunidade que habita a coluna d'água e é constituída por protozoários, rotíferos, microcrustáceos (cladóceros, copépodos e ostrácodos), vermes (nematódeos) e larvas diversas, principalmente de insetos. Os invertebrados aquáticos, que se destacam pela enorme riqueza de espécies, têm grande importância ecológica, pois participam ativamente de processos responsáveis pelo funcionamento dos

ecossistemas – como ciclagem de nutrientes e manutenção das cadeias tróficas, além de liberam compostos no meio em que vivem, por excreção e quando morrem (Barbosa et al., 2006).

Apesar de seu destacado papel ecológico, os invertebrados aquáticos têm sido pouco considerados na elaboração de planos de manejo e conservação, devido sobretudo à dificuldade de identificação das espécies. Isso, por sua vez, decorre do reduzido número de taxonomistas (pesquisadores que identificam espécies), das dificuldades de amostragem em regiões de difícil acesso e da falta de equipamentos adequados para a realização de pesquisas (Barbosa et al., 2006).

8. CONCLUSÃO

- ✓ Existe uma correspondência entre os períodos de chuva e os níveis da água. Na bacia, durante o período amostrado, houve dois períodos com diferentes condições hidrológicas: meses de “seca” ou níveis “baixos” das águas (dez/06-fev/07 e dez/07) e período “úmido” ou de níveis “altos” das águas (mar/07-out/07).
- ✓ O teste de hipótese não-paramétrico de Mann-Whitney-Wilcoxon, em conjunto com o índice IQA-modificado, mais a consideração dos padrões da Resolução CONAMA nº 357/05 e a análise do estado trófico de Vollenweider, permitiu em conjunto inferir que a qualidade da água do rio Capivara Grande oscila de boa a média. Este resultado serve como alerta para as autoridades, moradores locais e à comunidade da importância na preservação do meio aquático do local, por mais que o resultado denote uma condição mediana.
- ✓ O teste não paramétrico de Mann-Whitney-Wilcoxon, realizado para os parâmetros físicos e químicos mostrou que em geral a condição hídrica do rio, referida aos seus níveis da água, influi na concentração dos parâmetros analisados. O fósforo foi a única exceção.
- ✓ O teste não paramétrico de Mann-Whitney-Wilcoxon realizado para os organismos do zooplâncton mostrou que a abundância dos grupos Cladocera e Copepoda, das espécies dominantes e da larva Nauplius não foi afetada pela condição hídrica do rio. No entanto esta afetou os índices de diversidade e riqueza.
- ✓ Utilizando o índice de qualidade da água (IQA) com a adaptação feita neste trabalho, o IQA-m, observou-se que as condições do rio Capivara Grande estiveram entre as categorias média (mais predominantemente) e boa, pelo critério do MMA/SEMAD, e de ótima a boa pelo critério da CETESB.
- ✓ Conforme o diferencial para as classes de rios definidas pela Resolução CONAMA nº 357/05 o rio Capivara Grande, para os parâmetros avaliados, esteve

predominantemente em condições de classe 1 ou mesmo especial. Em alguns momentos o P_T , pH e OD refletiram condições as classes 2 e 3. O pH esteve quase sempre com valores inferiores ao limite mínimo da portaria (6), mostrando uma acidificação das suas águas que pode ter causas naturais ou antrópicas.

- ✓ Com referência ao estado trófico, o IET para o fósforo total, definido para rios mostrou que em cerca da metade das ocasiões, nos três pontos de amostragem, a condição foi oligotrófica ou, mesmo, ultraoligotrófica. Essa última ocasião não pode ser verificada devido ao limite de detecção do método laboratorial. Nas demais ocasiões o rio demonstrou graus de mesotrofia a eupolitrofia, com tendência a este último estado.
- ✓ O nitrogênio por Vollenweider indicou para todas as suas formas (nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal), em todas as ocasiões dos pontos amostrais, condição oligotrófica.
- ✓ Quanto aos bioindicadores, estiveram presentes nos três pontos de estudos e nas duas condições hidrológicas, os grupos Cladocera e Copepoda, onde as espécies *Macrothrix sioli*, *Diaptomus sp.* e *Limnocalanus sp.* foram dominantes.
- ✓ Com as análises de Mann-Whitney-Wilcoxon realizadas para a larva Nauplius, a abundância de Cladocera e Copepoda, a dominância das espécies *Macrothrix sioli*, *Diaptomus sp.* e *Limnocalanus sp.* conclui-se que tanto as espécies quanto a larva não foram estatisticamente afetados pela condições do nível da água estar acima ou abaixo do nível médio.
- ✓ Já para as análises de todos os índices de riqueza, equitatividade e diversidade, a estrutura da associação das espécies foi influenciada pelos fatores hidrológicos, onde provavelmente, em função de uma maior concentração dos organismos em um menor volume de água, tivemos uma elevação nos valores dos índices ecológicos, com comunidades aparentemente melhor estruturadas.
- ✓ Os resultados dos indicadores biológicos demonstraram que a qualidade da águas do rio, tanto em condições hidrológicas acima como abaixo da média,

permitiu a manutenção apenas de uma comunidade microzooplanctônica de baixa riqueza e diversidade e de elevada dominância, baseada apenas em dois grupos de crustáceos (Cladocera e Copepoda).

9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foram encontradas algumas dificuldades para desenvolver este projeto por falta de informações prévias da área, limitação de recursos para cobrir os custos com análises laboratoriais complementares, falhas ocasionais dos equipamentos, perda (dano) de amostras e dificuldades de acesso aos locais de coleta.

Mesmo com o monitoramento planejado, foram obtidas informações descontínuas temporal e espacialmente, em função de diversos fatores. Essa descontinuidade, em verdade, retrata situação normalmente vivenciada na prática, quando especialistas e técnicos são chamados a caracterizar condições das águas com dados escassos ou limitados. Devido a esse quadro, o emprego de metodologias diversificadas de análise dos dados se justifica nesta pesquisa. Assim agindo, podemos observar uma convergência entre as conclusões isoladas.

10. REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, M. F. F.; GODINHO, M. J. L. Spatial and seasonal variations of planktonic protists (Mastigophora, Sarcodina and Ciliophora) in a river-lacustrine system in northeast Brazil. **Acta Limnol. Bras.** vol. 20, no. 3, p. 235-244. 2008.
- ARMITAGE, P. D. Behaviour and ecology of adults. In: ARMITAGE, P. D.; CRANSTON, P. S.; PINDER, L. C. V., (Ed.). **The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-Biting Midges.** London: Chapman & Hall, [S.d.]. p. 194-224. 1995.
- ALONSO, M. R.; OGATA, M. G. Proposta do novo traçado para a poligonal da APA do rio capivara. Camaçari: CONDER, 1999. Disponível em: <http://www.conder.ba.gov.br/trab_tecnico11.doc>. Acesso em: 21 ago. 2006.
- ANGERMEIER, P. L.; DAVIDEANU, G. Using fish communities to assess stream in Romania: initial development of an index of biotic integrity. **Hydrobiologia**, 511: 65-78, 2004.
- ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, 58(4): 547-558, 1998.
- ARIAS, A. R. L.; VIANA, T. A. P.; INÁCIO, A. F. **Utilização de Bioindicadores como ferramentas de monitoramento e avaliação ambiental: o caso de recursos hídricos.** Área 3: Ferramentas e técnicas de gestão social-ambiental. Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana – CESTEH. Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz, 2002.
- BAHIA. **Plano Piloto da Orla Marítima.** Comissão de Planejamento da Orla Marítima, 1985.
- BARBOSA, P. M. M.; PEIXOTO, R. S.; GUIMARÃES, A. S. Zooplankton in littoral Waters of a tropical lake: a revisited biodiversity. **Revista Brasileira de Biologia**, vol. 68, nº 4, 2008.
- BENTO, L.; MAROTTA, H.; ENRICH-PRAST. A. O Papel das Macrófitas Aquáticas Emersas no Ciclo do Fósforo em Lagos Rasos. **Oecol. Bras.**, 11 (4): 582-589, 2007.
- BORGES, M. G.; PEDROZO, C. S. Zooplankton (Cladocera, Copepoda and Rotifera) richness, diversity and abundance variations in the Jacuí Delta, RS, Brazil, in response to the fluviometric level. **Acta Limnol. Bras.**, vol. 21, no. 1, p. 101-110, 2009.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Caderno de Saúde Pública**, 19 (2): 465-473, 2003.
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária.** 3 ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 640p. 1986.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: Princípios e Aplicações**. Porto Alegre: Artmed, 2003.

CALLISTO, M.; GONÇALVES JR., J. F. A vida nas águas das montanhas. **Ciência Hoje**, 31 (182): 68-71, 2002.

CAIRNS JR., J.; PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (ed.). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, [S.d.]. p. 10-27. 1993.

CARDOSO, L. S.; RAMOS, J. D.; MELLO, H. O. O. Composição, densidade e abundância das populações de Cladocera, Copepoda e Rotífera de áreas de proteção permanente do rio Uberabinha. Em extensão, Uberlândia, v.7, n.2, p.95 – 106, 2008.

CARLISLE, B. K. **Wetland ecological integrity: an assessment approach**. The Coastal wetlands ecosystem protection project. Massachusetts Coastal Zone Management; National Oceanic and Atmospheric Administration Coastal Services Center, 1998.

CAVALCANTI, S. S. **Quantificação dos recursos hídricos subterrâneos do aquífero recôncavo na bacia do rio Capivara**. 134 f. Tese (Doutorado em Geofísica) – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2006.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Variáveis de qualidade das águas. São Paulo: [S.n.], 2006. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#temperatura>>. Acesso em: 1º ago. 2007.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: [S.n.], 1974.

_____. **Geomorfologia fluvial**. São Paulo: [S.n.], 1981.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Nº357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005.

COWARDIN, L. M. et al. **Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States**. Washington, D.C: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, 1979.

CUTOLO, S. A.; ROCHA, A. A. Comunidade zooplanctônica na Represa do Guarapiranga - SP- BR. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 1998. Lima-Perú. Asociación Peruana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental: AIDIS - Gestión Ambiental en el siglo XX, 1998. v. 26. p. 1-5. *Apud* PACE, M. L. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients., 31(10): 45-55, 1986.

CROSSETTI, L. O. et al. Influence of the hydrological changes on the phytoplankton structure and dynamics in a subtropical wetland-lake system. **Acta Limnol. Bras.**, 19(3): 315-329, 2007.

DANIELSON, T. J. **Methods for evaluating wetland condition #1 Introduction to Wetland Biological Assessment**. The U.S. Environmental Protection Agency Health and Ecological Criteria Division (Office of Science and Technology) and Wetlands Division (Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds). USEPA, 2002.

DEBERDT, A. J. Qualidade da água. Disponível em: <<http://educar.sc.usp.br/biologia/prociencias/qagua.htm>>. Acesso em: 08 set. 2007.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. [S.l.]: Universa, 1997.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência; FINEP, 1998.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota neotropica**, v. 6, nº 3, 2006.

FRANÇA, R. C. S.; LOPES, M. R. M.; FERRAGUT, C. Temporal variation of biomass and status nutrient of periphyton in shallow Amazonian Lake (Rio Branco, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, vol. 21, no. 2, p. 175-183, 2009.

FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C.; SANTAELLA, S. T. Longitudinal patterns and variations in water quality in a reservoir in the semiarid region of NE Brazil: responses to hydrological and climatic changes. **Acta Limnol. Bras.**, vol. 21, no. 2, p. 251-262, 2009.

GAVILÁN-DIAZ, R. A. **Limnologia comparativa de três lagoas neotropicais da bacia do Magdalena médio Santandereano (Colômbia), com ênfase no estudo da diversidade da comunidade zooplânctônica e sua relação com a dinâmica hidrológica do sistema regional**. 174 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2000.

GHETTI, P. F.; RAVERA, O. European perspective on biological monitoring. In: LOELE, S. L.; SPACIE, A. **Biological monitoring of aquatic system**. [S.l.: s.n.], p. 31-46. 1990.

GHIGNONE, J. I. **Geologia dos Sedimentos Fanerozóicos do Estado da Bahia**, In: *Geologia e Recursos Minerais do Estado da Bahia: Textos Básicos V. 1*, cap. 3, SME/CPM, Salvador. 1979.

GRANADO, D. C.; HENRY, R. The influence of the hydrologic pulse on the water physical and chemical variables of lateral lakes with different connection levels to Paranapanema River in the mouth zone at Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, 2008, vol. 20, no. 4, p. 265-275.

GÜNTZEL, A. Variações espaço-temporais da comunidade zooplanctônica nos reservatórios do médio e baixo rio Tietê/Paraná, SP., 445p Tese de Doutorado Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2000.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 05 maio 2007.

INFANTE, A. G. **El plancton de las aguas continentales**. Venezuela: Universidad Central Caracas, 1988.

KARR, J. R. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications**, 1:66-84, 1991.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. [S.l.]: CRC Press LLC, 1995.

KANE, D. D.; CULVER, D. A. **Detroit River-Western Lake Erie Basin Indicator Project INDICATOR: Plankton Communities in Western Lake Erie**. 151 f. Tese – USEPA, USA. 2007.

KEDDY, P. A. **Wetland ecology principles and conservation**. Cambridge: University Press, 2000.

KLUMP, A. Utilização de bioindicadores de poluição em condições temperadas e tropicais. In: MAIA, N. B.; HENRY, L. M.; BARRELLA, W. **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. São Paulo. EDUC; COMPED; INEP, p. 77–94. 2001.

LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; MACHADO-VELHO, L. F.; AOYAGUI, A. S, M.; TAKAHASHI, E. M.; RODRIGUES, R. C.; NAGAE, M. Y.; PEREIRA, D. G.; ZANATTA, D.; PALAZZO, F.; GARCIA, D. L.; PEDROSO, M. M. Estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica em diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. PELD – Pesquisas ecológicas de longa duração; UEM – Universidade estadual de Maringá. Componente biótico zooplâncton, 2003.

LEITÃO, A. C.; FREIRE, R. H. F.; ROCHA, O. & SANTAELLA, S. T. Zooplankton community composition and abundance of two Brazilian semiarid reservoirs. **Acta Limnol. Bras.**, 18(4): 451-468, 2006.

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

LIMA, J. S. Processos biológicos e o biomonitoramento aspectos bioquímicos e morfológicos. In: MAIA, N. B.; HENRY, L. M.; BARRELLA, W. **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. São Paulo. EDUC; COMPED; INEP, p. 95–117. 2001.

LIMA, A. F.; LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C. Zooplankton in the floodplains of a tributary to the Paraná River in Mato Grosso do Sul, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v.31, p.112-116, 1996.

LOVERDE-OLIVEIRA, S. M.; HUSZAR, V. L. M. Phytoplankton ecological responses

to the flood pulse in a Pantanal lake, Central Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 19(2):117-130, 2007.

LUZ, L. D.; MATOS, J. M.; LUZ, J. A. G.; ALELUIA, F. T.; LORDELO, F.; GÓES, T. Investigando o sistema hídrico do rio Capivara Grande. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 9.,. 25 a 28 de novembro de 2008, Salvador. **Anais...** Salvador, 2008.

MACHADO, L. M. B. 2005. BRA-053: Litoral norte ameaçado. *Jornal A Tarde*, Salvador, Bahia dezembro 2005 Disponível em: <<http://www.premioreportagem.org.br/article.sub?docId=18086&c=Brasil&cRef=Brazil&year=2006&date=dezembro%202005>>. Acesso em : 3 set 2007.

MAKAREWICZ, J. C.; LEWIS, P.; BERTRAM, P. **Epilimnetic Phytoplankton and Zooplankton Biomass and Species Composition In Lake Michigan: 1983 to 1992**. Environmental Protection Agency Great Lakes National Program Office, USEPA, 1994.

MARGALEF, R. **Ecologia**. 2. ed. Barcelona: Omega, 1977.

MELO JUNIOR, M.; ALMEIDA, V. L. S.; PARANAGUÁ, M. N.; MOURA, A. N. Crustáceos planctônicos de um reservatório oligotrófico do Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, 9(1): 19-30, 2007.

MENEZES, J. M.; FERREIRA, M. M.; MIYAI, R. K. Estudo de parâmetros limnológicos na bacia do igarapé Belmont. **Pesquisa & Criação**, Porto Velho, v. 04, p. 187-192, 2005.

METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, 60:101-139. 1989.

MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. **Wetlands**. Blackwell Science, New York, 1986.

MOSS, B. **Ecology of fresh waters: man and medium**. 2nd. ed. Oxford: Blackwell Science, 1998.

MORETTO, E. M. Diversidade zooplanctônica e variáveis limnológicas das regiões limnéticas e litorânea de cinco lagoas do Vale do rio Doce-MG, e suas relações com o entorno. 2001, 310p. Dissertação de Mestrado. E. E. São Carlos/USP, São Carlos/SP, 2001.

MOULTON, T. P. Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos. p. 281-298. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. *Ecologia de insetos aquáticos*. **Séries Oecologia Brasilensis**, Rio de Janeiro, vol. V, PPGE-UFRJ. 1998.

MMA/SEMAD - SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. Sistema de cálculo da qualidade da água (SCQA) Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA). Relatório I. 19p. 2005.

- NEEDHAM, J. G.; NEEDHAM, P. R. **Los seres vivos de las águas dulces**. [S.l.]: Reverte, 1978.
- NEIFF, J. J. 1990. Ideas para la interpretacion ecologia del Paraná. **Interciência**, vol.15, n. 6, nov./dez. 1990.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. [S.l.]: Guanabara, 1998.
- PADUA, H. B. Variáveis físicas, químicas e biológicas para caracterização das Águas em sistemas abertos. In: MARTOS, H. L (Org.). **Indicadores ambientais**. Sorocaba: [S.n.], p. 89-98. 1997.
- PAGGI, L. C.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Water quality evaluation through limnologic survey in a fish culture system in the Paranaíta region (Mato Grosso, Brasil). **Acta Limnol. Brasil**, 19(4):463-472, 2007.
- PATRICK, R. What are the requiments for an effective biomonitor? In: LOELE, S. L.; SPACIE, A. **Biological monitoring of aquatic system**. p. 23–29, 1990.
- PERBICHE-NEVES, G. et al. Spatial and temporal distribution of Copepoda (Cyclopoida and Calanoida) of an eutrophic reservoir in the basin of upper Iguaçú River, Paraná, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 19(4):393-406, 2007.
- PEREIRA, S. R. S.; BONECKER, C. C.; RODRIGUES, L. Influence of water level on periphytic meiofaunal abundance in six lagoons of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 19(3):273-283, 2007.
- PERRY, J.; e. VANDERKLEIN, W. Water Quality: Management of a Natural Resource. **Blackwell Science**, Boston, MA, USA. 1996.
- PESSOA, E. V. **Estudo do “standing-crop” da água do estuário do rio Cocó (Ceará-Brasil), como indicador das modificações físico-químicas do meio**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2002.
- PIELOU, E. C. **Mathematical ecology**. J. Wiley, New York, 385p. 1977.
- PRATT, J. M.; COLER, R. A., 1976. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. *Water Research*, 10:1019-1025. Apud BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, 19 (2): 465-473, mar.-abr. 2003.
- RAMSAR. Disponível em: <<http://www.ramsar.org>>. Acesso em: 5 out. 2007.
- RAUPP, S. V., TORGAN, L.; MELO, S. Planktonic diatom composition and abundance in the Amazonian floodplain Cutiaú Lake are driven by the flood pulse. **Acta Limnol. Bras.**, vol. 21, no. 2, p. 227-234. 2009.
- REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. Águas doces no Brasil: capital

ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escrituras, 1999.

REBOUÇAS, A. C. Água e desenvolvimento rural. **Estudos Avançados**, São Paulo, v.15, nº 43, 2001.

ROCHA, C. E. F. Classe copépoda (não planctônicos). **Neotrópica**. V. 4. Capítulo 16. Pág: 101-106. 2000.

ROCHA, O; GÜNTZEL, A. Filo Branchiopoda. Crustáceos Branchiopodos. **Biota Neotrópica**. V.4. Capítulo 17. Pág: 106-120. 2000.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates** (eds D.M. Rosenberg & V.H. Resh). Chapman & Hall, London. 1-9. 1993.

ROSSA, D. C.; LANSAC-TÔHA, F.A BONECKER, C. C; VELHO, L. F. M. Abundance of cladocerans in the littoral regions of two environments of the upper Paraná river floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, Feb., vol. 61, no.1, p.45-53. 2001.

RUSSO, M. R.; HAHN, N. S. Importance of zooplankton in the diet of a small fish in lagoons of the upper Paraná River floodplain, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 18 (4): 357-366, 2006.

SALOMONI, S. E.; ROCHA, O.; LEITE, E. H. Limnological Characterization of Gravataí River, Rio Grande do Sul State, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 19 (1): 1-14, 2007.

SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: UFRGS, 1984.

SCRIMGEOUR, G. J.; WICKLUM, D. Aquatic ecosystem health and integrity: problems and potential solutions. **Journal of the North American Benthological Society**, 15(2): 254-261, 1996.

SEIA. Programa Monitora 2008. Disponível em: <http://www.seia.ba.gov.br/noticias_imp.cfm?idnoticia=4005>. Acesso em: 15 dez. 2006.

SILVEIRA, M. P. Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. Jaguariúna: Embrapa, 2004.

STEEDMAN, R. J. Ecosystem health as a management goal. **Journal of the North American Benthological Society**, 13(4): 606-610, 1994.

SELBORNE, L. **A ética do uso da água doce**: um levantamento. Brasília: Unesco, 2001.

SILVA, C. H. P. M. Água no estabelecimento da área de saúde. In: Macedo, J. A. B.

Águas e águas. Belo Horizonte: [S.n.]. p. 865–954. 2004.

SILVA, E. M.; NAVARRO, M. F. T.; BARROS, A. F. MOTA, M. F. V. CHASTINET, C. B. A. **Metals in the sediments of Jaúa lake (Camaçari, Bahia, Brazil) following on episode of industrial contamination: aquatic ecosystem health and management.** [S.l.:s.n.], p.509-514. 2008.

SHANNON, C. E. e WIENER, W. A mathematical theory of communication. **Bulletin of System Technology Journal**, 27: 379-423. 1949.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios.** Jaguariúna: Embrapa, 2004.

SMIRNOV, N.N. 1974. Fauna of the U.S.S.R. Crustacea. Chydoridae, v. 1, n. 2. Israel Program for Scientific Translations. Jerusalem. Apud. Santos-Wisniewski, M. J.; Rocha, O.; Güntzel, A. M.; Matsumura-Tundisi, T. **Species richness and geographic distribution of the genera *Chydorus* and *Pseudochydorus* (Anomopoda, Chydoridae) in São Paulo State.** Biota Neotrópica., vol. 8, no. 1. 2008.

SOARES, G. S. **Zonas úmidas na Planície Costeira do Rio Itapicuru: classificação e controles ambientais.** Dissertação (Mestrado em Geologia) - Pós-Graduação em Geologia, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2009.

SODRÉ-NETO, L; ARAÚJO, M. F. F. Spatial and temporal fluctuations in bacterioplankton and correlated abiotic variables in eutrophic environments of the Brazilian semi-arid region. **Acta Limnol. Bras.** vol. 20, no. 4, p. 325-33, 2008.

SOUZA, M. B. G.; SPERLING, E. V. Uso do zooplâncton como bioindicador da qualidade da água – estudo de caso da bacia do rio Araguari/MG. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005.

SOUSA, F. D. R. E ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Phytoplanktonic cladocerans (Crustacea, Branchiopoda) of the Parque Nacional das Emas, State of Goiás.** Biota Neotrópica., vol. 8, no. 1. 2008.

SRH. **Bacias hidrográficas do estado da Bahia.** 2. ed. 2006.

TUNDISI, T. M. e SILVA, W. M. Crustáceos copépodos planctônicos. **Biota Neotrópica.** V. 4 cap. 15. pág: 91-100. 2000.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia.** São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Biological assessments and Criteria: crucial components of water quality programs,** 2002.

VASCONCELOS, E. S.; NOGAMI, E. M.; GARCIA, E. E.; NOZAKI J. Especificação química do fósforo em águas e sedimentos da lagoa do Guaraná rio Paraná MS. **Arq. Apadec**, 8 (supl.): Mai, 2004.

VIANA, C. F. et al. Revisão Estratigráfica da Bacia Recôncavo/Tucano, Bol. Tec. Petrobrás, 14: 157–192. 1971. Apud CAVALCANTI, S. S. **Quantificação dos recursos hídricos subterrâneos do aquífero recôncavo na bacia do rio Capivara**. 2006. 121 f. Tese (Doutorado em Geofísica) – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

VIEIRA, R. H. S. F.; FAÇANHA, S. H. F. Parâmetros físico-químicos e pesquisa de coliformes totais e fecais e *Vibrio parahaemolyticus* nas águas do rio Cocó, Fortaleza, Ceará. **Ciências Agrônômicas**, 25 (1-2): 24:31. 1994.

VISSMAN, W.; HAMMER, M. J. **Water supply and pollution control**. 4th. ed. [S.l.]: Harper e Row Publishers, 1998.

VOLLENWEIDER, R. A., **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Paris DAS/CSI. 159p. 1968.

WWF. World Wide Fund. O são áreas úmidas? Disponível em: <http://www.wwf.org.br/informacoes/questoes_ambientais/areas_umidas/index.cfm>. Acesso em: 20 dez. 2008.

YODER, C. O.; RANKIN, E. T. The role of biological indicators in a state water quality management process. **Environmental Monitoring and Assessment**, 51, p. 61-88. 1998.

YONEDA, N. T. **Área Temática Plâncton**. [S.l.]: Centro de Estudos do Mar; Universidade Federal do Paraná, 1999.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)