LIMNOLOGIA DO RIO UBERABA (MG) E A UTILIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES DAS MODIFICAÇÕES AMBIENTAIS

Domingos Sávio Barbosa

Dissertação apresentada
ao Programa de Pós-
graduação em Ciências
da Engenharia Ambiental,
da EESC/USP como
parte dos requisitos para
a obtenção do título de
Mestre em Ciências da
Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Assoc. Evaldo L. G. Espíndola

**São Carlos
2003**

Permitida a reprodução desde que citada a fonte

Ficha catalográfica preparada pela Seção de
Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

B238L Barbosa, Domingos Sávio
 Limnologia do Rio Uberaba (MG) e a utilização de
 macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores das
 modificações ambientais / Domingos Sávio Barbosa. --
 São Carlos, 2003.

 Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de
 São Carlos-Universidade de São Paulo, 2003.
 Área: Ciências da Engenharia Ambiental.
 Orientador: Prof. Assoc. Evaldo L.G. Espíndola.

 1. Ecologia de rios. 2. Macroinvertebrados
 bentônicos. 3. Bioindicadores. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Licenciado **DOMINGOS SÁVIO BARBOSA**

Dissertação defendida e julgada em 29-08-2003 perante a Comissão Julgadora:

Prof. Assoc. **EVALDO LUIZ GAETA ESPINDOLA** (Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO

Prof. Dr. **ROBERTO DA GAMA ALVES**
(Centro Universitário de Araraquara/UNIARA)

Aprovado

Prof.ª Dra. **JANDIRA LIRIA BISCALQUINI TALAMONI**
(UNESP/Campus de Bauru)

APROVADO

Prof. Doutor **VALDIR SCHALCH**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação
em Ciências da Engenharia Ambiental

Prof.ª Assoc. **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

A toda minha família, por acreditar em mim, dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Assoc. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola, cuja orientação transcende o âmbito acadêmico, agradeço pela oportunidade e dedicação.

A Dra. Leila Beatriz S. Cruz, a qual viabilizou a realização deste trabalho, agradeço pela amizade e parceria.

Aos meus amigos Amândio de Menezes Nogueira, Márcia N. Eler, Janete Brigante e Alessandro Minillo, que me auxiliaram na realização dos trabalhos de campo e laboratório, pelo apoio e amizade.

Aos amigos do NEEA Lucí A. Queiroz, Marcelo Nogueira e Valdomiro, pelo apoio nos trabalhos de laboratório.

A minha família, em especial as minhas três mães (Maria Helena, Izabel e Lúcia), por todo o amparo e dedicação ao longo destes anos.

A minha companheira Elaine, pelo apoio incondicional e compreensão da minha ausência.

Aos meus amigos Lucí Zanata, Fábio Galvani, Ricardo Gentil, Ricardo W. Reis Filho, Andréa Novelli, Luiz Felipe M. de Gusmão, Daniela Pareschi, Carmenlúcia, Adriana Antunes, Baptista Bina, Adriana Imperador, A. Naguissa Yuba, Suzelei Rodgher, Julieta Bramosrski, Carolina Dornfeld, Erica Argenton, Mariana B. Masutti, Viviane Miranda e Carmem Farias, pelo apoio e amizade.

A todos aqueles que me apoiaram nesta jornada e não estão mencionados aqui por falta de espaço, agradeço.

Sobretudo, a DEUS, pela Luz.

Elisânia Magalhães Alves¹

Tenta Esquecer-me

*Tenta esquecer-me... Ser lembrado é como
evocar
Um fantasma... Deixa-me ser o que sou,
O que sempre fui, um rio que vai fluindo...
Em vão, em minhas margens cantarão as
horas,
Me recamarei de estrelas como um manto real,
Me bordarei de nuvens e de asas,
Às vezes virão a mim as crianças banhar-se...
Um espelho não guarda as coisas refletidas!
E o meu destino é seguir... é seguir para o
Mar,
As imagens perdendo no caminho...
Deixa-me fluir, passar, cantar...
Toda a tristeza dos rios
É não poder parar!*

Mário Quintana

¹Fonte: Cenários de Recuperação Ambiental In: "Protijuco" Projeto de Recuperação Ambiental das Várzeas Visando o Plano Diretor a Montante da Bacia do rio Tijucu Preto, São Carlos-SP

Aos que também são aprendizes de Ciência:

(...) “Ouse, ouse... Ouse tudo!!! Não tenha necessidade de nada! Não tente adequar sua vida a modelos, nem queira você mesmo ser um modelo para ninguém.

Acredite: a vida lhe dará poucos presentes. Se você quer uma vida, aprenda ... a roubá-la!

Ouse, ouse tudo! Seja na vida o que você é, aconteça o que acontecer. Não defenda nenhum princípio, mas algo de bem mais maravilhoso: algo que está em nós e que queima como o fogo da vida!!!” (...)

Lou Andreas-Salomé (1861-1937)

SUMÁRIO

RESUMO.....	I
ABSTRACT.....	II
LISTA DE FIGURAS.....	III
LISTA DE TABELAS.....	XI
1.1 A importância da escala nos estudos ecológicos em rios.....	3
1.2 Teorias ecológicas em sistemas lóticos.....	5
1.2.1 <i>A dimensão longitudinal em sistemas lóticos.....</i>	<i>7</i>
1.2.2 <i>A dimensão lateral.....</i>	<i>9</i>
1.2.3 <i>A verticalidade.....</i>	<i>11</i>
1.2.4 <i>A dimensão conceitual.....</i>	<i>11</i>
1.3 Perspectivas nos estudos das teorias ecológicas de rios.....	12
1.4 A comunidade de macroinvertebrados bentônicos.....	13
1.5 A estrutura da comunidade bentônica em sistemas lóticos.....	14
1.5.1 <i>O habitat.....</i>	<i>15</i>
1.5.2 <i>Redes tróficas em comunidades de macroinvertebrados.....</i>	<i>17</i>
1.6 Os macroinvertebrados como bioindicadores.....	18
1.7 Perspectivas.....	21
1.8 Referências.....	22
O ESTUDO DE CASO DA BACIA DO RIO UBERABA.....	28
2 A PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DA BACIA DO RIO UBERABA-MG ..	28
2.1 Introdução.....	28
2.2 Material e métodos.....	29
2.2.1 <i>Variáveis hidráulicas.....</i>	<i>29</i>
2.2.2 <i>Caracterização geral da bacia e protocolo de avaliação de habitats.....</i>	<i>30</i>
2.3 Resultados e Discussão.....	31
2.3.1 <i>Variáveis hidrológicas.....</i>	<i>35</i>
2.3.2 <i>Avaliação dos habitats aquáticos.....</i>	<i>36</i>
2.3.3 <i>A problemática ambiental da bacia do rio Uberaba.....</i>	<i>41</i>
2.3.3.1 <i>O Alto rio Uberaba.....</i>	<i>41</i>
2.3.3.2 <i>O médio rio Uberaba.....</i>	<i>44</i>
2.3.3.3 <i>O baixo rio Uberaba.....</i>	<i>46</i>
2.4 Considerações finais.....	47
2.5 Referências.....	49

3	CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA DO RIO UBERABA-MG	56
3.1	Introdução	56
3.2	Material e métodos	57
3.2.1	Estações e períodos de amostragem	57
3.2.2	Amostragem e análises	57
3.2.3	Estimativa do carbono orgânico total e potencial de autodepuração 58	
3.2.4	Cálculo dos fluxos e balanços de massa	58
3.2.5	Padrões de qualidade de água: IQA e CONAMA-20	59
3.2.6	Análise estatística dos dados	60
3.3	Resultados e Discussão	61
3.3.1	Propriedades ópticas e sólidos em suspensão	61
3.3.2	Características iônicas (condutividade elétrica, alcalinidade, Ca, Mg, pH, silicatos) e temperatura da água	66
3.3.3	Formas fosfatadas de nutrientes	72
3.3.4	Formas nitrogenadas de nutrientes	76
3.3.5	Compostos oxidáveis e gases biogênicos	81
3.3.6	Pigmentos vegetais (clorofila e feofitina) e microbiota (coliformes totais e fecais)	87
3.3.7	Metais biodisponíveis	90
3.3.8	Cloreto e óleos totais	92
3.3.9	Índice de qualidade de águas (IQA)	93
3.3.10	Análise de agrupamento	94
3.3.11	Análise síntese dos resultados	95
3.4	Considerações finais	96
3.5	Referências	97

4	A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DO RIO UBERABA-MG	102
4.1	Introdução	102
4.2	Material e métodos	102
4.2.1	Caracterização do substrato	102
4.2.2	Comunidade de macroinvertebrados	104
4.2.3	Índices comunitários dos macroinvertebrados	105
4.3	Resultados e discussão	106
4.3.1	Caracterização do substrato	106
4.3.2	Conteúdo de matéria orgânica no sedimento	113
4.3.3	Aspectos qualitativos da comunidade de macroinvertebrados ..	119
4.3.4	Índices comunitários dos macroinvertebrados	126
4.3.5	Análise de similaridade entre as estações	128
4.3.6	Guildas funcionais da fauna de macroinvertebrados	131
4.3.7	Utilização da comunidade de macroinvertebrados como bioindicadores	139
4.4	Considerações finais	141
4.5	Referências	141

5	CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES PARA POLÍTICAS PÚBLICAS	149
5.1	Introdução.....	149
5.2	Material e métodos.....	149
5.3	Resultados e discussão.....	150
5.3.1	<i>Diagnóstico ambiental do rio Uberaba</i>	<i>150</i>
5.3.2	<i>Medidas ambientais</i>	<i>151</i>
5.3.3	<i>Diagnóstico atual x tendências futuras.....</i>	<i>152</i>
5.3.4	<i>Medidas ambientais prioritárias com base na análise de integração 155</i>	
5.4	Considerações finais	158
5.5	Referências	159

RESUMO

BARBOSA, D. S. (2003) Limnologia do rio Uberaba (MG) e a utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores das modificações ambientais. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo. 158p.

Os sistemas lóticos são considerados sistemas abertos e de fluxo unidirecional de energia. Nestes sistemas a intensa relação com o meio terrestre adjacente faz com que as condições ecológicas dos rios sejam um reflexo das transformações ocorridas em sua bacia de drenagem. O objetivo do presente estudo foi traçar um perfil dos aspectos ecológicos do rio Uberaba-MG, em função dos usos preponderantes da bacia hidrográfica. Foram avaliadas as características limnológicas, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos e o estado de conservação da área de entorno do rio. Procurou-se ainda avaliar a evolução espacial e a variação temporal das variáveis mensuradas à luz de teorias ecológicas de sistemas lóticos. Os resultados mostraram que no rio Uberaba três zonas com impactos preponderantes, diferentes, devem ser avaliadas com maior cautela: a) antes do município de Uberaba existe a predominância de atividades agrícolas, que promovem impactos pela entrada contínua de sedimentos e oferecem riscos pela entrada de agrotóxicos e fertilizantes, b) abaixo do município de Uberaba, a entrada de efluentes gera acentuada degradação da qualidade da água e o conseqüente perecimento das comunidades biológicas, até a região próxima ao município de Veríssimo, e c) a região compreendida entre os municípios de Veríssimo, Conceição das Alagoas e Planura, pelo crescente risco de degradação da qualidade da água decorrente da entrada de efluentes e do aumento do desmatamento nas margens do rio Uberaba e afluentes. Discute-se ainda a necessidade de serem aprimoradas teorias ecológicas para sistemas lóticos tropicais, com o intuito de aumentar a capacidade de predição sobre este sistema e remeter estratégias de conservação mais eficientes aos gestores ambientais.

ABSTRACT

BARBOSA, D. S. (2003) Limnology of Uberaba River and using of benthic macroinvertebrates as bioindicator of environmental changes. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 158p.

Lotic systems are considered opened and one-way energy flux systems. In these cases, the intense relationship with adjacent terrestrial environment renders rivers ecological conditions a reflex of transformations occurred at its watershed. The present study aimed to profile an Uberaba River ecological features as a function of the watershed main uses. Limnological characteristic, benthic macroinvertebrates community and conditions at river nearby area were evaluated. Based on the lotic systems ecological theories, it was attempted to evaluate the measured variable space evolution and temporal variation. Results showed that in Uberaba River, three zones with different impacts should be carefully evaluated: a) before Uberaba City, agricultural activities predominates, promoting impacts due to the continuous sediment input, and offering risks of pesticide and fertilizers contribution; b) below Uberaba City, wastewater effluent generates high water quality degradation, resulting in biological communities decay until the area closed to Veríssimo City; and c) at the region embracing Veríssimo, Conceição das Alagoas and Planura cities, in function of the growing water quality degradation risk due to effluents entrance and deforesting increase at the margins of Uberaba river and tributaries. The needs of improved ecological theories for tropical lotic systems are also discussed, aiming to increase the prediction capacity on this lotic systems and to transmit more efficient conservation strategies to environmental managers.

Lista de Figuras

Figura 01: Representação esquemática do estudo de caso da bacia do rio Uberaba-MG.....	02
Figura 02: Relação entre tempo de recuperação e escala espacial no sistema de organização hierárquica de bacias hidrográficas (modificado de Frissell <i>et al.</i> 1986).	04
Figura 03: O conceito penta-dimensioanal em uma secção transversal de um rio hipotético e sua área de entorno, modificado de Ward (1989) e Boon (1992). ..	06
Figura 04: Relações tróficas entre os macroinvertebrados bentônicos. Modificado de Cummins & Klung (1979).....	18
Figura 05: Carta de hidrografia do rio Uberaba-MG e as estações de amostragem. Modificado de Cruz (2002).....	32
Figura 06: Aspecto geral da estação A em janeiro 2002.....	32
Figura 7: Estações de amostragem no rio Uberaba-MG: A) Extração de cascalho nas proximidades da estação C (esquerda) e visão geral de um banco de cascalho da estação B (direita); B) Poções da CODAU (esquerda) e visão geral da estação C (direita); C) Visão geral de uma corredeira (esquerda) e um remanso (direita) da estação E, no rio Uberaba-MG.....	33
Figura 8: Estações de amostragem no rio Uberaba-MG: A) Vista aérea do reservatório da CODAU (estação F) cedida por Cruz (2002) à esquerda e detalhe da jusante da barragem em agosto de 2001 (direita); B) Visão geral das estações G (esquerda) e H (direita); C) Visão geral das estações I (esquerda) e J (direita) no rio Uberaba-MG, em janeiro 2002.....	34
Figura 09: Variação histórica da precipitação (mm) na bacia do rio Uberaba-MG no período de 1989 a 1999 (dados fornecidos por INMET/EPAMIG, 2001). Em negrito os meses em que foram efetuadas as amostragens.	35
Figura 10: Altitude, vazão e proposta de classificação das estações de amostragem rio Uberaba-MG.	36

Figura 11: Pontuação geral do Protocolo de Avaliação de Habitats Aquáticos nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG.....	37
Figura 12: Pontuação de cada variável do Protocolo de Avaliação de Habitats nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG.....	38
Figura 13: Médias, mínimo, máximo e percentis das pontuações das variáveis utilizadas para a elaboração do Protocolo de Avaliação de Habitats no rio Uberaba-MG, com base nos dados de nove estações de amostragem.....	39
Figura 14: Pontuação de cada estação em relação às variáveis mensuradas no Protocolo de Avaliação de Habitats Aquáticos no rio Uberaba-MG.....	40
Figura 15: Variação da turbidez (FTU) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta. A linha tracejada indica o limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA-20/86.....	62
Figura 16: Variação das concentrações de MST (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	62
Figura 17: Estimativas de cargas diárias de MST (Kg/dia) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	64
Figura 18: Estimativa do ΔF das cargas de MST (Kg/dia) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.	64
Figura 19: Variação dos valores de Cor real (um. Pt/Co) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta. A linha tracejada indica o limite máximo estabelecido pela res. CONAMA-20/86.....	65
Figura 20: Variação dos valores de condutividade elétrica (μScm^{-1}) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	66
Figura 21: Variação dos valores de alcalinidade (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	20

Figura 22: Variação das concentrações de magnésio (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	68
Figura 23: Variação das concentrações de cálcio (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	68
Figura 24: Variação dos valores de pH nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta. As linhas tracejadas indicam a faixa tolerável estabelecida pela legislação CONAMA 20/86.	70
Figura 25: Variação das concentrações de silicatos (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.	70
Figura 27: Variação das concentrações de fósforo total ($\mu\text{g/L}$) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	73
Figura 28: Variação das concentrações de fósforo particulado ($\mu\text{g/L}$) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	73
Figura 29: Variação das concentrações de fosfato ($\mu\text{g/L}$) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta. A linha tracejada indica o limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA 20/86.....	74
Figura 30: Proporção entre as frações particulada e dissolvida de fósforo nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	75
Figura 31: Estimativas de cargas diárias de fósforo total (Kg/dia) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	75
Figura 32: Estimativa do ΔF das cargas de Fósforo total (Kg/dia) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	76
Figura 33: Variação das concentrações Nitrogênio Orgânico Total (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	77
Figura 34: Variação das concentrações Amônio ($\mu\text{g/L}^{-1}$) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos	

dois períodos de coleta.....	77
Figura 35: Variação das concentrações de Nitrato ($\mu\text{g/L}$) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	78
Figura 36: Variação das concentrações de Nitrito ($\mu\text{g/L}$) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	79
Figura 37: Estimativas de cargas diárias de NOT (Kg/dia) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	80
Figura 38: Estimativa do ΔF das cargas de NOT (Kg/dia) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	81
Figura 39: Variação das concentrações de DQO (mg/L) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	81
Figura 40: Variação das concentrações DQO (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta. A linha tracejada indica o limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA 20/86.....	82
Figura 41: Variação das concentrações de COT (mg/L) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	83
Figura 42: Estimativas das cargas de COT (Kg/dia) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	83
Figura 43: Estimativa do ΔF das cargas de COT (Kg/dia) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	84
Figura 44: Variação das concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	84
Figura 45: Variação das saturações de oxigênio dissolvido (%) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	85
Figura 46: Variação das concentrações de CO_2 (mg/L) nas	

estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	86
Figura 47: Variação das concentrações de sulfatos (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	86
Figura 48: Variação das concentrações de clorofila ($\mu\text{g/L}$) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	88
Figura 49: Variação das concentrações de feofitina ($\mu\text{g/L}$) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	88
Figura 50: Variação das densidades de coliformes totais (NMP/100ml) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	89
Figura 51: Variação das densidades de coliformes fecais (NMP/100ml) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	90
Figura 52: Variação das concentrações de manganês (A) e cromo (B) (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	91
Figura 53: Variação das concentrações de zinco (A) e ferro (B) (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	91
Figura 54: Variação das concentrações de Cloretos (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	92
Figura 55: Variação das concentrações de óleos e graxas (mg/L) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	93
Figura 56: Variação do índice de qualidade da águas (IQA) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.....	94
Figura 57: Análise de agrupamento com base nas variáveis físicas e químicas da água: A= agosto/2001. B= janeiro/2002.....	95
Figura 58: Texturas granulométricas das regiões de remanso das estações de amostragem do rio Uberaba-MG, em agosto/2001.....	108

Figura 59: Texturas granulométricas das regiões de remanso das estações de amostragem do rio Uberaba-MG, em janeiro/2002.....	108
Figura 60: Massa de material particulado grosseiro MOPG (Kg/m^2) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de amostragem. Escalas e quebras de escalas diferentes.....	110
Fig 61: Diversidade de texturas e número de Froude (Fr) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de amostragem.....	112
Figura 62: Percentuais de matéria orgânica <2,0 mm no sedimento das estações de amostragem do rio Uberaba nos dois períodos de coleta.....	114
Figura 63: Percentuais de matéria orgânica <0,25 mm no sedimento das estações de amostragem do rio Uberaba nos dois períodos de coleta.....	114
Figura 64: Proporção das frações de matéria orgânica <2,0 e <0,25, nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de amostragem.....	115
Figura 65: Variação da condutividade elétrica dos sedimentos das estações de amostragem do rio Uberaba-MG, em dois períodos de coleta.....	116
Figura 66: Variação da temperatura e do potencial redox dos sedimentos das estações de amostragem do rio Uberaba-MG, em dois períodos de coleta.....	117
Figura 67: Tendências de diversidade de habitat a partir da correlação entre diversidade de substrato e fatores hidráulicos.....	118
Figura 68: Abundância relativa dos taxa no remanso em agosto/2001.....	120
Figura 69: Abundância relativa dos taxa na corredeira em agosto/2001.....	121
Figura 70: Abundância relativa dos taxa no remanso em janeiro/2001 * Exceto para a estação C.....	122
Figura 71: Abundância relativa dos taxa na corredeira em janeiro/2002.....	123

Figura 72: Densidade e riqueza de táxons nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG em agosto/2001 e janeiro/2002.....	127
Figura 73: Diversidade e equitabilidade de táxons nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG em agosto/2001 e janeiro/2002.....	128
Figura 74: Similaridade de Kulczynski nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG em agosto/2001 e janeiro/2002.....	129
Figura 75: Análise de agrupamento das estações de amostragem do rio Uberaba-MG, com base nos dados de abundância de taxa, em agosto/2001.....	129
Figura 76: Análise de agrupamento das estações de amostragem do rio Uberaba-MG, com base nos dados de abundância de taxa, em janeiro/2002.....	130
Figura 77: Distribuição longitudinal dos grupos funcionais de macroinvertebrados do Rio Uberaba-MG. *Percentuais relativos ao número total de indivíduos na estação (ind.m^{-2}) em escalas diferentes. Escala das estações à esquerda do gráfico.....	127
Figura 78: Comparação entre as tendências de distribuição longitudinal dos grupos funcionais de macroinvertebrados do rio Uberaba-MG, com uma generalização das predições estabelecidas.....	133
Figura 79: Grupos funcionais de alimentação: CA= coletor agrupador; CF= coletor filtrador; T= triturador; R= raspador; P= predador.....	135
Figura 80: Distribuição longitudinal dos grupos funcionais de macroinvertebrados do Rio Uberaba-MG. *Percentuais relativos ao número total de indivíduos na estação (ind.m^{-2}) em escalas diferentes. Escala das estações à esquerda do gráfico.....	137
Figura 81: Grupos funcionais de hábitos, nas estações de amostragem no rio Uberaba-MG, em dois períodos de coleta. ES= escavador (sedimentos); ME=mergulhador; CM=caminhador; AG=agarrador; NA= nadador.....	138
Figura 82: Pontuação das estações de amostragem pelo BMWP (A) e percentual de similaridade entre a estação C e as demais estações (B).	139

Figura 83: Tendências da qualidade de habitat a médio prazo no rio Uberaba-MG.....	153
Figura 84: Tendências da qualidade da água a médio prazo no rio Uberaba-MG.....	154
Figura 85: Tendências dos valores do BMWP a médio prazo no rio Uberaba-MG.....	154
Figura 86: Análise de integração de variáveis no rio Uberaba-MG, com base no diagnóstico realizado no presente estudo.....	156

Lista de tabelas

Tabela I: Vantagens dos usos das comunidades de perifíton, macroinvertebrados bentônicos e peixes como bioindicadores nos estudos ambientais (modificado de Barbour, 1999).....	20
Tabela II: Variáveis físicas e químicas da água analisadas no presente estudo.....	17
Tabela III : Classificação da qualidade de água através do IQA adotado pela FEAM-IGAM.....	60
Tabela IV: Correlação de Pearson (r) significativas ($p < 0,05$) entre variáveis relacionadas ao metabolismo respiratório do sistema.....	87
Tabela V: Quadro síntese de diagnósticos, riscos e medidas ambientais em relação a qualidade da água do rio Uberaba-MG.....	96
Tabela VI: Habitas funcionais (mesohabitats) predominantes em dez estações de amostragem do rio Uberaba-MG. += presente; -=ausente; +/-= pouco freqüente; *= não visualizado.....	112
Tabela VII: Abundância dos taxa (ind/m ²) encontrados no rio Uberaba-MG em Agosto/2001.....	146
Tabela VIII: Abundância dos taxa (ind/m ²) encontrados no rio Uberaba-MG em janeiro/2002.....	147

Apresentação

Segundo Yin (1989), o estudo de caso é uma das estratégias de se realizar a pesquisa qualitativa, em que o principal propósito é o desenvolvimento de estudos explanatórios e descritivos.

Nas Ciências Ambientais, os conceitos elaborados sobre o estudo de caso podem funcionar como norteadores para o método de discussão de processos ecológicos. Segundo Godoy (1995), em ciências sociais, o estudo de caso é a estratégia ideal quando os pesquisadores procuram responder às questões “como” e “por que” certos fenômenos ocorrem quando há pouca possibilidade de controle sobre os eventos estudados.

Desta forma, um estudo de caso em ecologia visa analisar um dado objeto ambiental em seu contexto mais amplo, a partir do qual poderão ser discutidos os conceitos ecológicos de forma holística, visando compreender as relações entre as variáveis avaliadas qualitativa e quantitativamente.

O rio Uberaba é o objeto deste estudo de caso e será analisado com o *objetivo* de avaliar como as atividades humanas podem interferir na dinâmica funcional de rios, utilizando como sensor biológico a comunidade de macroinvertebrados bentônicos. A estrutura geral do trabalho é apresentada na Figura 01 e as seguintes hipóteses serão testadas:

H₁: Existe um gradiente longitudinal de continuidade no sistema fluvial, de forma análoga ao apresentado por Vannote *et al.* (1980);

H₂: As atividades antropogênicas interferem no gradiente longitudinal do sistema, favorecendo a formação de manchas ou de zonas longitudinais;

H₃: As características limnológicas e a estrutura da comunidade de macroinvertebrados são condicionadas à estrutura física do sistema, representada pela associação de características do regime hidrológico, geomorfologia e geologia.

O **Capítulo 1** discute de forma sucinta, a partir de uma revisão de literatura, as duas principais bases conceituais do trabalho: processos ecológicos em rios e a comunidade de macroinvertebrados.

O **Capítulo 2** trata da problemática ambiental da bacia hidrográfica, tendo o rio Uberaba como referencial. Serão utilizados dados obtidos em literatura e observações de campo para a caracterização do problema. Propõe-se o uso de um protocolo simplificado de avaliação de habitats aquáticos como forma de sintetizar as informações a respeito das condições ambientais das estações, tendo como enfoque a comunidade de macroinvertebrados.

No **Capítulo 3** busca-se traçar um perfil limnológico do rio Uberaba, discutindo a relação entre as variáveis físicas e químicas da água com a problemática ambiental da bacia hidrográfica (Capítulo 2)

Com base nas informações dos capítulos precedentes serão discutidos os principais fatores que influenciam a distribuição e abundância da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (**Capítulo 4**), discutindo as principais relações ecológicas e o uso potencial destas como bioindicadores de qualidade da água.

Finalmente, o **Capítulo 5** visa levantar algumas propostas para as políticas públicas na bacia hidrográfica, baseadas em um diagnóstico da qualidade do habitat, da água e da comunidade de macroinvertebrados com base em uma análise de síntese das informações apresentadas nos capítulos anteriores.

Figura 01: Representação esquemática do estudo de caso da bacia do rio Uberaba-MG

Bases Científicas

As bases científicas compreendem a discussão, com base em literatura, dos dois principais eixos do estudo: a ecologia de rios, abordada de modo holístico a partir do conceito de bacias hidrográficas, e a comunidade de macroinvertebrados, eleita bioindicadora das modificações ambientais em sistemas lóticos.

1 Introdução aos processos ecológicos em rios

Nesta primeira parte serão discutidos sucintamente os principais conceitos relacionados a estudos ecológicos de rios, com ênfase na comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Os objetivos são: conceituar bacia hidrográfica, apresentar a metodologia para seu estudo, caracterizar o sistema rio e discutir os principais conceitos aplicados à compreensão de sua estrutura ecológica.

1.1 A importância da escala nos estudos ecológicos em rios

A escala representa a proporcionalidade entre medidas e situa a dimensão do objeto de estudo. É em função das escalas que é localizado, espacial e temporalmente, o nível das interações ecológicas. Quanto maior a escala maior o grau de associação entre seus componentes, aumentando a complexidade do sistema.

Segundo Odum (1983), um ecossistema é definido por uma área onde um conjunto de organismos interage com o meio abiótico de tal forma que o fluxo de energia e matéria possam ser claramente definidos entre as partes vivas e não vivas do sistema. Entretanto, na prática de pesquisa, os limites de um ecossistema não podem ser claramente definidos como, por exemplo, os rios, que são sistemas integrados com um ecossistema maior: a bacia hidrográfica.

Segundo Rocha *et al.* (2000), a bacia hidrográfica é uma das melhores escalas para estudos ecológicos que visem o planejamento regional. Esta

unidade de paisagem é definida, fisicamente, como a área limítrofe da união dos pontos de maior altitude no relevo.

Os rios são considerados ecossistemas abertos por estarem em íntima relação com ambiente terrestre, e heterotróficos devido aos grandes “inputs” de matéria e energia. Portanto, o ecossistema na realidade não seria somente o rio, mas toda a bacia hidrográfica.

De acordo com Frissell *et al.* (1986), a bacia pode ser dividida em uma estrutura hierárquica, como sumarizado na Figura 02. O modelo mostra em quais escalas espacial e temporal, estão inseridas as transformações dos diversos componentes da bacia hidrográfica (segmentos, setores, mesohabitat e microhabitat).

Figura 02: Relação entre tempo de recuperação e escala espacial no sistema de organização hierárquica de bacias hidrográficas (modificado de Frissell *et al.* 1986).

Este modelo é uma importante ferramenta na tomada de decisões de pesquisa e gerenciamento de recursos hídricos, pois ajuda a localizar em qual escala espaço-temporal estão inseridos os fenômenos de interesse.

Uma das consequências importantes do modelo hierárquico para o estudo ecológico de rios é que, segundo Frissell *et al.* (1986), um segmento de rio é identificado pelo conjunto de características geológicas, usos e ocupação do solo e empreendimentos, o que torna esta escala a mais indicada quando

se deseja correlacionar estes fatores antrópicos com os fenômenos ecológicos de rios.

O efetivo estudo na escala de bacia hidrográfica só é realizado quando são incluídos os afluentes do rio principal. Entretanto, o rio principal é o corpo receptor de todos os processos ocorridos na bacia e, por consequência, a sua análise revela em tese, o *status quo* da bacia em questão.

Portanto, se o rio principal é eleito como representante de uma bacia hidrográfica, torna-se imperativa a compreensão de seus principais fenômenos ecológicos, afim de que possam ser avaliados os níveis de interferência dos processos ocorridos em sua área de entorno.

1.2 Teorias ecológicas em sistemas lóticos

Segundo Petts & Amoros (1996), os estudos em rios seguem duas abordagens tradicionais de estudo. Uma é a dos hidrologistas e geomorfologistas fluviais que investigam os aspectos físicos da bacia, como por exemplo, a estrutura dos canais fluviais, transporte de sedimentos e regimes de pulso em escalas que vão de horas, anos (padrões sazonais), séculos (média do período de impacto humano) e 10.000 anos (Holoceno). A outra abordagem é a dos ecólogos que estudam a estrutura e funcionamento das comunidades biológicas, visando compreender as diferentes inter-relações entre os componentes bióticos e abióticos do sistema.

Diversas teorias ecológicas foram traçadas, visando aumentar a capacidade preditiva sobre as comunidades do sistema rio. Na prática estas teorias têm como finalidade delinear uma estrutura conceitual, como um pano de fundo para a compreensão dos fenômenos ecológicos. Este embasamento teórico-ecológico é fundamental para a prática da ecotecnologia que, segundo Tundisi (1999), é definida como o uso dos conhecimentos que se tem sobre o sistema para melhorar e corrigir os problemas.

Dentre as teorias ecológicas desenvolvidas com ênfase na estrutura e funcionamento de sistemas lóticos, duas destacam-se pelo impacto na comunidade científica: a teoria de rio contínuo (Vannote *et al.*, 1980) e o conceito de pulsos de inundação (Junk *et al.*, 1981). Ambas têm a

característica da unidimensionalidade, ou seja, destacam um único fator (longitudinal ou lateral) como a principal função de força nos sistemas lóticos, apesar de considerarem a relevância de outros componentes na dinâmica do sistema.

Entretanto, Ward (1989) descreveu que os sistemas lóticos são tetra-dimensionais, isto é, possuem componentes laterais, verticais e longitudinais que se modificam ao longo do tempo. Boon (1992) incorporou um quinto componente, a dimensão conceitual humana, como variável de controle no sistema rio (Figura 03). O tempo é uma dimensão que é inserida em todas as demais e inclui a necessidade de considerar a relação entre escala espacial e tempo de transformação do sistema, como proposto por Frissell *et al.* (1986).

Apesar do conceito penta-dimensional não explicar *per se* os processos ecológicos em rios, ele demonstra a necessidade da visão holística para compreensão do funcionamento dos sistemas ecológicos.

Deve-se enfatizar que a maioria das generalizações desenvolvidas até hoje para os sistemas lóticos têm em comum o fato de serem aplicadas em rios de pequeno/médio porte (1° a 4° ordem) e em regiões temperadas, o que torna patente a necessidade de serem desenvolvidos estudos mais aprofundados em regiões tropicais e sub-tropicais.

Figura 03: O conceito penta-dimensioanal em uma secção transversal de um rio hipotético e sua área de entorno, modificado de Ward (1989) e Boon (1992).

1.2.1 A dimensão longitudinal em sistemas lóticos

O que difere os rios dos demais ecossistemas aquáticos é o fluxo unidirecional. Embora a construção de reservatórios dê características lênticas a determinados setores do rio, estes continuam a exportar unidirecionalmente os produtos gerados na bacia de drenagem (Petts & Amoros, 1996).

A dimensão longitudinal tem como referencial físico a extensão da nascente à foz e muitos processos ecológicos são explicados a partir dos fenômenos de transporte (de matéria e energia) e da interação entre as paisagens que compõem a bacia hidrográfica (continuidade).

O transporte de água está relacionado ao aspecto físico da bacia hidrográfica e é possibilitado pela força gravitacional. A água tende a drenar de uma região de maior altitude para uma de menor altitude o que, combinado com o relevo, molda a bacia de drenagem. Geralmente, o volume de água transportado é maior nas regiões mais baixas (próximo à foz) em relação às regiões mais altas (nascentes) e este princípio tem implicações diretas sobre as comunidades aquáticas, especialmente a de macroinvertebrados (Petts & Amoros, *op. cit.*), por gerar um gradiente da nascente à foz dos rios.

A classificação segundo estes gradientes foi um dos primeiros métodos para classificar hidrologicamente os setores de rios. Um dos sistemas mais utilizados é o de Stralher (1952), que dividiu o rio em ordens, de acordo com as diferenças de vazão e largura. Neste sistema as nascentes são rios de primeira ordem, a união de duas nascentes forma um rio de segunda ordem, dois rios de segunda formam um de terceira e assim sucessivamente.

Os sistemas de classificação hidrológica são importantes para as interpretações ecológicas, pois dão a dimensão do segmento em questão e permitem inferências como, por exemplo, a respeito do transporte de sedimentos, estrutura de habitat e regimes hidrológicos.

O transporte e a deposição de sedimentos estão associados a fatores geológicos e geomorfológicos da bacia de drenagem. Em geral considera-se que a carga de sedimentos tende a aumentar à medida que se aproxima da foz e que a deposição de sedimentos é favorecida por um relevo de menor

declividade, como uma planície de inundação, a qual geralmente aumenta à medida que se aproxima da foz dos rios (Gordon *et al.*, 1992).

Este fenômeno é de grande importância para a caracterização dos habitats aquáticos, por estabelecer tendências estruturais. Geralmente, as regiões de menor ordem (de 1° a 4° ordens) tendem a desenvolver um sistema de remansos e corredeiras com materiais mais grosseiros como cascalhos e seixos. As ordens maiores apresentam regiões de deposição e erosão de material mais fino, como areias e argilas (Barbour *et al.*, 1999).

A continuidade é um aspecto derivado dos gradientes desenvolvidos pelos rios em seu percurso. O rio funciona como um integrador entre as paisagens, e os processos ocorridos à jusante de um ponto são geralmente o resultado dos fenômenos ocorridos à montante. Este foi o primeiro passo para a elaboração da teoria de contínuo fluvial de Vannote *et al.* (1980).

Nesta teoria os autores consideram que a distribuição da biota aquática está condicionada aos gradientes abióticos do rio. Na comunidade de macroinvertebrados, por exemplo, a maior concentração de partículas finas em suspensão, nos trechos próximos à foz, favoreceria o desenvolvimento de organismos coletores e esta produção de partículas dependeria em grande parte dos subprodutos da alimentação dos trituradores à montante. Esta teoria tem diversas limitações especialmente por se ajustar para rios de regiões temperadas, de pequena grandeza e sem distúrbios antropogênicos. Também não considera a dimensão lateral como fator determinante na distribuição e abundância das espécies.

Entretanto, a teoria do contínuo fluvial teve grande impacto por nortear os estudos no sentido da existência de um gradiente longitudinal em rios que pode ser rompido pelas atividades antrópicas. Nesta linha, Ward & Stanford (1983) desenvolveram a teoria da descontinuidade serial (SDC), onde evidenciam os efeitos da construção de uma barragem (e de outros empreendimentos) na dissociação das comunidades biológicas e na quebra da prevista continuidade do sistema.

A construção de barragens implica em importantes mudanças no perfil do sistema rio e na formação de novos padrões dentro do sistema aquático. Segundo De Filippo *et al.* (1999), as implicações limnológicas mais diretas da

construção de um reservatório estão relacionadas ao estoque e à retirada da água. Desta forma, se a estocagem de água promove a retenção e estratificação de materiais e calor, a retirada da água promove a exportação e a mistura de calor e matéria. A alternância destes processos é que caracteriza o reservatório e, deste modo, este sistema pode ser considerado um intermediário entre rio e lago.

Mesmo apresentando características lênticas, os reservatórios conservam os gradientes longitudinais, típicos dos rios, graças aos influxos promovidos pelo rio principal e afluentes, e ao defluxo efetuado pela barragem (Margalef, 1983). Segundo Armengol *et al.* (1999), a combinação de fenômenos hidrodinâmicos, climáticos e nutricionais, promovem a geração de gradientes longitudinais de temperatura e matéria que podem afetar de diversas formas as comunidades biológicas.

Em um estudo do reservatório tropical de Salto Grande, Zanata & Espíndola (2002) consideraram o gradiente das variáveis ambientais como fator determinante para a composição e densidade da comunidade zooplancônica (rotíferos, cladóceros e copépodos), provavelmente por gerar diferentes condições tróficas no sistema.

Desta forma, se existe um gradiente longitudinal interno em cada reservatório, o conjunto de reservatórios em cascata pode apresentar um gradiente maior. Neste sentido, Barbosa *et al.* (1999) propuseram o conceito de cascata em reservatórios contínuos (CRCC) para o sistema de reservatórios do rio Tietê-SP. Este conceito é uma complementação ao conceito de descontinuidade serial de Ward & Stanford (1983), pois o CRCC prediz a existência de um novo padrão de continuidade, influenciado pelo rio principal e as interações com afluentes e área de inundação.

1.2.2 A dimensão lateral

A lateralidade diz respeito à relação entre o canal fluvial e sua área de entorno terrestre, que nos rios possui uma relação mais íntima com o sistema aquático quando comparado aos lagos. A formação da área de inundação e as

matas ciliares são os dois principais componentes funcionais da dimensão lateral dos rios.

A área de inundação compreende a zona em que os rios, no seu período de maior fluxo, extravasam suas águas e aumentam a conectividade com o meio terrestre. Junk *et al.* (1981) desenvolveram o conceito de pulso de inundação para explicar o papel das áreas alagáveis nos sistemas lóticos, especialmente para os rios que possuem planície de inundação. As áreas alagáveis proporcionam uma mistura de elementos terrestres e aquáticos, promovendo trocas entre os sistemas, o que caracteriza esta região como um ecótono.

De acordo com Wantzen & Junk (2000), em regiões tropicais as áreas alagáveis dos rios, principalmente dos de pequeno porte, são de grande importância por incorporarem grande parte da matéria orgânica particulada fina, degradada por organismos terrestres, no período de pulso. A contribuição destas zonas para a decomposição de liter é superior à ocorrida dentro do rio, onde a diversidade e densidade de cortadores geralmente é muito baixa, e isto evidencia a importância da vegetação ripária para os ecossistemas lóticos.

A vegetação ripária compreende a faixa de vegetação que circunda os corpos de água. As características destas matas estão relacionadas com o tipo de solo, relevo e disponibilidade hídrica além das atividades antrópicas. Esta vegetação desempenha importantes papéis ecológicos para os sistemas lóticos, como citam Lima & Zaika (2001): redução do escoamento de superfície, redução da entrada de nutrientes terrestres, estabilização de margens, manutenção do equilíbrio térmico e aporte de matéria orgânica, que é a fonte de energia para grande parte dos invertebrados dos pequenos riachos. Estes autores também destacam a importância destas áreas para a retenção de herbicidas e sedimentos gerados por atividades agrícolas.

Desta forma, em um estudo ecológico de rios há a necessidade de considerar as condições da região de entorno devido à grande conectividade entre os componentes água e meio terrestre.

1.2.3 A verticalidade

Hidrologicamente, os rios apresentam uma dimensão vertical associada à dinâmica do lençol freático, que funciona como uma espécie de reservatório de água para os rios. O tipo de interação entre o rio e as águas subterrâneas depende de um conjunto de condições geológicas e geomorfológicas que irá determinar o grau de exportação e de importação de água do rio para o lençol freático (Gordon *et al.*, 1992).

A verticalidade é um aspecto que diz respeito aos fenômenos ecológicos na zona abaixo da interface do sedimento. Os rios apresentam uma região abaixo da interface água-sedimento, denominada zona hiporreica, que abriga uma fauna heterotrófica caracterizada principalmente por invertebrados (Boon, 1992).

Segundo Stanford (1998), a zona hiporreica abriga uma fauna bastante especializada para viver nos interstícios, desempenhando um importante papel na ciclagem dos nutrientes e na manutenção da diversidade da região de interface água-sedimento. A região hiporreica, assim como as áreas alagáveis, mantém a conexão entre sistemas terrestres e aquáticos e dentro da bacia hidrográfica formam um corredor ao longo do rio principal e tributários.

Isto aumenta a importância das áreas de entorno na manutenção da diversidade biológica de rios, ressaltando a dimensão do impacto das atividades antrópicas, como por exemplo, o efeito da percolação de pesticidas no solo influenciando a fauna aquática.

1.2.4 A dimensão conceitual

A dimensão conceitual é a concepção humana a respeito do meio ambiente e está embasada em aspectos culturais que definirão todas as ações de pesquisa e manejo (Boon, 1992). São as conjunturas atuais que irão determinar as nossas definições de aceitável ou não, ambientalmente.

Em um estudo de caso na bacia do Rio Monjolinho, Almeida (2001) mostra como as concepções de uso variaram no decorrer de 80 anos. Este

estudo também deixa patente a necessidade do resgate do conhecimento tradicional para a compreensão dos processos ambientais.

De acordo com Boon (1992), os rios são um dos ecossistemas mais explorados pelo homem. A idéia de constante renovação da água (gerada pelo fluxo unidirecional) e da força mecânica do sistema levou a humanidade a utilizar os rios como destino final de efluentes, geração de energia, fonte de água potável a baixo custo e recreação.

Grande parte dos programas de (in)gerência (manejo) de recursos hídricos levou à degradação destes sistemas, sendo que a recuperação além de custosa pode ser ineficiente, devido à perda da plasticidade ambiental ou da capacidade de resiliência do sistema. Segundo Odum (1983), a capacidade de resiliência está relacionada com a diversidade biológica, que é o alvo dos programas de conservação.

Em sentido literal, conservar é manter as propriedades sem alterações ou no mesmo estado que antes, e embute a idéia de que o objeto de conservação está em uso. O manejo refere-se à atividade de gerenciamento, e esta pode ou não seguir caminhos conservacionistas. Portanto, manejo e conservação têm o sentido prático, mas não o mesmo significado ecológico.

1.3 Perspectivas nos estudos das teorias ecológicas de rios

Segundo Branco (1989), a idéia de que o todo é igual à soma das partes é um conceito matemático e, portanto, quantitativo e não qualitativo. As aplicações dos conceitos de Descartes na ecologia raramente levam à compreensão da natureza funcional do objeto de estudo.

É comum na ciência um objeto ser decomposto em diversas partes, buscando esclarecer a natureza do conjunto. O sistema rio, decomposto em dimensões ou vetores, é um claro exemplo deste método. No entanto não é elucidado o comportamento do sistema rio como um todo, havendo a necessidade de se aplicar uma perspectiva holística.

O conceito de que cada rio (ou bacia hidrográfica) funciona como um sistema multidimensional e dinâmico já foi abordada por diversos autores, dentre eles, Hynes (1970), considerado como grande precursor da ecologia

fluvial. Poole (2002), resgata as idéias de Hynes e de outros autores, organizando os principais conceitos elaborados para a ecologia de rios com base na teoria de manchas (ou *patches*) e propõe o conceito de imparidade com o descontínuo fluvial (CURD).

Não se trata de um conceito novo e nem de um modelo para predizer o comportamento dos sistemas lóticos. Trata-se, como grande parte das teorias ecológicas, de uma estrutura para orientar o modo de observar o sistema rio e sua bacia hidrográfica.

Neste conceito os rios são assumidos como sistemas ímpares, isto é, únicos em estrutura e função na escala de bacia hidrográfica. Uma bacia é formada por manchas que são as características de cada segmento (como vegetação, sedimentos, fluxo, solo, etc), e a dinâmica destas manchas ao longo do sistema é que caracterizam o rio. Além das barragens e outros empreendimentos, o papel dos tributários é considerado como grande fator de interferência no gradiente longitudinal do rio.

Desta forma, cada bacia possui seu próprio mosaico de manchas denominadas de meta-estrutura, e um rio nunca seria um contínuo, pois as manchas se comportam de modo bastante desigual no contexto.

Esta estrutura complexa tem sido abordada por modelos computacionais nos quais é possível incluir diversas variáveis, principalmente processos hidrológicos. Entretanto, as comunidades aquáticas ainda estão longe de serem modeladas devido à carência de informações a respeito da diversidade, ciclo de vida e os fatores limitantes para os organismos.

Mesmo com tais dificuldades, busca-se o desenvolvimento de uma metodologia que permita aumentar a capacidade preditiva sobre o sistema, a partir da análise das informações em uma escala espaço-temporal reduzida, visando compreender a estrutura das comunidades nas unidades (manchas) mais representativas do mosaico.

1.4 A comunidade de macroinvertebrados bentônicos

A segunda parte das bases científicas apresenta os principais aspectos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados, com o intuito de

caracterizar a comunidade e a abordagem metodológica para seu uso como bioindicadores das modificações ambientais.

1.5 A estrutura da comunidade bentônica em sistemas lóticos

O conceito de comunidade é tão importante e controverso quanto o conceito de ecossistema. Segundo Odum (1983), a comunidade biológica corresponde a um conjunto de populações que interagem em um dado espaço físico, que pode ser o ecossistema.

A análise ecológica no nível de comunidades contém dificuldades relacionadas a grande diversidade e complexidade de interações entre as populações, que se tornam mais difíceis de serem visualizadas à medida em que se aumenta o número de populações em questão (Odum, *op. cit.*).

De acordo com Lampert & Sommer (1997), as comunidades devem ser analisadas como um todo. A análise do efeito coletivo é o objetivo final dos estudos de comunidades e estas são reconhecidas pelo grau de associação entre seus componentes.

Em um ecossistema aquático as comunidades podem ser classificadas de acordo com o espaço físico que ocupam (planctônica, bentônica, nectônica, etc), pelo grupo taxonômico de organismos (peixes, insetos, rotíferos, etc) e pelo tamanho corporal (macro-, meso-, micro-, etc). Segundo Rosemberg & Resh (1993), a comunidade de macroinvertebrados bentônicos é representada pelos invertebrados maiores que 210 μm e que vivem associados a algum tipo de substrato submerso, como folhas, rochas, troncos ou areia.

As estratégias de uso do habitat e as relações tróficas entre as populações podem ser consideradas como ponto de partida para a caracterização das comunidades. Existem outros aspectos importantes da comunidade, como a competição entre as populações, que não serão tratados aqui.

De acordo com Hynes (1970), de modo geral os macroinvertebrados vivem toda ou parte de seu ciclo de vida no ambiente aquático e a base energética da comunidade são os detritos, principalmente os de origem alóctone, no caso de ambientes lóticos.

1.5.1 O habitat

Dos atributos de habitat, dois são de grande importância como fatores determinantes da comunidade bentônica: a estrutura física do substrato e as características limnológicas do ambiente.

As comunidades lóticicas têm como principal função de força a velocidade da corrente, em relação aos organismos de ambientes lênticos (Hynes, 1970; Lampert & Sommer, 1997). De modo geral, os rios apresentam distinções de velocidade de fluxo nas dimensões longitudinal e lateral. As alterações na correnteza podem ocorrer naturalmente em função da geomorfologia ou das atividades humanas como as barragens.

De acordo com Hynes (*op. cit.*), adaptações morfológicas como achatamento e aerodinâmica corpórea, redução das projeções, estruturas que conferem maior aderência como garras, ventosas e pêlos são exemplos de modificações que, juntamente com estratégias comportamentais, garantem o sucesso dos macroinvertebrados em águas correntes. Em trechos com menor velocidade de corrente os organismos dominantes são aqueles que possuem a capacidade de escavar ou forragear sobre o substrato.

Hipoteticamente, pode-se imaginar as adaptações da fauna bentônica à correnteza como as adaptações que vertebrados superiores poderiam apresentar às correntes de vento em meio terrestre. Viver em um substrato arenoso seria equivalente a viver em meio a uma tempestade de areia no deserto. Por outro lado, a mesma tempestade teria efeitos menos nocivos se ocorresse em uma montanha com cavernas, que seria o equivalente às regiões de corredeiras rochosas em rios, onde os organismos teriam maiores possibilidades de refúgio.

Além da correnteza, a estrutura do substrato é um fator condicionante para a colonização dos macroinvertebrados. Os macroinvertebrados habitam uma grande diversidade de substratos submersos, como folhas, rochas, troncos, areia e raízes.

Segundo Minshall (1984), diversos estudos mostram que existe relação entre a diversidade e abundância de macroinvertebrados com a estrutura e composição do substrato. Apesar de existirem controvérsias a respeito desta

relação, três generalizações importantes podem ser consideradas: a) substratos de plantas aquáticas suportam uma densidade maior de animais em relação a substratos inorgânicos e a composição da fauna difere entre as espécies vegetais; b) existe uma tendência para o aumento da diversidade biológica em função do aumento do diâmetro das partículas em substratos inorgânicos, sendo que a riqueza das texturas granulométricas também tende a aumentar a riqueza na composição faunística e, c) existem preferências de substrato entre os diferentes taxa (p. ex. espécies, gêneros ou famílias).

Associando os conceitos pode-se fazer as seguintes generalizações a respeito da distribuição espacial dos macroinvertebrados: em substrato misto (rochas, folhas, troncos) existe a tendência do desenvolvimento de uma fauna mais rica em relação a substratos uniforme e fino (como areia e argilas). De modo geral, o substrato misto abriga um número maior de ambientes exploráveis em relação a um substrato uniforme como areia ou argila.

As características limnológicas representam outra variável do habitat importante para os macroinvertebrados. Segundo Hynes (1970), as propriedades físicas e químicas da água ajudam a elucidar a distribuição da comunidade, tais como a temperatura, materiais em suspensão, gases dissolvidos, equilíbrio iônico e matéria orgânica.

Segundo Sweeney (1984), a temperatura é um dos fatores de maior importância para a comunidade de insetos aquáticos. Observou-se que, através de experimentos de laboratório, a temperatura influencia em todas as fases de desenvolvimento dos organismos, sendo responsável por mudanças nos padrões de desenvolvimento do ovo, crescimento, emergência e maturação dos adultos.

De acordo com Wilye & Kohler (1984), a concentração dos gases respiratórios, especialmente oxigênio dissolvido (OD) e dióxido de carbono (CO₂), é um fator limitante para diversas espécies de insetos aquáticos. Em geral, os insetos dependem da concentração de OD do meio aquático circundante e exibem diversas adaptações comportamentais para maximizar as trocas gasosas.

1.5.2 Redes tróficas em comunidades de macroinvertebrados

A obtenção de alimento pelos macroinvertebrados procede-se sob diversas estratégias, o que levou os cientistas a classificarem os organismos em grupos de alimentação funcional ou grupos funcionais (GF). Esta classificação foi bastante difundida por Cummins & Klung (1979) e contém quatro tipos básicos: coletores em suspensão (filtradores) e de fundo (agrupadores), pastadores e raspadores, cortadores e predadores.

A classificação dos taxa em guildas tróficas facilita a interpretação dos processos ecológicos que se desenvolvem no rio, pois cada grupo possui um tamanho e uma natureza de partícula predominante na alimentação. As relações tróficas entre as fontes de matéria orgânica e as guildas estão sumarizadas na Figura 04.

Entre os detritos, a matéria orgânica particulada grosseira (MOPG) maior que 1mm, é geralmente originária diretamente de vegetais superiores terrestres. As partículas finas (MOPF) estão entre 1 e 0,50 mm, podendo ser o resultado de aglutinações de colóides resultantes da decomposição de vegetais superiores, restos de animais ou algas (Cummins & Klung, *op. cit.*).

A produção primária autóctone é representada pelo perifíton e compreende as algas e algumas bactérias, aderidas em rochas e na vegetação submersa. Os predadores alimentam-se de outros organismos bentônicos, pequenos peixes e anfíbios.

Os resultados obtidos com a classificação dos grupos funcionais, associados a outras variáveis, podem evidenciar o estado trófico do sistema. Por exemplo, a maior densidade/biomassa de GF pode indicar a presença de habitats estáveis e um sistema produtivo (Merritt & Cummins, 1996).

A metodologia para a classificação dos organismos em guildas tróficas é proposta por Cummins & Klung (1979). Esta metodologia baseia-se em ensaios de laboratório e pode ser complementada por estudos do conteúdo estomacal e aspectos morfológicos dos organismos. Pode-se utilizar também os dados disponíveis em literatura (e.g. Cummins & Klung, 1979; Merritt & Cummins, 1996; Hauer & Lamberti, 1996 e Baptista *et al.*, 2001), onde muitas famílias e

gêneros estão categorizados. Entretanto, a maior parte dos estudos é de região temperada e limita as extrapolações para as regiões tropicais.

Figura 04: Relações tróficas entre os macroinvertebrados bentônicos. Modificado de Cummins & Klung (1979).

1.6 Os macroinvertebrados como bioindicadores

O uso de indicadores ambientais é necessário para a diagnose ambiental, alertando e norteando as medidas mitigadoras ainda necessárias para a conservação. De acordo com Souza (2001), na biota aquática as comunidades de macroinvertebrados, perifíton e peixes são consideradas os melhores indicadores para a qualidade ambiental de rios (Tabela I).

Os macroinvertebrados bentônicos têm sido utilizados como ferramenta eficiente para o diagnóstico ambiental em rios. Nas regiões temperadas foram desenvolvidos índices de qualidade a partir dos dados desta comunidade, fazendo parte dos protocolos oficiais de biomonitoramento. No Brasil, alguns destes índices foram adaptados (e.g. Loyola, 2000 e Junqueira *et al*; 2000) e

ainda sofrem transformações, mas devido às incertezas técnicas e ao modelo de gestão ambiental, ainda não são passíveis de normalização.

Particularmente para a fauna aquática, Pardo & Armitage (1997) consideram a escala de mesohabitat a mais apropriada para examinar a dinâmica funcional de comunidades em rios, pois a natureza do substrato e os fatores hidráulicos condicionam a distribuição das assembléias de espécies e estas se tornam descritoras das condições do mesohabitat.

A escala de mesohabitat (Figura 02) representa as manchas (ou *patches*) que formam um mosaico característico das comunidades lóticas. Um mesohabitat, para macroinvertebrados, pode ser, por exemplo, uma corredeira rochosa, um banco de folhas, bancos de areia ou argila.

De acordo com Rosemberg & Resh (1993), o uso dos macroinvertebrados como bioindicadores segue duas linhas principais: a) vigilância ou avaliação (*survey*) que consiste, por exemplo, na avaliação antes e depois de um empreendimento ou lançamento de efluentes; b) a conformidade, que é o uso de organismos para testes de toxicidade.

As avaliações consistem no método mais comum de uso dos macroinvertebrados. Segundo Resh & Jackson (1993), este método é aplicado através de protocolos de avaliação rápida (RAP), que utiliza muito os aspectos qualitativos da comunidade, direcionados ao tipo do impacto que se deseja monitorar.

O RAP tem como objetivo principal a abordagem qualitativa em ambientes chave, buscando a diferenciação entre ambientes degradados e não degradados. O RAP é como um termômetro: compara-se a comunidade que recebe o impacto com uma que não sofre influência (comunidade de referência). Pode-se utilizar toda comunidade quando são considerados diversos grupos ou um grupo selecionado de organismos, como por exemplo, Chironomidae e Oligochaeta (Resh & Jackson, *op. cit.*).

A principal diferença entre o RAP e a abordagem puramente quantitativa está na menor quantidade de amostras, o que torna o trabalho mais rápido e menos dispendioso, apesar dos problemas relacionados com o número reduzido de amostras, como discutido por Resh & Mc Elravy (1993).

Tabela I: Vantagens dos usos das comunidades de perífíton, macroinvertebrados bentônicos e peixes como bioindicadores nos estudos ambientais (modificado de Barbour, 1999).

Comunidade	Características de uso	Tempo de resposta ("memória") máximo ao impacto
Perífíton	<ul style="list-style-type: none"> • Curto ciclo de vida. Permite a detecção de impactos de curta escala de tempo; • Respondem diretamente a mudanças no perfil químico do sistema como nutrientes e temperatura; • São sensíveis a dosagens muito menores de contaminantes (como herbicidas) em relação a outras comunidades. 	Horas ou dias
Macroinvertebrados bentônicos	<ul style="list-style-type: none"> • Indicadores de condições pontuais devido a baixa mobilidade; • Muitos possuem tempo de vida que vão de semanas a meses e indicam uma situação ambiental passada; • São alimentos para peixes e abundantes em córregos de 1º e 2º ordem. 	Semanas ou meses
Peixes	<ul style="list-style-type: none"> • Indicadores de condições ambientais a longo prazo; • Possuem valor econômico e cultural e favorecem os programas de conservação; • Os requerimentos ambientais são conhecidos para muitas espécies; • A comunidade possui diversos níveis tróficos (herbívoros, omnívoros, insetívoros, piscívoros e planctófagos) sendo que os níveis superiores são subordinados aos níveis menores e revelam um status global do sistema. 	Anos

A análise dos dados do RAP processa-se através da discussão da relação entre a comunidade e os demais fatores ambientais do sistema, buscando evidenciar como as modificações naturais ou antrópicas influenciaram na estrutura da comunidade.

De acordo com Norris & Georges (1993), pode-se utilizar diferentes métodos numéricos, como a estatística multivariada (ANOVA, MANOVA, Cluster Analysis, PCA), para dar suporte às interpretações ecológicas.

1.7 Perspectivas

Segundo Norris & Georges (*op. cit.*), apesar das diversas técnicas de análise multivariada, existe a dificuldade de separar, por exemplo, quais variáveis abióticas (como pH, condutividade, oxigênio dissolvido) estão de fato atuando na estrutura da comunidade. Desta forma são necessários estudos experimentais, sob condições controladas, avaliando as variáveis separadamente.

Nesta perspectiva os estudos experimentais, especialmente os ensaios em mesocosmos, podem ser considerados de grande importância para o futuro da diagnose ambiental. Por outro lado, existe a crescente demanda por conhecer a diversidade de espécies (difíceis de serem determinadas na comunidade bentônica) e suas relações com o meio físico.

Conhecer a biodiversidade é um outro desafio para este campo. Muitas espécies de macroinvertebrados ainda não foram catalogadas ou pelo menos informações a respeito de sua biologia e distribuição são reduzidas. Programas como o AQUARAP-Pantanal, Biota Fapesp e PROBIO (CNPq) são exemplos de programas que incentivam, dentre outros grupos, o conhecimento da biodiversidade dos macroinvertebrados aquáticos no Brasil.

1.8 Referências

- ALMEIDA, R. C. (2001) A memória dos idosos como instrumento de avaliação dos impactos da urbanização sobre os recursos hídricos In: Felicidade, N; Martins, R. C.; Leme, A A (ed)- *Uso e gestão de recursos hídricos no Brasil. São Carlos Rima*: 238p.
- ARMENGOL, J; GARCIA, J. C; COMERMA, M; ROMERO, M; DOLTZ. J; ROURA, M; HAN, B. H; VIDAL, A; SIMEK, K. (1999) Longitudinal processes in canyon type reservoir. The case of Sal (NE Spain) In: J. G. TUNDISI ; M. STRASKRABA (ed) *Theorical reservoir ecology and its applications*..Brazilian Academy of Sciences and Backhunys Publishers. p 313-345.
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F., DORVILLÉ, L. F. M. & NESSIMIAN, J. L. (2001) – Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River Basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Rev Brasil. Biol.* 61 (2): p. 249-258.
- BARBOSA, F. A. R; PADISÁK, J; ESPÍNDOLA, E. L. G; BORICS, G; ROCHA, O. (1999). The cascading reservoir concept (CCRC) and its application to the Rive Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: J. G. TUNDISI ; M. STRASKRABA (ed) *Theorical reservoir ecology and its applications*..Brazilian Academy of Sciences and Backhunys Publishers. p 425-438.
- BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER, AND J.B. STRIBLING.(1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

- BOON, P. J. (1992) Essential elements in the case for the river conservation In: BOON P. J., CALOW; PETTS, G. E; (ed)- *River conservation and management*; Cap 2; New York. John Wiley & Sons, p 11-36.
- BRANCO, S. M. (1989) Ecossistêmica: uma abordagem integrada dos problemas do meio ambiente. 2 ed. São Paulo. Edgarg Blucher Ltda, 202 p.
- CUMMINS, K. W.; KLUNG, M. J. (1979) Feeding ecology of stream invertebrates . *Ann. Review of. Ecology and Systematics*.10 p. 147-172.
- De FELIPPO, R; GOMES, E. L; LENZ-CÉSAR, J. SOARES, CBP, MENEZES, C.F.S. (1999) Alterações na qualidade da água durante o enchimento do reservatório de UHE Serra da Mesa-GO In: In: HENRY, R. (ed) *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Fapesp/Fundibio, p. 323-345.
- FRISSELL, C. A.; LISS, W. J.; WARREN, C. E.; HURLEY, M. D. (1986) A hierarchial Framework for stream habitat Classification: Viewing streams in watershed context. *Environ. Management* 10 (2): p. 199-214.
- GODOY, A. S (1995) Pesquisa Qualitativa: tipos fundamentais.*Revista de administração de empresas*. EAESP/FGV São Paulo 35 (3): p. 20-29.
- GORDON, N. D.; McMAHON, T. A & FINLAYSON, B. L. (1992) *Stream Hidrology: an introduction for ecologists*. Chicheste: John Wiley, 526p.
- HAUER,F. R & LAMBERTI, G. A.(1996) (ed)*Stream Ecology*. San Diego Academic Press. 674 p.
- HYNES, H. B. (1970)*The Ecology of Running Waters* Liverpool: Liverpool University Press. 555p.

- JUNK, J. W.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E.; (1981). The flood pulse concept in River-Floodplain systems. In: Proceedings of the international large river Symposium. *Can. Publ. Fish. Aquac. Sci.* v.106. p. 110-127.
- JUNQUEIRA, M. V; AMARANTE, M. C; DIAS, C. F. S; FRANÇA, E. S. (2000) Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do alto rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta. Limnol. Bras.* 12: p. 73-87.
- LAMPERT, W; SOMMER, U;(1997) *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. Oxford: Oxford University press. 382 p.
- LIMA, W. P. L. & ZAIKA, M. J. B. (2001) Hidrologia de matas ciliares In: Rodrigues, R. R.; Leitão-Filho, H. F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo Edusp. 320p.
- LOYOLA, R. G. N.(2000) *Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade*. In: V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. V. 1 Conservação e Duna (Anais) Publ. ACIESP n° 109-I. 46-52p.
- MARGALEF (1983), *Limnología*, Barcelona: Omega 1010p.
- MERRITT, R. CUMMINS K.(1996). *Trophic relations of macroinvertebrates* In: Hauer, F. R.; Lamberti, G. A; *Methods in Stream Ecology*. San Diego.Academic Press. p 453-474.
- MINSHALL (1984). Aquatic insect-substratum relationships In: RESH V.; ROSEMBERG, D. M. (ed) *The Ecology of Aquatic Insects*. New York: Praeger,. p. 401-429.
- NORRIS, R. H.; GEORGES, A. (1993) Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrates surveys In: ROSEMBERG, D. M. & RESH, V. H.(ed.) *Fresh water biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall. p. 234-286.

ODUM, E. P. (1983). *Ecología* Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 434 p.

PARDO, I & ARMITAGE, P. D. (1997) Species sassemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia* 344: 111-128.

PETTS, G. E; AMOROS, C. (1996) *Fluvial Hydrosystems*. Chapman & Hall. London. 322p.

POOLE, G. C. (2002) Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology* v.47, p. 641-660.

RESH, V. H; JACKSON, J. K. (1993) Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSEMBERG, D. M. & RESH, V. H.(ed.) *Fresh water biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall. p. 195-233.

RESH, V. H.; McELRAVY, E. P. (1993) contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates In: ROSEMBERG, D. M. & RESH, V. H.(ed.) *Fresh water biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall. p. 159-194.

ROCHA, O; PIRES, J. S. R; SANTOS, J. E. dos.(2000). A bacia hidrográfica como unidade de estudo. In: ESPINDOLA, E. L. G; SILVA, J. S. V; MARINELLI, C. E; ABDON, M. M (ed.). *A bacia hidrográfica do rio Monjolinho*. São Carlos: Rima, p. 1-16.

ROSEMBERG, D. M. & RESH, V. H. (1993) Introduction to freshwater biomonitoring and Benthic macroinvertebrates In: ROSEMBERG, D. M. & RESH, V. H.(ed.) *Fresh water biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall. P 1-9.

- SOUZA, P. A. P; (2001) A importância do uso de bioindicadores da qualidade: o caso específico das águas. In: Felicidade, N.; Martins, R. C.; Leme, A A (ed)- *Uso e gestão de recursos hídricos no Brasil*. São Carlos Rima.. 238p.
- STANFORD, J. A. (1998). Rivers in the landscape: introduction to the special issue on riparian and groundwater ecology. *Freshwater Biology* v. 40 (3) p. 402-403.
- STRALHER (1952) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Am. Geophys. Union Trans.*v.38, p. 913-920.
- SWEENEY, B. W. (1984) Factors influencing life-history patterns of aquatic insects In: In: RESH V.; ROSEMBERG, D. M. (1984) *The Ecology of Aquatic Insects*. New York: Praeger,. 56-100p.
- TUNDISI, J. G. (1999). Reservatórios como sistemas complexos: Teoria, Aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (ed) *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Fapesp/Fundibio, p. 19-98.
- VANNOTE, R; L.; MINSHALL. G. W.; CIMMINS, K. W.; SEDELL. J. R. & CUSHING C. E. (1980) The river continuum concept. *Can. Fish. Aquatic. Sci.* 37: 130-137p.
- WANTZEN, K. M. & JUNK, W. J. (2000) The importance of stream-wetland systems for biodiversity: a tropical perspective. In: GOPAL, B; JUNK, W. J & DAVIS, J. A (ed.); *biodiversity in Wetlands: assessment functional and conservation*. Vol 1. Backhuis Publishers. 11-34p.
- WARD, J. V. & STANFORD, (1983). Serial discontinuity concept of lotic ecosystems In: Fontaine, T. D; Bartell (ed) *Dynamics of Lotic Systems* Ann. Arbor Science, p. 29-42.

- WARD, J. V. (1989) The four dimensional nature of lotic ecosystems *J. N. Am. Benthol. Soc.* V.8 (1): p. 2-8.
- WILEY, M & KOHLER S. L. (1984) Behavioral adaptations of aquatic insects In: RESH V.; ROSEMBERG, D. M. (1984) *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger, New York. 101-133p.
- YIN, R. (1989) *Case study research: design and methods*. Newbury Park, CA: Sage Publications 23 p.
- ZANATA, L. H & ESPÍNDOLA, E. L.G.(2002) Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence of compartment system. *Braz. J. Biol.* v.62 (2) p 347-361.

O estudo de caso da bacia do rio Uberaba

Nesta segunda parte serão discutidos os resultados da pesquisa à luz dos conceitos (bases científicas) discutidos anteriormente. Os Capítulos estão ordenados em uma seqüência didática, não pretendendo representar alguma ordem de importância entre os tópicos.

2 A problemática ambiental da bacia do rio Uberaba-MG

2.1 Introdução

A definição da problemática é uma etapa chave para os estudos que visem compreender as relações entre meio ambiente x desenvolvimento social. Segundo Suter (1993), a formulação do problema é a definição de motivos e metas, afim de que sejam elaboradas as estratégias para a avaliação ambiental.

O texto apresenta de forma sucinta as principais características físicas da bacia do rio Uberaba, mescladas com os principais problemas ambientais nela inseridos. Os dados para elaboração das discussões foram: a) medidas de vazão, com o intuito de caracterizar a dimensão espacial de cada setor do rio, em seu eixo longitudinal; b) protocolo de avaliação de habitats aquáticos, que procura classificar qualitativamente os ambientes colonizáveis por macroinvertebrados, dentro de um cenário complexo de transformações ambientais e c) dados obtidos em literatura e bases de dados.

Desta forma, procura-se neste Capítulo caracterizar os problemas ambientais da bacia do rio Uberaba-MG, visando classificar as principais formas de impacto existentes e seus potenciais riscos à saúde ambiental. Trata-se, portanto, da justificativa do projeto, onde fica patente a necessidade de se avaliar o grau de interferência das atividades antrópicas no contexto do sistema rio.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Variáveis hidráulicas

Em cada estação foi selecionado um segmento de aproximadamente 100m de comprimento onde foram mensuradas a largura, velocidade da correnteza e profundidade médias do rio para o cálculo da descarga líquida instantânea, em m³/s.

As medidas de velocidade da correnteza foram tomadas segundo recomendações de Gordon *et al.* (1992). Em uma secção retilínea (em um remanso) foi traçado um transecto, dividido em sub-secções de 0,30m (para trechos com largura de até 12 m) ou 1m (para trechos com largura acima de 12m). Em cada sub-secção foram tomadas três medidas de velocidade à uma profundidade média. Um correntímetro do tipo “conta-giros”, marca Vale Port 2559 e cabo de transmissão marca ELLE Scientific, foram utilizados nas medidas. A velocidade média de corrente foi calculada através da equação baseada nas informações fornecidas pelo fabricante:

$$V = \frac{s}{t}(0,2667) + 0,008 \quad (1)$$

onde V é a velocidade em m/s, s o número de sinais emitidos e t o tempo de leitura. A média de três medidas de velocidade de cada sub-segmento é a velocidade média utilizada para o cálculo da vazão.

A vazão foi obtida pela relação entre velocidade média e área da secção transversal do sub-segmento. A soma das vazões parciais resulta na vazão total da secção. Para o cálculo das vazões parciais foram utilizadas as seguintes equações:

$$Q = VA \quad (2)$$

sendo

$$A = B + b\left(\frac{h}{2}\right) \quad (3) \quad \text{ou} \quad A = Bh \quad (4)$$

onde Q é a vazão em m^3/s , V a velocidade da corrente, A é a área em m^2 , B medida da base maior em m, b base menor em m e h altura em m. A equação 3 corresponde a fórmula da área do trapézio e a equação 4 a área do quadrado perfeito.

2.2.2 Caracterização geral da bacia e protocolo de avaliação de habitats

Foram levantadas informações acerca dos principais aspectos físicos da bacia, tais como características geomorfológicas, tipo de solo, precipitação, clima, tipo de cobertura e uso predominante do solo, através de cartas temáticas, literatura e observações de campo. As medidas de campo foram realizadas nos períodos hidrológicos de seca (agosto de 2001) e enchente (janeiro de 2002).

Realizou-se uma análise descritiva dos principais habitat aquáticos e da região marginal, utilizando-se um protocolo simplificado de avaliação de habitat baseado em Hannaford *et al.*(1997), Barbour *et al.*(1999) e Callisto *et al.*(2002), composto por nove parâmetros relacionados com a estrutura do substrato, da vegetação ripária e da morfologia do canal fluvial (Anexo I).

As modificações realizadas a partir do modelo original são a adoção dos limites estabelecidos no Código Florestal Brasileiro para extensão da vegetação ripária, ao invés de uma largura padrão e a simplificação da pontuação, utilizando uma média das cinco faixas de pontos. Foram retirados os itens: regime de velocidade interno do rio, e frequência de corredeiras e sinuosidade do canal, devido às dificuldades técnicas. Como o protocolo visa uma classificação comparativa entre as estações, tais alterações não incidem em prejuízo à validade do método.

Este protocolo destina-se a descrever e qualificar os habitat utilizados pelos macroinvertebrados, visando reduzir a dimensionalidade e quantificar as informações a respeito da “qualidade do habitat”. A coleta de informações foi realizada através de descrições de campo e fotografias das estações.

Os dados obtidos foram processados segundo as recomendações de Pereira (1999), que define o dado qualitativo como uma forma de quantificar um evento qualitativo, normalizando e dando um caráter mais objetivo às observações.

Desta forma, o protocolo baseia-se na mensuração de variáveis quantitativas para classificar o habitat das estações de modo qualitativo em quatro categorias: pobre, mediano, sub-ótimo e ótimo. Como cada categoria recebe um peso (*score*) é possível visualizar, quantitativamente, as diferenças entre as estações.

Foi aplicado o teste de confiabilidade α -Cronbach (através do Software STATISTICA[®]), recomendado por Pereira (1999), para verificar o nível de consistência entre as variáveis mensuradas.

2.3 Resultados e Discussão

Segundo Cruz (2002), o rio Uberaba é integrante da bacia do Rio Grande, na região do Triângulo Mineiro, percorrendo ao longo de cerca de 150 Km quatro municípios: Uberaba, Veríssimo, Conceição das Alagoas e Planura. (Figura 05). É um típico rio de planalto, encaixado em um vale, desenvolvendo na paisagem um sistema de corredeiras, remansos e quedas de água de até 30m.

Com base em informações obtidas através de mapas e da população local foram definidas, em função dos objetivos do projeto, três grandes regiões distintas no eixo longitudinal da bacia: nascente, após a cachoeira da Ponte Alta, Vila de Sta. Rosa, Reservatório da CODAU, região urbana do município de Uberaba, região urbana do município de Conceição das Alagoas e foz com o Rio Grande.

Utilizando as coordenadas geográficas, foi possível plotar as estações de amostragem baseando-se em uma carta de hidrografia organizada por Cruz (2002), como mostra a Figura 05. As Figuras 6, 7 e 8 mostram as fotos de algumas estações de amostragem.

Figura 05: Carta de hidrografia do rio Uberaba-MG e as estações de amostragem. Modificado de Cruz (2002).

Figura 06: Aspecto geral da estação A em janeiro 2002. A seta escura indica o local de amostragem

Figura 7: Estações de amostragem no rio Uberaba-MG: A) Extração de cascalho nas proximidades da estação C (esquerda) e visão geral de um banco de cascalho da estação B (direita); B) Poções da CODAU (esquerda) e visão geral da estação C (direita); C) Visão geral de uma corredeira (esquerda) e um remanso (direita) da estação E, no rio Uberaba-MG.

A

B

C

Figura 8: Estações de amostragem no rio Uberaba-MG: A) Vista aérea do reservatório da CODAU (estação F) cedida por Cruz (2002) à esquerda e detalhe da jusante da barragem em agosto de 2001 (direita); B) Visão geral das estações G (esquerda) e H (direita); C) Visão geral das estações I (esquerda) e J (direita) no rio Uberaba-MG, em janeiro 2002

2.3.1 Variáveis hidrológicas

O rio Uberaba apresenta, em geral, dois períodos hidrológicos distintos: seca, entre os meses de maio a setembro, com picos de estiagem entre junho e agosto; chuvosa, entre os meses de outubro a abril, com chuvas mais intensas nos meses de dezembro e janeiro (Figura 09).

Segundo Cruz (2002), ao trimestre dez.-jan.-fev. corresponde a 50% das chuvas da região. A média anual de precipitação total varia entre 1300 e 1700mm, sendo que a quantidade e distribuição temporal das chuvas sofrem forte influência do fenômeno El niño.

Figura 09: Variação histórica da precipitação mensal (mm) na bacia do rio Uberaba-MG no período de 1989 a 1999 (dados fornecidos por INMET/EPAMIG, 2001). Em **negrito** os meses em que foram efetuadas as amostragens.

Os dados de vazão estão apresentados na Figura 10, verificando-se uma tendência de aumento da vazão inversamente proporcional à altitude, nos dois períodos analisados. O mês de janeiro de 2002 apresentou uma descarga líquida maior (de 0,25 a 27,4 m³/s) em relação ao mês de agosto de 2001 (de 0,08 a 6 m³/s), devido à maior pluviosidade ocorrida no primeiro período.

No período chuvoso (jan./2002), as diferenças de vazão entre as estações de amostragem foram maiores com relação ao período seco (ago./2001), com variâncias de 112,4 e 5,58, respectivamente. Isto pode evidenciar a contribuição mais acentuada dos tributários na estação chuvosa, em relação à

estação seca, pois estes se distribuem de forma desigual ao longo da bacia hidrográfica aumentando a heterogeneidade entre as estações.

Baseando-se na descrição das estações, nos dados de altitude e de vazão, propõe-se uma classificação para os segmentos do rio Uberaba, como exposto na Figura 10. Com base na classificação de Stralher (1952), pode-se ainda classificar os segmentos em ordens. As estações A e B são de 1^a. ordem; C e D de 2^a. ordem; E, F e G 3^a, H 4^a. ordem; I e J 5^a. ordens.

Figura 10: Altitude, vazão e proposta de classificação das estações de amostragem rio Uberaba-MG.

2.3.2 Avaliação dos habitats aquáticos

Na aplicação do protocolo de avaliação de habitats, a estação A não foi computada por estar em uma área alagável com características lânticas e, portanto, seus aspectos físicos não permitiram o uso dos mesmos parâmetros utilizados para o sistema lótico. A estação C apresentou a maior pontuação final (141 pontos). As estações F, G e J receberam as menores pontuações (39, 64 e 50 respectivamente). As demais estações (55%) apresentaram

pontuações medianas, podendo ser esta a tendência geral para as condições do habitats aquáticos e regiões de entorno do rio Uberaba (Figura 11).

Figura 11: Pontuação geral do Protocolo de Avaliação de Habitats Aquáticos nas estações de amostragem do rio Ubaraba-MG

A Figura 12 mostra a contribuição de cada variável por estação de amostragem. As siglas utilizadas foram: EF= estabilidade de fundo; DRC= desenvolvimento de remansos e corredeiras; AS= acomodação do substrato; DS= deposição de sedimentos; CF= condição de fluxo; ACR= Alterações no canal do rio; EM= estabilidade das margens; PVR= presença de vegetação ripária; EVR= Extensão da vegetação ripária. Observa-se que, em grande parte das estações, a pontuação das variáveis foi mediana e que existe ainda uma tendência de correlação interna entre as variáveis, ou seja, quando uma tende a mediana ou baixa as demais também tenderão, como pode ser observado nas estações H e F.

No entanto, a contribuição das variáveis não foi homogênea, sendo que condição de fluxo (CF), alterações no canal do rio (ACR) e desenvolvimento de remansos e corredeiras (DRC) foram as que obtiveram maiores pontuações médias entre as estações e, desta forma, contribuíram positivamente. Já as variáveis estabilidade das margens (EM), presença de vegetação ripária (PVR) e extensão da vegetação ripária (EVR) somaram a menor pontuação e contribuíram negativamente, ou seja, tendem a empobrecer as condições de habitat do sistema (Figura 13).

Figura 12: Pontuação de cada variável do Protocolo de Avaliação de Habitats nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG.

Figura 13: Médias, mínimo, máximo e percentis das pontuações das variáveis utilizadas para a elaboração do Protocolo de Avaliação de Habitats no rio Uberaba-MG, com base nos dados de nove estações de amostragem.

A Figura 14 mostra a distribuição de cada variável ao longo das estações. Observa-se que as condições de fluxo pioram muito após o reservatório da CODAU (estação F). As variáveis estabilidade das margens, e presença e extensão da vegetação ripária, que pontuam a mata ciliar, apresentaram menores valores nos trechos alto e médio rio Uberaba, especialmente nas regiões próximas à zona urbana. As demais variáveis apresentaram uma tendência de distribuição influenciada, provavelmente, por processos pontuais.

Figura 14: Pontuação de cada estação em relação às variáveis mensuradas no Protocolo de Avaliação de Habitats Aquáticos no rio Uberaba-MG.

O teste de confiabilidade de α -Cronbach (Anexo II) corrobora algumas hipóteses levantadas através dos gráficos. As variáveis que provocariam maiores reduções na média, caso não fossem computadas, seriam condições de fluxo (CF), desenvolvimento de remansos e corredeiras (DRC) e alterações no canal do rio (ACR), mostrando que estas variáveis têm grande peso para o conjunto de dados. As maiores reduções de variância nos dados seriam causadas se as variáveis DRC, ACR e deposição de sedimentos (DS) fossem retiradas, evidenciando que estas têm grande variância dentro do conjunto de dados, como mostra a Figura 14.

O teste revelou que o índice de confiabilidade é de $\alpha = 0,85$ (85%). Entretanto, a variável condição de fluxo (CF) apresentou baixa correlação interna, e se fosse excluída, aumentaria o índice $\alpha = 0,87$. Foram executados

testes através do programa excluindo-se CF e a confiabilidade do modelo aumentou em apenas 2%. Assim, para testar como o número de variáveis influencia a variação de α , o programa gerou variáveis hipotéticas e ideais para o conjunto de dados.

Sem a variável CF e com uma variável hipotética $\alpha = 0,88$ (88%), eleva-se em 3% a confiabilidade antes obtida. Portanto, mesmo substituindo uma variável numericamente problemática por uma ideal, a confiabilidade não se altera expressivamente. Desta forma, mesmo sob ressalvas estatísticas optou-se por manter a variável CF dentro do modelo. Para atingir um $\alpha = 0,92$ (92% de confiabilidade) teriam de ser acrescentadas doze variáveis ideais ao atual conjunto de dados.

2.3.3 A problemática ambiental da bacia do rio Uberaba

De acordo com Cruz (2002), as principais atividades impactantes na bacia do rio Uberaba-MG são a construção de ferrovias e rodovias, produção de cal, pecuária, desmatamentos, uso de biocidas, queimadas, preparo do solo para plantio, irrigação e indústrias.

Segundo este mesmo autor, estas atividades são, em relação aos meios físico e biológico, de valor (ou peso) negativo, ordem direta, em escala regional, a longo prazo, efeito contínuo e plasticidade irreversível. Em relação ao meio antrópico existe um mosaico complexo de interações, mas em geral as atividades de pesos negativo e positivo se equilibram e grande parte delas promovem o desenvolvimento regional de forma longa e contínua.

2.3.3.1 O Alto rio Uberaba

O alto rio Uberaba corresponde desde a região da nascente até aproximadamente o Km 40. Nesta área estão localizadas as nascentes que formam a denominada área de captação da bacia e, de acordo com Boginiotti (2000), possui uma área de cerca de 53.500 ha.

Na região de nascente foram demarcadas as estações A e B. Na primeira, devido ao relevo pouco acidentado, as nascentes formam um espelho de água em uma vereda em forma de bacia, com cerca de 6 Km² de área.

A estação B está localizada no primeiro trecho lótico do sistema (Km 4,4 a partir da nascente), onde o canal fluvial apresenta-se pouco acidentado, com predomínio de trechos de remanso e algumas corredeiras formadas devido a queda de troncos e acúmulo de folhas.

Assim como em toda a bacia, o principal uso do solo da região está associado à agricultura e pastagens. Na estação A observa-se a grande concentração de culturas de milho, a menos de 100 m do espelho de água pertencente à nascente do rio Uberaba. Segundo Cruz (2002), toda a região do divisor de águas do segmento superior é ocupada por culturas agrícolas.

Como estas culturas necessitam de um manejo intensivo com fertilizantes e biocidas, existe um risco muito grande de contaminação dos mananciais da região, especialmente na estação chuvosa, quando o escoamento superficial é maior.

Após a cachoeira, segue uma extensa faixa de mata ciliar preservada em um trecho onde a declividade das margens supera 20%. Nesta região a ocupação próxima às margens do rio é menor devido à grande declividade. À medida que se distancia da cachoeira em direção à foz, a declividade e largura da mata ciliar diminuem. A partir deste trecho o rio Uberaba apresenta-se encaixado no vale, com corredeiras rochosas e trechos com afloramentos basálticos.

Nesta região foi demarcada a terceira estação de amostragem (estação C Km 15), que representa a região mais preservada do rio, devido à reduzida entrada de esgotos e à maior largura da vegetação ciliar nativa.

Devido ao elevado grau de desflorestamento, a retenção de água nos mananciais é menos eficiente, causando problemas quantitativos devido a grande demanda do município de Uberaba, localizado à jusante. Assim, na região próxima à estação C, foram abertas pequenas lagoas denominadas poções, pelo Centro Operacional de Desenvolvimento e Saneamento de Uberaba (CODAU) que, segundo Cruz (2002.), são cerca de 400 poços.

O objetivo daquele projeto é de aumentar a infiltração de água no lençol freático e assim aumentar a constância da vazão no final do segmento superior do rio. Entretanto, considerando-se que a região é coberta por pastagens e áreas agrícolas, o empreendimento aumenta o risco de contaminação das

águas subterrâneas por pesticidas e outros insumos agrícolas, o que causaria danos extensos e em longo prazo.

Seria mais vantajoso investir em um reflorestamento destas áreas, aproveitando os remanescentes de vegetação já existentes nesta região. Os dados do protocolo de avaliação de habitats indicam a grande presença de vegetação ripária que aumentam o potencial de regeneração das matas.

Além disto estes poços correm o risco de assoreamento ao longo dos anos, sendo necessários novos investimentos para sua desobstrução. Portanto, os poços, além de arriscados, podem ser mais caros a longo prazo.

Apesar do ano de 2001 ter sido considerado atípico em relação à vazão do rio Uberaba, cabe ressaltar que as mudanças globais de clima ocorridas nos últimos vinte anos, como vêm alertando diversos órgãos mundiais de meio ambiente, tendem a provocar mais anos “atípicos” para a região, sendo recomendável que se concentrem os esforços para contornar os problemas locais e buscar adequação às novas condições ambientais.

Um outro fator bastante problemático na região é a assoreamento dos mananciais, como discutido por Bogniotti (2000) e Cruz (2002). As principais causas são o desflorestamento, principalmente próximo ao rio Uberaba e seus afluentes e o modo de captação da água para dessedentação de animais.

Aproximadamente 6,5 Km abaixo da estação C, localiza-se o vilarejo de Sta. Rosa, onde foi demarcada a estação D. Neste trecho existe uma concentração de chácaras, além da utilização do rio como balneário. Neste setor o uso do rio como fonte de água para os animais é maior.

O desmatamento é uma consequência do histórico de ocupação da região e a única solução é o reflorestamento. De acordo com Cruz (op. cit.) as pastagens ocupam cerca de 58,9% da bacia do rio Uberaba e a vegetação nativa ocupa aproximadamente 19,7 % da área, estando abaixo do que determinam as leis florestais. Além disto, 2,0% das áreas de preservação permanente estão irregularmente ocupadas, sendo 1,5 % delas ocupadas por pastagens.

O mínimo de zelo que a sociedade deve ter em relação ao meio ambiente deveria atender o que está previsto na lei. Os dados do protocolo mostram que

as estações analisadas neste segmento estão apresentaram cerca de 33 a 66 % abaixo do que recomenda o código florestal para as regiões de mata ciliar.

Os produtores da região abrem trilhas dentro da mata ciliar para que o gado alcance o rio. Esta técnica é adotada por vários outros pequenos produtores o que, em conjunto, resulta em diversos pontos de entrada de sedimentos terrestres. O protocolo mostra que a variável deposição de sedimentos (DS) é mediana e pobre para as estações B e D, sendo esta última a mais crítica em relação à qualidade do habitat no segmento superior.

Se no primeiro caso a solução está mais situada na esfera das decisões políticas, neste segundo a solução é técnica, devendo ser estudados novos métodos de captação de água, compatíveis com as modalidades de criação e menos agressivos ao rio. Recomenda-se, no entanto, que estas soluções não sejam no sentido de construção de reservatórios ou de retificação do curso do rio, por causarem conseqüências ainda mais danosas ao sistema.

A conservação, tanto em aspectos quantitativos como qualitativos da água no alto rio Uberaba, é fundamental para o desenvolvimento dos municípios à jusante, principalmente Uberaba, que sofre tanto com a falta e com o risco de perda da qualidade do recurso hídrico.

2.3.3.2 O médio rio Uberaba

O segmento médio corresponde a aproximadamente do Km 40 ao 80 do rio. Neste segmento estão localizados os municípios de Uberaba e Veríssimo e os dois principais problemas são o assoreamento e o despejo de efluentes. Neste segmento estão localizados o reservatório e a captação de água da CODAU, que atende ao município de Uberaba.

No reservatório, o volume de água retido não é suficiente para atender à demanda do município de Uberaba, especialmente no período de estiagem. No mês de outubro de 2001 foi instalada uma nova barragem de contenção, visando a aumentar em aproximadamente 1,2m a altura do reservatório e, conseqüentemente, a capacidade de captação de água. No mês de janeiro de 2002 a barragem havia se rompido devido às fortes chuvas, e uma nova forma de instalação estava sendo estudada.

Existe a necessidade de se estudar a viabilidade desta medida para evitar problemas futuros. Aumentar a altura da barragem implica também em aumentar a área do reservatório, o que além de alagar ainda mais as propriedades ribeirinhas diminui o ambiente lótico, promovendo o acúmulo de detritos alóctones na região de entrada do reservatório.

Segundo Bianchini Jr. (1999), o processo de liberação de nutrientes gerados pela decomposição da vegetação, na fase de enchimento de reservatórios, tende a diminuir à medida que o sistema se estabiliza. Entretanto, o porte do reservatório da CODAU não impede que os detritos alóctones continuem a ser carregados pelo rio e depositados ao longo da represa.

Este constante aporte de material detrital, como folhas, galhos e troncos, dificulta a estabilização do sistema reservatório e, conseqüentemente, uma constante liberação de nutrientes (eutrofização) promove diversas modificações na qualidade da água para fins de abastecimento. Um destes processos é o surgimento de florações algais, as quais conferem grandes riscos à saúde humana.

Logo após o reservatório, por um trecho de aproximadamente 12 Km, são despejados os efluentes domésticos e industriais do município de Uberaba. Os dados de vazão (Figura 10) mostram que o reservatório contribui para a redução do volume de água, especialmente na estação G, promovendo um déficit quantitativo e qualitativo de água neste trecho.

A solução para os problemas de esgoto é técnico-política, cabendo aos órgãos ambientais e às empresas responsáveis pela coleta e tratamento de esgoto efetivarem a implantação de ETEs na região.

A CODAU vem trabalhando no sentido de construir uma estação de tratamento de esgotos no município de Uberaba que, segundo esta empresa, deve ser implementada nos próximos dois anos. Paralelamente, a sociedade civil organiza-se para a consolidação de um comitê da bacia hidrográfica do rio Uberaba, como relata Cruz (2002), que será responsável pela fiscalização e cobrança do uso da água na região.

Tais perspectivas otimistas vêm de encontro à necessidade de solucionar dois problemas gerados pelo elevado grau de contaminação da água. Um é de

cunho ecológico, visto que a contaminação leva à degradação da qualidade da água e desestruturação da dinâmica do sistema rio. O outro fator é de cunho social, pois rios poluídos levam ao abandono das regiões ribeirinhas, tendendo à marginalização social destas áreas.

Durante as coletas, pode-se constatar que muitas das residências instaladas próximas à estação G eram loteamentos clandestinos que devido ao baixo custo, atraíam a comunidade de baixa renda. Alguns moradores reclamam que além das enchentes, o mau cheiro, os insetos, o lixo e os problemas dermatológicos (possivelmente causados pelo eventual contato com os solos contaminados) são os grandes problemas locais.

A estação H está em uma região que recebe efluentes industriais e situa-se em uma zona rural. A inclinação do terreno marginal ao rio dificulta o uso destas áreas para pastagem, estando estas com condições de habitat melhores que as estações F e G. Entretanto, observa-se que a alguns quilômetros adentro, na margem esquerda, está sendo implementada uma série de loteamentos para construção de habitações.

Este fenômeno faz parte do complexo processo de êxodo rural iniciado na década de 70, como relatado por Cruz (2002). Se forem considerados o modelo de desenvolvimento e as tendências de ocupação regional, em poucos anos a estação H estará próxima a um centro urbano, sendo aumentada assim a pressão sobre o meio ambiente.

2.3.3.3 O baixo rio Uberaba

O segmento inferior corresponde do Km 80 até à foz com o Rio Grande. As estações I (Conceição das Alagoas) e J (a cerca de 5Km da Foz) são as representantes deste segmento. Por razões logísticas, não foi possível demarcar uma estação entre os municípios de Uberaba e Conceição das Alagoas.

A estação I representa a região que recebe os efluentes de dois outros municípios da bacia: Veríssimo e Conceição das Alagoas (Km 132). O primeiro envia seus esgotos através de um tributário (Rib. Veríssimo) e o segundo despeja-os diretamente no rio Uberaba.

Segundo Cruz (2002), existe uma estação de tratamento de esgotos no município de Conceição das Alagoas, mas aparentemente esta não estava funcionando no dia das amostragens.

A cerca de 5 Km da foz foram realizadas coletas na estação J, ainda fora da zona de influência do reservatório de Porto Colômbia, no rio Grande. Apesar deste trecho estar dentro da área do município de Planura, não foram identificadas influências diretas da malha urbana nesta estação.

A região do baixo rio Uberaba tem a agricultura como principal atividade econômica, cujos problemas para o meio ambiente foram discutidos anteriormente. Além disso, a mineração de areia no leito do rio Uberaba representa um outro risco à saúde do sistema.

De acordo com Boon (1992), a operação de dragas e outros empreendimentos que remobilizem os sedimentos representam diversos riscos como aumento da turbidez e dos sólidos em suspensão, soterramento das comunidades bentônicas, remobilização de nutrientes e de metais pesados para a coluna de água.

Devido ao fenômeno de pulso de inundação causado pelo barramento das águas do rio Uberaba pelo reservatório de Porto Colômbia no rio Grande, no período das águas altas, formam-se lagoas marginais que são consideradas berços para o desenvolvimento de diversas espécies de peixes e insetos. Por este motivo, Costa *et al.* (1998) consideram estas áreas como prioritárias para conservação.

2.4 Considerações finais

Os cenários ambientais expostos acima, apesar de não tratarem de todas as intrincadas relações homem x meio ambiente, possibilitam apresentar algumas perspectivas para futuros estudos e medidas ambientais na bacia do rio Uberaba.

As principais questões levantadas dizem respeito aos seguintes fatores:

a) *Quais as implicações do atual modelo de produção agrícola na qualidade da água?*

b) Qual a magnitude do efeito do despejo de efluentes (domésticos e industriais) no rio Uberaba?

c) Quais medidas devem ser tomadas para reduzir os conflitos relativos à demanda por recursos hídricos na bacia?

De acordo com Cruz (2002), existem 25 medidas ambientais majoritárias a serem adotadas em função dos impactos existentes, sendo que 92 % delas estão na fase de execução, ou seja, já estão ocorrendo na bacia. Destas medidas, o setor público participaria em 80%, as empresas rurais em 60% e a indústria em 20% das responsabilidades pela execução.

Ainda segundo este autor, pode-se constatar uma certa equidade com relação ao tipo (minimizadora ou potencializadora) e à natureza (preventiva ou corretiva) das medidas ambientais.

Os pesquisadores e técnicos podem ser considerados atores consultivos, devendo participar em parceria com os demais membros nas etapas de planejamento, tomada de decisão e execução das medidas. Esta delimitação de competências é uma parte importante para as tomadas de decisões ambientais, pois define de modo objetivo a quem cabe cada iniciativa.

A classificação dos tipos, natureza e forma de adoção das ações ambientais são elementos importantes no levantamento de argumentos para a etapa de definição do perigo (Hazard definition), fase inicial do processo de elaboração de uma avaliação de risco ecológico retrospectiva, como descrito por Suter (1993).

Segundo Suter (op. cit), a avaliação de risco ecológico retrospectiva diferencia-se da abordagem convencional de análise de risco, como as praticadas a partir de ensaios ecotoxicológicos de um fator em particular, por considerar que o risco ou o perigo já está ocorrendo no ecossistema.

Neste caso, a avaliação apontará as tendências e as possíveis formas de manejo do processo degradativo e esta metodologia fornece aos gestores ambientais uma ferramenta compreensível para a tomada de decisões das medidas ambientais.

Apesar do presente estudo não contemplar todos os elementos necessários para a avaliação de risco ecológico retrospectiva, as informações

sintetizadas sob a forma de um diagnóstico poderão ser utilizadas como base para a escolha dos estressores e delimitação do ambiente nas fases iniciais da avaliação de risco.

2.5 Referências

- BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER, AND J.B. STRIBLING.(1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- BIANCHINI Jr., I (1999) Decomposição da vegetação e consumo de oxigênio nos reservatórios: Implicações ecológicas In: In: HENRY, R. (ed) *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Fapesp/Fundibio, p. 629-649b.
- BOON, P. J. (1992) *Essential elements in the case for the river conservation* In: BOON P. J., CALOW; PETTS, G. E; (ed)- *River conservation and management*; Cap 2; New York. John Wiley & Sons, p 11-36.
- BOGINIOTTI, L. D. (2000) *Diagnóstico Ambiental da sub-bacia do rio Uberaba (MG), na porção situada à montante do ponto de captação para o abastecimento urbano*. São Carlos: USP-EESC-SHS-CRHEA (monografia de conclusão de disciplina) 23 p.
- CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M & PETRUCIO, M. (2002). Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ)..*Act. limn. Bras.* v14 (1): p.91-98.

- COSTA, C. M. R; HERRMANN, G; MARTINS, C. S; LINS, L. V & LAMAS, I. R (1998). *Biodiversidade em Minas Gerais: um Atlas para sua conservação*. Belo Horizonte. Fundação Biodiversitas..92p.
- CRUZ, L. B. S. (2002) *Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do rio Uberaba-MG* Campinas: UNICAMP-FEAGRI. (Tese de Doutorado), 219 p
- GORDON, N. D.; McMAHON, T. A & FINLAYSON, B. L. (1992) *Stream Hydrology: an introduction for ecologists*. Chichester John Wiley. 526p.
- HANNAFORD, M. BARBOUR & M.; RESH, V; (1997) Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *J. N. Am. Benthol. Soc.* v16 (4): p. 853-860.
- PEREIRA, J. C. R. (1999) *Análise de dados qualitativos: estratégias metodológicas para as Ciências da saúde, humanas e exatas*. São Paulo: Edusp/FAPESP 156p.
- STRALHER (1952) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Am. Geophys. Union Trans.*38, p. 913-920.
- SUTER, G. W. (1993) *Ecological risk assessment USA*: Lewis Publishers. 538p.

ANEXO I: Protocolo simplificado de avaliação de habitat modificado de Hannaford *et al.* (1997), Barbour *et al.* (1999) e Callisto *et al.* (2002) para trechos de cabeceira (para altos gradientes ou até a 4ª ordem).

Parâmetros de habitat	Categorias			
	Ótimo (18 pontos)	Sub-ótimo (13 pontos)	Mediano (8 pontos)	Pobre (3 pontos)
1-Estabilidade e diversidade de fundo	Mais de 70% é um misto de pedaços de troncos submersos, folhas, galhos e outros habitats estáveis.	40-70% são habitats estáveis sem evidência de alteração ou assoreamento.	20-40% de habitats estáveis: substratos freqüentemente modificados	Menos que 20% de substratos estáveis: substrato instável ou ausente.
2-Desenvolvimento de remansos e corredeiras	Remansos e corredeiras bem desenvolvidos: remansos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio	Remansos com largura igual a do rio mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio	Corredeiras podem estar ausentes: remansos não tão largos quanto o rio e seu comprimento é menor que o dobro da largura do rio	Remansos ou corredeiras inexistentes
3 –Acomodação do substrato	Cascalhos, seixos e pedregulhos (texturas grosseiras) rodeados por 0-25% de material fino	Texturas grosseiras rodeadas por 25 a 50% de sedimento fino.	Texturas grosseiras rodeadas por 50 a 75% de sedimento fino.	Texturas grosseiras rodeadas por mais de 75% de sedimento fino.
4- Deposição de sedimentos	Menos que 5% do fundo afetado por deposição de sedimento. Deposições marginais pequenas ou ausentes	5 a 30% do fundo afetado. Evidências de deposição recente de sedimentos.	30 a 50% do fundo afetado. Deposição moderada de sedimentos nos remansos. Deposições marginais novas e antigas.	Mais que 50 % do fundo afetado. Remansos ausentes devido a forte deposição de sedimentos.

ANEXO I: Continuação

5- Condições de fluxo	Nenhum ou o mínimo do fundo do rio exposto.	Corpo de água é mais que 75 % do canal do rio ou menos que 25% do fundo expostos.	De 25 a 75% do fundo expostos.	Lâmina d'água escassa presente apenas nos remansos.
6- Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausentes: padrão normal do rio.	Alguma canalização presente, normalmente próximo a construção de pontes: Evidências de modificação a mais de 20 anos.	40 a 80% do rio canalizado ou modificado. Alguma modificação presente nas duas margens	Mais de 80% do rio modificado. Margens cimentadas. Habitats modificados ou removidos.

Parâmetros de habitat	Categorias			
	Ótimo (10 pontos)	Sub-ótimo (7 pontos)	Mediano (4 pontos)	Pobre (1 pontos)
7- Estabilidade das margens (cada margem é pontuada separadamente) *	Margens estáveis. Evidências de erosão mínimas ou ausentes. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis. De 5-30% das margens com erosão.	Moderadamente instáveis. Cerca de 60% da margem afetada. Alto potencial de erosão durante inundações.	Muito instável. Áreas descobertas na curva do rio. Erosão evidente em cerca de 60-100% da margem.
8- Presença da vegetação ripária (cada margem é pontuada separadamente) *	Acima de 90% da vegetação nativa. Fitofisionomia esperada para a região sem evidências de deflorestamento.	Entre 70 a 90% com vegetação ripária nativa. Evidências de deflorestamento mas sem alterar a estrutura esperada.	Entre 50 a 70 % da vegetação nativa. Mata secundária presente, mas não dominante. Deflorestamento evidente.	Menos de 50% da vegetação ripária. Deflorestamento muito acentuado. Mata secundária dominante.
9- Extensão da vegetação ripária (cada margem é pontuada separadamente) *	Atende ao código florestal brasileiro**. 100% ou mais do mínimo exigido.	Não atende ao código florestal em até 66 % do mínimo exigido.	Não atende ao código florestal entre 66 e 33% do mínimo exigido.	Não atende ao código florestal Brasileiro abaixo de 33% do mínimo exigido.

* Somar-se-á a pontuação atribuída a cada margem para o computo final.

** Lei Federal N° 4.771 de 15/09/65 Art 2°, alterada pela Lei N° 7.803 de 18/07/89.

ANEXO I (continuação): Protocolo simplificado de avaliação de habitat modificado de Hannaford *et al* (1997), Barbour *et al.*(1999) e Callisto *et al.* (2002). Parâmetros a serem substituídos nos itens 3 e 4 do protocolo das ordens menores para serem aplicados nos trechos baixos (baixo gradiente, trechos acima da 4ª ordem ou áreas não encachoeiradas).

Parâmetros de habitat	Categorias			
	Ótimo (18 pontos)	Sub-ótimo (13 pontos)	Mediano (8 pontos)	Pobre (3 pontos)
3- Características do substrato do remanso	Mistura de materiais no substrato (areia, raízes e vegetação submersa) é comum	Mistura de areia fina, lama ou argila é dominante mas há presença de raízes e outros vegetais submersos.	Todo o fundo é coberto por lama ou argila. Não há depósitos egeais.	Argila consolidada ou rocha. Sem depósitos vegetais.
4- Deposição de sedimentos	Ilhas ou deposição de areia nas margens pouca ou ausente. Menos que 20% do fundo afetado pela deposição.	20 a 50% do fundo afetado pela deposição. Sinais de entradas de novos sedimentos (Cascalho, areia ou sedimentos finos).	Deposição moderada de sedimentos novos. 50 a 80% do fundo afetado. Depósitos causam obstruções nos remansos. Deposições moderadas nas margens.	Mais de 80% do fundo afetado. Material fino depositado nas margens. Remansos ausentes devido a deposição.

ANEXO I (continuação): Estimativa do grau de assoreamento baseando-se na acomodação do substrato, modificado de USEPA (1997) e GORDON et al. (1992), para uso na variável 3 em rios de até 4ª ordem ou passíveis de avaliação.

Visualização do substrato (partículas finas em preto)	Percentual de Assoreamento estimado
5-25%
25-50%
50-75%
>75%

ANEXO II: Teste de confiabilidade α -Cronbach para os dados obtidos pelo protocolo de avaliação de habitats.

Summary for scale: Mean=80,6667 Std.Dv.=29,6816 Valid N:9

Cronbach alpha: 0,85 Standardized alpha: 0,86

Average inter-item corr.: ,435454

Var. 881,0

	Média se deletado	Variância se deletado	Correlação entre item e total	Alfa se deletado
Estabilidade e diversidade do fundo	72,67	598,67	0,70	0,82
Desenvolvimento de remansos e corredeiras	68,22	558,17	0,67	0,83
Acomodação do substrato	72,67	652,00	0,45	0,85
Deposição de sedimentos	72,11	575,21	0,90	0,80
Condição de fluxo	67,11	729,65	<u>0,15</u>	<u>0,87</u>
Alterações no canal do rio	68,22	580,40	0,74	0,82
Estabilidade das margens	74,33	634,44	0,47	0,85
Presença de vegetação ripária	74,00	654,22	0,59	0,83
Extensão da vegetação ripária	76,00	689,56	0,63	0,84

Summary for scale: Mean=67,1111 Std.Dv.=28,6507 Valid N:9 (Excluindo-se Condição de Fluxo)

Cronbach alpha: 0,87 Standardized alpha: 0,88

Average inter-item corr.: 0,511575

Var. 820,0

	Média se deletado	Variância se deletado	Correlação entre item e total	Alfa se deletado
Estabilidade e diversidade do fundo	59,11	550,77	0,71	0,85
Desenvolvimento de remansos e corredeiras	54,67	522,00	0,63	0,86
Acomodação do substrato	59,11	592,99	0,50	0,87
Deposição de sedimentos	58,56	537,80	0,85	0,84
Alterações no canal do rio	54,67	527,56	0,78	0,84
Estabilidade das margens	60,78	572,84	0,53	0,87
Presença de vegetação ripária	60,44	602,25	0,61	0,86
Extensão da vegetação ripária	62,44	643,14	0,60	0,87

3 Caracterização limnológica do Rio Uberaba-MG

3.1 Introdução

Como exposto no Capítulo 1, os rios exibem naturalmente uma dinâmica espaço-temporal e diversas teorias foram desenvolvidas na tentativa de se consolidar um modelo. Entretanto, o uso e ocupação do solo promovem alterações nesta dinâmica natural, impondo um novo padrão de organização no sistema.

Existe, portanto, a necessidade de se conhecer como o sistema se comporta frente a estas alterações, gerando um diagnóstico ambiental e, nesse sentido, a qualidade da água é um elemento básico para a elaboração deste diagnóstico.

Devido a sua característica integradora, os rios são considerados sistemas abertos, funcionando como carreadores dos materiais gerados da bacia. Estes materiais podem ser de origem natural, como detritos orgânicos, sedimentos, sais dissolvidos e a própria água ou de origem antropogênica, tais como os efluentes urbanos, pesticidas e metais pesados.

Assim como as comunidades biológicas, as características físicas e químicas da água podem ser estudadas em diversas escalas espaço-temporais, sendo que na maioria das vezes as transformações destas variáveis ocorrem no intervalo de horas ou dias. Portanto, as variáveis limnológicas representam uma condição instantânea de um dado sistema.

Dentro de uma determinada escala, as variáveis podem ser agrupadas em função do papel que desempenham para a compreensão dos fenômenos ecológicos. Tendo como base Hauer & Lamberti (1996), pode-se esboçar os seguintes tópicos acerca dos aspectos limnológicos de rios: propriedades ópticas e sólidos em suspensão, características iônicas e temperatura, formas fosfatadas de nutrientes, formas nitrogenadas de nutrientes, compostos oxidáveis e gases biogênicos, metais biodisponíveis, cloretos e óleos totais.

No presente Capítulo serão discutidos os aspectos da qualidade da água do rio Uberaba, visando explicitar como o uso e a ocupação do solo impõem as alterações em seus perfis físico e químico. O texto tem um caráter descritivo,

pois a amostragem não permite a discussão dos processos metabólicos no ciclo biogeoquímico.

3.2 Material e métodos

3.2.1 Estações e períodos de amostragem

Foram selecionadas dez estações de amostragem, distribuídas de acordo com os critérios definidos no Capítulo 2. As amostragens foram realizadas em agosto de 2001 e janeiro de 2002, visando representar duas diferentes condições hidrológicas do sistema (períodos seco e chuvoso).

3.2.2 Amostragem e análises

Foram mensurados *in situ* as variáveis pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura da água, utilizando-se um medidor multiparâmetros marca Horiba U-10. As amostras de água, para medidas das demais variáveis, foram colhidas a uma profundidade fixa de 0,25m sempre na região central do canal. As metodologias analíticas adotadas estão sumarizadas na Tabela II.

Tabela II: Variáveis físicas e químicas da água analisadas no presente estudo

Variável	Metodologia	Referência
Temperatura (°C), pH Oxigênio dissolvido (mg/l) e Condutividade elétrica (μScm^{-1})	Medidor portátil marca HORIBA U-10	
Turbidez (FTU)	Espectrometria de massa	HACH Methods (1996)
Sólidos em suspensão totais (mg/l)	Gravimetria em filtros GF/C Millipore (0,45 μm)	APHA (1995)
Demanda química de Oxigênio DQO (mg/l)		HACH Methods (1996)
Demanda Bioquímica de Oxigênio DBO ₅ (mg/l)		APHA (1995)
Fósforo total ($\mu\text{g/l}$), ortofosfato ($\mu\text{g/l}$),	Espectrometria de massa	APHA (1995)

Tabela II: Variáveis físicas e químicas da água analisadas no presente estudo (continuação)

Variável	Metodologia	Referência
Nitrogênio Total Kjeldhal (mg/l), Nitrato (µg/l), Nitrito (µg/l) e amônio (µg/l).	Espectrometria de massa	Golterman et.al. (1978) APHA (1995)
Silicato reativo (mg/l)	Espectrometria de massa	APHA (1995)
Íons Metálicos (Fe, Ca, Mg, Zn, Cr, Cu, Pb, Cd, Ni e Mn)	Espectrometria de absorvância atômica (digestão por HNO ₃)	
Alcalinidade (mg/l)	Titulometria	APHA (1995)
Gás Carbônico total (mg/l)	Cálculo indireto pela alcalinidade, temperatura e pH.	Mackereth (1978)
Coliformes Fecais e Totais	Collilerti Quanti-Try 2000	IDEXX (1996)
Clorofila e Feofitina	Espectrometria de massa	Nush (1980)

3.2.3 Estimativa do carbono orgânico total e potencial de autodepuração

A concentração de carbono orgânico total (mg/L) foi estimada através da relação 12/32, onde são necessários 32g de oxigênio para oxidar 12g de carbono. Assim, multiplicando-se a concentração de DBO por 0,375 obtêm-se a concentração de carbono orgânico total, considerando-se que através da DBO seja oxidada toda a matéria orgânica existente na amostra.

3.2.4 Cálculo dos fluxos e balanços de massa

Foram estimados os fluxos de massa (cargas) instantâneas a partir dos dados de concentração da variável j e vazão Q nas secções i (estações) e o balanço de massa a partir da diferença de fluxos entre as estações, baseando-se nas equações descritas em Salati (1996):

$$F_{ij} = Q_i C_j \quad (5)$$

Q = vazão do rio na secção i ,

i = variando de 1 a 10 ou de A a I (corresponde às estações de coleta),

C = concentração da variável,

J = diferentes variáveis estudadas,

F_{ij} = fluxo de massa na secção i para a variável j em Kg.dia^{-1} .

e

$$\Delta F_{[(i+1)-i]j} = F_{(i-1)j} - F_{ij} \quad (6)$$

ΔF = variação do fluxo de massa Kg.dia^{-1} .

F = fluxo de massa calculado pela expressão anterior. Os índices têm o mesmo significado.

3.2.5 Padrões de qualidade de água: IQA e CONAMA-20

O índice de qualidade de águas (IQA) foi calculado a partir das equações e tabelas contidas em CETESB (2002). Como no documento da CETESB não consta a metodologia para o cálculo do afastamento da temperatura de equilíbrio ($\Delta^\circ\text{C}$) e os padrões desta entidade baseiam-se em Brown *et al*, (1970), a equação para o cálculo desta variável foi:

$$\Delta t = ^\circ\text{C local} - ^\circ\text{C acima} \quad (7)$$

onde

Δt é o afastamento da temperatura de equilíbrio em $^\circ\text{C}$

$^\circ\text{C local}$, é a medida da temperatura no local de amostragem

$^\circ\text{C acima}$ é a medida da temperatura acima cerca de 1 Km do local de amostragem.

A classificação da qualidade da água como EXCELENTE, BOM, MÉDIO, RUIM ou MUITO RUIM foi realizada com base nos critérios de pontuação da FEAM-IGAM (MG), que é mais restritiva que a pontuação adotada pela CETESB (SP) e válida para os corpos de água mineiros (Tabela III).

Tabela III : Classificação da qualidade de água através do IQA adotado pela FEAM-IGAM

Nível de Qualidade	Faixa
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	$00 < \text{IQA} \leq 25$

As variáveis mensuradas cujos limites permitidos constam na resolução CONAMA-20 foram interpretadas como *de acordo* ou *não de acordo* com os padrões estabelecidos para um rio de Classe 2. A classe de um rio, segundo a legislação, é dada em função de seus usos e, desta forma, o rio Uberaba é enquadrado na Classe 2 do CONAMA-20 em toda a sua extensão, ou seja, destinado ao abastecimento, irrigação e recreação após tratamento convencional.

3.2.6 Análise estatística dos dados

Para verificar a existência de relações entre duas variáveis foi aplicado o método univariado de coeficiente de correlação linear de Pearson, adotando-se o nível de significância de $p < 0,05$. Devido às controvérsias existentes na adoção deste método para dados ecológicos as correlações foram testadas somente entre variáveis pertencentes a um mesmo grupo de fatores ou de reconhecida associação em literatura.

Em alguns casos, para verificar o grau de diferenciação entre os dois períodos amostrais (agosto/2001 e janeiro/2002), para uma variável, foi aplicada a análise de variância (ANOVA) com nível de confiança de 5%.

Para verificar o grau de semelhança entre as estações foram utilizados métodos de análise multivariada, sendo os dados inicialmente submetidos a uma análise de componentes principais (PCA), onde as variáveis com maior potencial de explicação para a variância dos dados foram utilizadas para análise de agrupamento ("Cluster analysis"). Para aproximar a escala das medidas contínuas nas análises citadas os dados foram convertidos para a escala $\log x + c$, com constante igual a 1.

3.3 Resultados e Discussão

3.3.1 Propriedades ópticas e sólidos em suspensão

Na maior parte das estações foi possível visualizar o fundo do canal do rio, devido a pouca profundidade e transparência da água. Desta forma a transparência medida pelo disco de Secchi só foi mensurável nas estações F e J, nas coletas de agosto/2001, com valores de 0,30 e 0,50m, respectivamente.

Nas estações A, G e H, em agosto/2001, os valores de turbidez foram mais elevados em relação às demais estações, estando esses valores mais próximos entre si (abaixo de 20 FTU). Em janeiro/2002 não foram observadas essas diferenças (entre 5 e 40 FTU), mas existe uma tendência de aumento da turbidez em função do aumento da ordem do rio (Figura 15).

Correlacionando os dados de turbidez com vazão, pela correlação linear de Pearson, não se obtém correlação significativa para o período de estiagem (agosto/2001), entretanto, em janeiro/2002 a correlação foi positiva ($r=0,78$) e significativa ($p<0,05$).

Figura 15: Variação da turbidez (FTU) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta. A linha tracejada indica o limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA-20/86.

A distribuição longitudinal das concentrações de material em suspensão total (MST) teve um perfil semelhante ao da turbidez, com concentrações pontuais mais elevadas em agosto/2001 (nas estações A, G e H com valores de 20 a 70 mg/L) e uma tendência de aumento da concentração em função da proximidade com a foz do rio em janeiro/2002, com valores entre 5 e 30 mg/L (Figura. 16).

Figura 16: Variação das concentrações de MST (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Não foi encontrada correlação significativa entre MST, vazão e turbidez em agosto/2001, mas em janeiro/2002 as correlações foram positivas e significativas entre MST e turbidez ($r= 0,93$ e $p<0,05$) e entre MST e vazão ($r= 0,83$ e $p< 0,05$).

Desta forma é possível estabelecer a hipótese de que, considerando as concentrações de MST e turbidez exista no período chuvoso (janeiro/2002) um gradiente longitudinal mais expressivo em função da vazão quando comparado à época de estiagem (agosto/2001), quando a zonação longitudinal é mais visível.

De acordo com Beschta (1996), o transporte de sólidos em suspensão em rios é influenciado pela velocidade da água e pela ação da turbulência do sistema, sendo que fortes chuvas torrenciais promovem um incremento de material em suspensão e, desta forma, na estação chuvosa ocorre grande variação temporal das concentrações.

Assim, maior volume de água atua positivamente sobre a concentração de sólidos suspensos e esta relação se torna mais evidente quando são analisadas as estimativas de cargas em Kg dia^{-1} .

As estimativas das cargas diárias de MST mostram que em janeiro/2002 houve um transporte maior em relação a agosto/2001, chegando a cerca de 70 toneladas.dia⁻¹ na estação J. Em agosto/2001 a carga máxima encontrada foi de 3,3 ton.dia⁻¹ (Figura 17).

Através das diferenças de cargas entre as estações (ΔF) é possível verificar que em agosto/2001 as maiores contribuições para o aumento das cargas ocorreram entre as estações F e H, sugerindo que no trecho entre as estações H e I ocorra a maior redução de carga. Em janeiro/2002 verifica-se um cenário diferente, onde as maiores contribuições ocorreram entre as estações G e J (Figura 18).

Figura 17: Estimativas de cargas diárias de MST (Kg/dia) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Figura 18: Estimativa do ΔF das cargas de MST (Kg/dia) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Uma possível explicação para este fenômeno é o fato de que em agosto/2001 o efeito da contribuição pontual do despejo de efluentes pelo município de Uberaba seja mais visível em relação a janeiro/2002, pois as maiores entradas de carga ocorrem no trecho que está dentro do perímetro urbano. Já o cenário apresentado em janeiro/2002 representaria melhor a contribuição total da produção de sedimentos da bacia, visto que o maior volume e força mecânica da água promovem um maior transporte de materiais.

Ressalta-se que a amostragem durante a estação chuvosa possui alguns fatores complicadores como, por exemplo, o efeito da distribuição irregular de chuvas na bacia e o efeito cumulativo, com as primeiras chuvas da estação promovendo um carreamento maior de materiais em relação as últimas.

Os valores de cor real, expressa em unidades de Platina /Cobalto (Pt/Co), apresentaram-se maiores valores nas estações G e H, em agosto/2001 (96 e 67 un. Pt/Co) enquanto em janeiro/2002 as estações I e J apresentaram os maiores valores (146 e 200 un. Pt/Co), estando acima dos limites estabelecidos pela legislação, como mostra a Figura 19.

Figura 19: Variação dos valores de Cor real (un. Pt/Co) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta. A linha tracejada indica o limite máximo estabelecido pela res. CONAMA-20/86

Segundo Wetzel (1981), a cor real expressa indiretamente a concentração de substâncias húmicas na amostra. Desta forma, considerando a natureza orgânica das substâncias húmicas, no período seco a maior concentração de matéria orgânica nas estações G e H promoveu um aumento nas concentrações de substâncias húmicas. No período chuvoso o carreamento de materiais ao longo da bacia favoreceu a maior concentração de partículas finas nos setores inferiores do sistema (estações I e J), elevando então as concentrações de substâncias húmicas.

3.3.2 Características iônicas (condutividade elétrica, alcalinidade, Ca, Mg, pH, silicatos) e temperatura da água.

Para a condutividade elétrica verificou-se perfis longitudinais diferenciados entre os dois períodos analisados. Em agosto/2001 existiram, *a priori*, três grupos de valores de condutividade: um formado pelas estações A e B (valores mínimos, abaixo de $10 \mu\text{Scm}^{-1}$), outro pelas estações G e H (valores máximos, acima de $250 \mu\text{Scm}^{-1}$) e um terceiro pelas demais estações (valores medianos entre 40 e $60 \mu\text{Scm}^{-1}$). Em janeiro/2002, exceto pelas estações A e B que apresentaram valores mínimos (abaixo de $10 \mu\text{Scm}^{-1}$), nas demais estações os valores de condutividade estiveram mais próximos, entre 40 e $70 \mu\text{Scm}^{-1}$ (Figura 20).

Figura 20: Variação dos valores de condutividade elétrica (μScm^{-1}) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Um perfil bastante semelhante ao da condutividade foi observado para a alcalinidade (Figura 21). Do mesmo modo que os sólidos em suspensão, os sais também tenderam a apresentar uma maior heterogeneidade espacial no período de estiagem (agosto/2001), com valores entre 5 e 130 mg/L (mais elevados nas estações G e H), sendo que durante as chuvas ocorreu uma diminuição da concentração de sais e uma distribuição mais uniforme ao longo do sistema (com valores abaixo de 10 mg/L nas estações A e B e entre 25 e 50 mg/L nas demais estações).

Figura 21: Variação dos valores de alcalinidade (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

As concentrações de magnésio apresentaram pouca variação sazonal (ANOVA $p = 0,85$), estando nos dois períodos analisados os mesmos três grupos de estações, como apresentado pela condutividade e alcalinidade (Figura 22).

Na maioria das estações os valores de magnésio estiveram entre 15 e 25 mg/L. As estações I, J, A e B, apresentaram as menores concentrações, ou seja, abaixo de 10 mg/L, enquanto nas demais estações as concentrações foram de 30 a 175 mg/L (Figura 23). As concentrações de cálcio também não

mostraram diferenças significativas pela ANOVA ($p = 0,64$) entre os dois períodos analisados.

Figura 22: Variação das concentrações de magnésio (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Figura 23: Variação das concentrações de cálcio (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

A despeito das características iônicas, pode-se inferir duas hipóteses: a) que existem três condições de concentração de sais: baixas concentrações na região de nascente, altas concentrações nas estações que recebem esgoto e as demais estações em uma faixa bastante próxima; b) assim como para os sólidos em suspensão, o período de estiagem exhibe com maior clareza a zonação longitudinal do sistema e no período chuvoso o maior volume de água promove a formação de gradientes de concentração em função do aumento da vazão.

Considerando as concentrações de sais parece bastante evidente que nas estações A e B os menores valores de condutividade elétrica tenham sido influenciados pelas baixas concentrações de cálcio e magnésio, provavelmente devido às condições geológicas da região.

Segundo Wetzel (1981), as concentrações destes sais, especialmente de cálcio, condicionam as características iônicas dos ambientes dulceacícolas. Os sais de cálcio formam carbonatos que, em função do pH, podem estar dissociados na coluna de água.

Nas estações G e H os efluentes domésticos e industriais proveram a alcalinização do trecho considerado. Desta forma, a combinação dos fatores volume de água, condição geológica e influência antrópica provavelmente condicionaram a zonação longitudinal do sistema.

Em agosto/2001 os valores de pH foram menores nas estações A e B (entre 4 e 5) em reflexo às baixas concentrações de sais. Nas demais estações, os valores de pH foram bastante próximos (entre 6 e 7,5). Este padrão também foi observado em janeiro/2002, sendo que nas estações A e B os valores obtidos estiveram abaixo da faixa estabelecida pela resolução CONAMA-20/86 para rios de classe 2 (Figura 24).

Nas concentrações de silicatos solúveis também se verificou um perfil semelhante ao pH, estando as estações A e B com as menores concentrações (abaixo de 2,0 mg/L) e as demais estações com valores em uma faixa próxima (entre 5 e 8 mg/L). Entre os períodos, observa-se que as maiores concentrações foram encontradas em janeiro/2002 (Figura 25). A correlação de Pearson entre pH e silicatos foi positiva ($r=0,82$) e significativa ($p<0,05$), considerando os dois períodos analisados.

Figura 24: Variação dos valores de pH nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta. As linhas tracejadas indicam a faixa tolerável estabelecida pela legislação CONAMA 20/86.

Figura 25: Variação das concentrações de silicatos (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

De acordo com Wetzel (1981), em geral, a dissolução dos silicatos está relacionada com o pH, sendo que a maior dissolução da sílica ocorre em faixas de pH acima de 4. Isto pode justificar as baixas concentrações de sílica nas estações A e B, que possuem pH ácido.

Nos valores de temperatura da água verificou-se uma variação longitudinal maior em agosto/2001, em relação a janeiro/2002 (Figura 26). Como as medidas de temperatura foram tomadas no mesmo horário, nas duas campanhas, pode-se supor que no período chuvoso exista uma uniformidade térmica longitudinal maior em relação ao período de estiagem. Entretanto, as complexas causas de variação da temperatura em sistemas lóticos dificultam interpretações a partir de dados pontuais, além do fato das medidas terem sido tomadas em horários diferentes da nascente à foz.

Figura 26: Variação dos valores de temperatura da água nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

De acordo com Hauer & Hill (1996), a temperatura em grandes rios, assim como nos lagos, é condicionada pela exposição da superfície da água à radiação solar. No entanto, existem três particularidades importantes para sistemas lóticos, especialmente para os rios de pequeno e médio porte: a) geralmente estes ambientes estão cobertos total ou parcialmente por

vegetação umbrófila, o que promove inúmeros microhabitats de temperatura em um mesmo setor, dependendo da penetração de luz; b) os rios de pequeno e médio porte possuem um pulso diário de temperatura que responde às variações de temperatura do ar muito mais rapidamente em comparação a grandes rios e lagos, onde o maior volume de água proporciona maior estocagem de calor e, c) em muitos casos a temperatura da água subterrânea é a maior fonte de calor para o sistema.

Desta forma, é possível que na estação chuvosa as maiores temperaturas atmosféricas promovam um aquecimento maior do solo, da água subterrânea e da superfície da água, permitindo uma estabilidade térmica maior em relação ao período de estiagem. Nesta última, a variação temperatura do ar e a menor entrada de água subterrânea podem promover uma dependência maior da irradiação solar na superfície da água como fonte de calor para o sistema, e assim pode-se observar uma relação da temperatura com volume de água.

A despeito da variação nictimeral de temperatura, os dados de um rio preservado de Mata Atlântica, relatados por Baptista *et al.* (1998), mostram que o pulso de temperatura diário é maior à medida que aumenta a ordem do rio variando de 3 e 4° C, nos trechos de primeira ordem, a 14°C em um trecho de sexta ordem.

3.3.3 Formas fosfatadas de nutrientes

As três formas de fósforo analisadas, de modo geral, apresentaram padrões semelhantes de distribuição longitudinal. De forma análoga aos sólidos em suspensão e aos outros sais apresentados, observa-se uma tendência de zonação longitudinal maior em agosto/2001 e no período de janeiro/2002 existe uma tendência de aumento da concentração em função da maior vazão.

As concentrações de fósforo total, em agosto/2001, foram mais elevadas nas estações G e H (1461,1 e 1557,3 µg/L), enquanto nas demais estações foram obtidos valores entre 18 e 220 µg/L. Em janeiro/2002 a maior concentração foi encontrada na estação I (324,25 µg/L) e as demais estações apresentaram valores entre 30 e 167 µg/L (Figura 27).

Figura 27: Variação das concentrações de fósforo total ($\mu\text{g/L}$) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Os valores de fósforo particulado também apresentaram valores mais elevados nas estações G e H em agosto/2001 (492,45 e 613,27 $\mu\text{g/L}$), enquanto as demais estações apresentaram valores entre 11 e 142 $\mu\text{g/L}$. Em janeiro/2002, de modo análogo ao fósforo total, a maior concentração ocorreu na estação I (274.53 $\mu\text{g/L}$) e as demais estações apresentaram valores entre 21 e 115 $\mu\text{g/L}$ (Figura 28).

Figura 28: Variação das concentrações de fósforo particulado ($\mu\text{g/L}$) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

As concentrações de fosfato apresentaram valores acima do permitido pela resolução CONAMA-20/86 nas estações G, H, I e J em ambos os períodos (acima de $25\mu\text{g/L}$). Observa-se que nas estações C, D, E e F as concentrações estão em níveis próximos ao máximo permitido (Figura. 29).

Figura 29: Variação das concentrações de fosfato ($\mu\text{g/L}$) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta. A linha tracejada indica o limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA 20/86.

A proporção entre fósforo particulado (PP) e dissolvido (PD) (fosfato) é representada na Figura 30. Observa-se que em agosto/2001, na maior parte das estações, a proporção entre as frações é cerca de 60 % PD e 40 % PP, exceto para as estações A, B e I. Em janeiro/2002, na maior parte das estações, ocorre cerca de 36% PD e 64 % de PP, exceto nas estações G e H, demonstrando uma situação contrária ao período anterior.

Desta forma pode-se inferir que na estação chuvosa, devido ao maior aporte de sólidos em suspensão, exista uma proporção de fósforo particulado maior em relação ao período de estiagem. Através das estimativas de cargas de fósforo total, pode-se verificar que no período de janeiro/2002 as cargas são superiores às encontradas em agosto/2001, evidenciando o maior transporte de fósforo durante o período de chuvas (Figura 31).

Figura 30: Proporção entre as frações particulada e dissolvida de fósforo nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

O maior transporte de P total e MST no período chuvoso também foi observado no rio Paranapanema-SP, por Henry *et al.* (1999). Segundo os autores, as variações sazonais de concentração atingiram coeficientes de variação de 45 % em 1992 e de 85% em 1993.

Figura 31: Estimativas de cargas diárias de fósforo total (Kg/dia) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Através do ΔF das cargas observa-se que em agosto/2001 os trechos com maior contribuição de fósforo estão localizados entre as estações F – H e a maior redução entre as estações H e J. Em janeiro ocorre um deslocamento em direção a foz para as maiores contribuições, estando estas localizadas entre as estações G – I e a maior redução entre as estações I e J (Figura 32).

Uma possível explicação para este deslocamento de contribuição pontual no período chuvoso, talvez seja a maior contribuição dos tributários na região entre as estações H e I, principalmente o ribeirão Veríssimo, que está eutrofizado por efluentes do município de mesmo nome.

Figura 32: Estimativa do ΔF das cargas de Fósforo total (Kg/dia) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

3.3.4 Formas nitrogenadas de nutrientes

Das formas de nitrogênio analisadas o nitrogênio orgânico total (NOT) foi o mais abundante, seguido pelo nitrato, amônio e nitrito. NOT apresentou maiores concentrações em agosto/2001, principalmente nas estações G e H (entre 30 e 40 mg/L). Em janeiro/2002 a maior concentração ocorreu na estação I (6,17 mg/L) com as demais concentrações abaixo de 2 mg/L (Figura 33).

Figura 33: Variação das concentrações Nitrogênio Orgânico Total (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

De modo análogo ao NOT, o amônio também apresentou as maiores concentrações no período seco e com elevações nas estações G e H em ambos os períodos. Em agosto/2001, as concentrações obtidas nestas estações foram acima de 1500 $\mu\text{g/L}$, enquanto que em janeiro/2002 estiveram entre 300 e 900 $\mu\text{g/L}$, muito acima dos valores observados nas demais estações (Figura 34).

Figura 34: Variação das concentrações Amônio ($\mu\text{g/L}$) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

As maiores concentrações de nitrato ocorreram em agosto/2001, com maiores valores nas estações F, I e J (acima de 600 mg/L). Em janeiro/2002 as menores concentrações foram encontradas nas primeiras estações e observou-se um gradiente crescente à medida que o rio se aproxima da foz, com valores entre 10 e 250 µg/L (Figura 35).

Figura 35: Variação das concentrações de Nitrato (µg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Na análise dos dados obteve-se uma correlação positiva entre nitrato e vazão ($r = 0,87$ e $p < 0,05$) para o período de estiagem e para o período chuvoso ($r = 0,93$ e $p < 0,05$). Esta correlação aparentemente não tem relação direta com a vazão, mas sim com a entrada de nutrientes nas estações G e H e, posteriormente, entre as estações H e I, visto que são carregados para os setores inferiores do sistema.

As maiores concentrações de nitrito ocorreram em janeiro/2002, mas pela ANOVA os dois períodos não apresentam diferença significativa entre si. Observa-se que em ambas campanhas as maiores concentrações estão localizadas no trecho entre as estações G e J, com valores entre 15 e 70 mg/L (Figura 36).

De acordo com Wetzel (1981), as proporções entre nitrato, nitrito e amônio estão relacionadas com o estado de oxidação do meio aquático. Em

linhas gerais, o amônio é a forma mais reduzida de nitrogênio inorgânico e a sua conversão para nitrito, e posteriormente a nitrato, dependem da concentração de oxigênio, gerando uma demanda bioquímica de oxigênio dissolvido para que se processe a nitrificação.

Figura 36: Variação das concentrações de Nitrito ($\mu\text{g/L}$) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Observa-se que as estações G e H apresentam as maiores concentrações de amônio (Figura 34) e também as menores de oxigênio dissolvido (Figura 45), principalmente em agosto/2001. Quando as condições de oxigenação se elevam as concentrações de amônio diminuem e as de nitrato e nitrito aumentam.

Através da correlação linear de Pearson entre amônio e oxigênio dissolvido foi obtida uma correlação negativa ($r=-0,94$) e significativa ($p<0,05$), de forma que os valores de amônio tendem a ser maiores em condições menos oxigenadas.

No entanto, a cinética do metabolismo das formas nitrogenadas encontra-se, neste caso, mascarada pelas contribuições difusas de nutrientes do solo e da água subterrânea.

As estimativas de cargas de nitrogênio orgânico mostram que em agosto/2001 as cargas foram menores em relação a janeiro/2002. Em agosto/2001 os valores ocorreram entre zero e 3.200 kg/dia e em janeiro/2002 entre zero e 14.000 Kg/dia (Figura. 37).

Figura 37: Estimativas de cargas diárias de NOT (Kg/dia) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Os dados do ΔF mostram que em agosto/2001 as maiores contribuições ocorrem entre as estações F e H, sendo o trecho entre as estações H e I como os que mais contribuem para a redução das cargas. Em janeiro/2002 o trecho entre as estações H e I passa a ser o maior contribuinte e entre as estações I e J ocorre a maior redução de carga (Figura 38).

Figura 38: Estimativa do ΔF das cargas de NOT (Kg/dia) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

3.3.5 Compostos oxidáveis e gases biogênicos

Os maiores valores de demanda química de oxigênio (DQO) ocorreram em agosto/2001, nas estações A (56 mg/L), G (154 mg/L) e H (117 mg/L). Em janeiro/2002 as maiores concentrações foram encontradas nas estações A (22 mg/L) e F (34 mg/L), conforme mostra a Figura 39.

Figura 39: Variação das concentrações de DQO (mg/L) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) apresentou um perfil semelhante ao da DQO (Figura 40). Em relação à resolução CONAMA-20 as estações que apresentaram valores acima dos permitidos foram as estações G e H em agosto/2001 e G em janeiro/2002.

Figura 40: Variação das concentrações DQO (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta. A linha tracejada indica o limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA 20/86.

As estimativas de carbono orgânico total (COT), de modo análogo a DBO e DQO, apresentaram maiores concentrações em agosto/2001, principalmente nas estações G e H, com valores entre 0,25 e 70 mg/L. Em janeiro/2002 as concentrações não ultrapassaram 0,25 mg/L (Figura 41).

As cargas estimadas de COT, contrariamente ao nitrogênio e fósforo totais, apresentaram maiores valores em agosto/2001, principalmente nas estações G e H (Figura. 42). Através do cálculo do ΔF observa-se que em agosto/2001 a maior contribuição de COT ocorreu entre as estações F e G. Em janeiro/2002 as maiores entradas ocorreram entre as estações D-E e G-H, com maiores reduções no trecho entre H e J (Figura 43).

Figura 41: Variação das concentrações de COT (mg/L) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Figura 42: Estimativas das cargas de COT (Kg/dia) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Figura 43: Estimativa do ΔF das cargas de COT (Kg/dia) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

As concentrações de oxigênio dissolvido foram maiores em agosto/2001 (média de 7,0 mg/L), sendo que nas estações G e H foram obtidas as menores leituras, com valores abaixo do mínimo estabelecido pelo CONAMA-20 (5mg/L). Em janeiro/2002 a concentração média foi menor (6,46 mg/L), porém houve uma uniformidade maior entre as estações e nenhuma delas apresentou concentrações abaixo do estabelecido pela legislação (Figura 44).

Figura 44: Variação das concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

A saturação de oxigênio apresentou um perfil semelhante ao das concentrações de OD, tendo em agosto/2001 a maior heterogeneidade espacial (entre zero e 118%), com os menores valores nas estações G e H (zero e 22,82 %, respectivamente). Em janeiro 2001 a saturação de OD entre as estações foi mais bem distribuída, com valores entre 89 e 107 % (Figura 45).

Figura 45: Variação das saturações de oxigênio dissolvido (%) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

As concentrações mais elevadas de CO₂ livre ocorreram nas estações G e H, em agosto/2001 (15,85 e 10,9 mg/L). Em janeiro/2002 a concentração média foi menor (5,13 mg/L) e os valores mais elevados foram observados nas estações D, G e H (8,57, 7,93 e 7,58 mg/L), como apresentado na Figura 46.

As maiores concentrações de sulfatos ocorreram em agosto/2001, principalmente nas estações G e I (16 mg/L em ambas). Em janeiro/2002 os valores foram menores e houve uma tendência de aumento da concentração à medida que se aproxima da foz, sendo que as estações I (6,0 mg/L) e J (5 mg/L) apresentaram os maiores valores, conforme apresentado na Figura 47.

Figura 46: Variação das concentrações de CO₂ (mg/L) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Figura 47: Variação das concentrações de sulfatos (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Foram feitas algumas estimativas de relações entre DBO, DQO, OD, COT, CO₂ e SO₄ a partir das determinações realizadas na água, desconsiderando-se os processos ocorridos na interação água-sedimento. De acordo com Bianchini (1999), os mecanismos de decomposição de matéria orgânica dependem ainda da presença de microrganismos e da ação da lixiviação da matéria orgânica.

Através das correlações de Pearson foram obtidas correlações significativas entre todas as variáveis ($p < 0,05$), cujos resultados estão expostos na Tabela IV.

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) apresentou correlação negativa com todas as variáveis, sendo que as maiores correlações foram entre COT, DBO e DQO. Este fato evidencia que estas variáveis contribuem negativamente para a concentração de OD no sistema.

As demais variáveis apresentaram correlações positivas entre si, sendo as mais expressivas aquelas entre DBO e DQO, DQO e COT e DBO e CO_2 . A correlação entre COT e DBO não pode ser considerada, pois a primeira é calculada a partir da segunda.

Tabela IV: Correlação de Pearson (r) significativas ($p < 0,05$) entre variáveis relacionadas ao metabolismo respiratório do sistema.

Variáveis	SO_4	DBO	DQO	CO_2	OD
DBO	0,64	*			
DQO	0,68	0,92	*		
CO_2	0,56	0,75	0,72	*	
OD	-0,59	-0,91	-0,90	-0,72	*
COT	0,64	1,00	0,92	0,74	-0,91

Desta forma, fica evidente que as variáveis que mais contribuem para o déficit de oxigênio e aumento da concentração de CO_2 livre são a DBO e a DQO. No entanto, estas relações foram elaboradas a partir dos dados da coluna de água, não tendo contemplado a respiração bentônica que, segundo Hauer & Hill (1996), são uma das principais funções de controle da concentração de gases respiratórios em sistemas lóticos.

3.3.6 Pigmentos vegetais (clorofila e feofitina) e microbiota (coliformes totais e fecais)

As maiores concentrações de clorofila ocorreram nas estações A ($80,91\mu\text{g/L}$), G ($9,59\mu\text{g/L}$) e H ($63,47\mu\text{g/L}$), em agosto/2001, e em janeiro/2002 as concentrações estiveram compreendidas em uma faixa mais constante entre as estações (Figura 48). Um perfil semelhante foi obtido com para feofitina, com

picos nas estações A (57,7 $\mu\text{g/L}$) e H (em agosto de 2001) e concentrações mais eqüitativas em janeiro 2001 (Figura 49). Observa-se que as concentrações de feofitina são maiores que as de clorofila no período de janeiro/2002.

Correlacionando os dados de clorofila com formas fosfatadas e nitrogenadas de nutrientes, foi encontrada correlação significativa ($p < 0,05$), mas pouco expressiva, somente entre fosfato ($r = 0,45$) e amônio ($r = 0,45$). No entanto, as evidências apontam para uma relação positiva da concentração de clorofila com a baixa velocidade de corrente, pois as maiores concentrações foram encontradas nas regiões de menor correnteza.

Figura 48: Variação das concentrações de clorofila ($\mu\text{g/L}$) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Figura 49: Variação das concentrações de feofitina ($\mu\text{g/L}$) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

As densidades de coliformes totais foram maiores nas estações G e H ($>2,42 \times 10^6$ NMP/100mL) em ambos os períodos, sendo que em agosto/2001 a densidade média total foi maior. Entretanto, se retiradas as estações G e H, observa-se que ocorre um aumento da densidade de bactérias em janeiro/2002 em relação ao período anterior (Figura 50).

Figura 50: Variação das densidades de coliformes totais (NMP/100ml) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Esta tendência de aumento na densidade bacteriana no período chuvoso pode ser observado nos dados de coliformes fecais (CF). Em agosto/2001 as estações G e H ($>2,42 \times 10^6$ NMP/100mL) apresentam as maiores densidades de CF, estando acima dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA-20 (10^3 NMP/100mL). Em janeiro/2002, além das estações G e H, as estações I ($1,48 \times 10^6$) e J ($2,54 \times 10^4$) apresentaram valores acima dos permissíveis (Figura 51)

Apesar das limitações relacionadas à determinação da densidade de coliformes, foram obtidas correlações lineares significativas ($p < 0,05$) entre DBO e CF ($r = 0,84$), DBO e CT ($r = 0,91$) e CT e CF ($r = 0,95$), reforçando a evidência de que a contaminação por coliformes está mais relacionada à presença humana no rio Uberaba, em relação a outras fontes potenciais como a presença de animais.

Figura 51: Variação das densidades de coliformes fecais (NMP/100ml) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

3.3.7 Metais biodisponíveis

Dos metais analisados Cádmio, Níquel, Cobre e Chumbo estiveram fora do limite de detecção nos dois períodos amostrados, sendo considerados, portanto, como não detectados.

O manganês apresentou uma distribuição das concentrações semelhante nos dois períodos, com as maiores concentrações ocorrendo nas estações G e H (0,028 mg/L em ambas) em agosto/2001 e F (0,032 mg/L), G (0,037 μ g/L) e H (0,036 mg/L) em janeiro de 2002. Os valores estiveram 60 % abaixo do máximo estabelecido pela legislação (Figura 52 A).

As concentrações de cromo foram mais heterogêneas entre as estações em agosto/2001 (entre 0,01 e 0,03 mg/L) em relação a janeiro/2002, onde a concentração média foi maior e mais eqüitativa (entre 0,02 e 0,03 mg/L). As concentrações máximas ficaram cerca de 40 % abaixo do máximo permitido pela legislação (0,05 mg/L), como pode ser visualizado na Figura 52 B.

Do mesmo modo que o cromo, as concentrações de zinco foram mais heterogêneas no perfil longitudinal em agosto/2001 (0,002 a 0,011 mg/L) em relação a janeiro/2002 (0,004 a 0,020 mg/L). Neste último período, na estação

G (0,021 mg/L), os valores foram acima do permissível pela legislação (Figura 53 A).

O perfil longitudinal do ferro foi diferente dos demais metais com valores acima dos permissíveis nas estações G (0,348 mg/L) e H (0,408 mg/L) em agosto/2001 e em A (0,453 mg/L), G (0,709 mg/L) e H (0,424 mg/L) em janeiro/2002, sendo que neste último período a concentração média foi maior (Figura 53 B).

Figura 52: Variação das concentrações de manganês (A) e cromo (B) (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Figura 53: Variação das concentrações de zinco (A) e ferro (B) (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

3.3.8 Cloretos e óleos totais

As concentrações de cloretos foram maiores em agosto/2001, principalmente nas estações G (16,0 mg/L) e H (9,0 mg/L). Em janeiro/2002 estas estações também apresentaram maiores concentrações, sendo que em ambos períodos houve a tendência de diminuição da concentração em direção à foz (Figura 54).

De acordo com Webster & Ehrman (1996), os cloretos são considerados compostos conservativos, isto é, estão presentes nos rios em concentrações mais elevadas que as necessidades biológicas e tornam-se descritores de fenômenos hidrológicos.

Desta forma, pode-se supor que as maiores fontes de cloretos do sistema sejam de origem alóctone, derivadas de efluentes e fontes difusas de poluição. Em agosto/2001 (Figura 57), a estação F (6,10 mg/L) tem concentrações de cloretos tão elevadas quanto as estações I (5,10 mg/L) e J (3,70 mg/L), que estão localizadas abaixo de entradas de esgoto. Portanto, existem indícios de contaminação por efluentes dentro do reservatório da CODAU.

Figura 54: Variação das concentrações de Cloretos (mg/L) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

Os óleos e graxas apresentaram concentrações acima do limite, estabelecido pelo CONAMA-20/86, em todas as estações de coleta em agosto/2001, visto que a legislação determina ausência desta substância como sendo o máximo permissível. As maiores concentrações, neste período, foram nas estações A (37,0 mg/L), G (52,0 mg/L) e H (24,0 mg/L) e em janeiro/2002 foram obtidos valores muito próximos (entre 12 e 14 mg/L) nas estações D, G, H, I e J, como mostra a Figura 55.

Figura 55: Variação das concentrações de óleos e graxas (mg/L) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

3.3.9 Índice de qualidade de águas (IQA)

O IQA calculado para os dois períodos está representado na Figura 56. Em geral, a qualidade da água nas estações é classificada como BOA. Observa-se que as estações G e H apresentam a pior qualidade em ambos os períodos. Entre os períodos, existe a tendência de uma melhoria de qualidade da água no sentido nascente-foz em agosto/2001 e de uma piora de qualidade no mesmo sentido em janeiro/2002 (período chuvoso).

Uma possível explicação é o fato de que as variáveis MST, Fósforo total, coliformes fecais e turbidez apresentam tendência de aumento no sentido nascente-foz na estação chuvosa, interferindo, desta forma, na redução do índice de qualidade da água.

Figura 56: Variação do índice de qualidade da águas (IQA) nas estações da amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de coleta.

3.3.10 Análise de agrupamento

Através da análise de agrupamento (“Cluster analysis”), considerando todas as variáveis apresentadas nos anexos III e IV, foi possível identificar três grupos em agosto/2001 (correlação cofenética= 0,94): grupo A formado pelas quatro estações do trecho superior-médio do rio Uberaba; grupo B pelas estações do trecho inferior (I e J) e a estação B e grupo C formado pelas estações fortemente contaminadas. A estação A apresenta-se fora do grupo C (das muito contaminadas), mas diferencia-se das demais (Figura 57 A).

Em janeiro/2002 (correlação cofenética=0,81), foram identificados quatro grupos: grupo A formado por quatro estações do trecho superior-médio do rio Uberaba, grupo B pela estações mais próximas à foz do rio; grupo C pelas duas estações da região de nascente e grupo D pelas estações fortemente poluídas (Figura 57 B).

Desta forma, considerando os dois períodos, pode-se inferir que as estações A e B formam o grupo da nascente, as estações C, D, E e F o grupo

das estações antes do município de Uberaba, as estações G e H como o grupo das poluídas e as estações I e J como o grupo pós-Uberaba/foz.

Figura 57: Análise de agrupamento com base nas variáveis físicas e químicas da água: A= agosto/2001. B= janeiro/2002.

Associando os resultados procurou-se enquadrar os trechos do rio Uberaba dentro da perspectiva do diagnóstico e dos principais riscos dentro das variáveis físicas e químicas avaliadas (Tabela V).

Tabela V: Quadro síntese de diagnósticos, riscos e medidas ambientais em relação a qualidade da água do rio Uberaba-MG.

Estações representativas	Segmento	Qualidade da água	Fatores negativos	Altos Riscos potenciais	Medidas mitigadoras	Medidas preventivas
A e B	Nascente	Média	Agricultura Estradas	Contaminação por agrotóxicos	Restauração de vegetação ciliar	Criação de áreas de proteção de mananciais; Monitoramento
C, D, E	Antes de Uberaba	Boa	Agricultura e pastagens	Contaminação por agrotóxicos; Assoreamento; Eutrofização	Restauração de vegetação ciliar	Orientação aos produtores; Fiscalização; Monitoramento
F	Reservatório CODAU	Boa a média	Efluentes domésticos	Eutrofização; Inadequação para captação	Cessar fonte contaminante	Monitoramento Fiscalização da área de entorno
G, H	Uberaba e distritos industriais I e II	Muito ruim	Efluentes domésticos e industriais	Desastres ambientais a jusante; Contaminação do aquífero; Epidemias na população ribeirinha.	Reduzir fonte contaminante; Realocação de moradores	Fiscalização Monitoramento
I, J	Conceição das Alagoas e Baixo Uberaba	Média	Efluentes domésticos; Pastagens	Inadequação aos usos múltiplos; Tendência a qualidade ruim	Reduzir fonte contaminante Acordos com o município de Uberaba	Fiscalização Monitoramento Orientação aos produtores;

3.4 Considerações finais

Ecologicamente, pode ser observado que no período de estiagem (agosto/2001), devido à condição basal de fluxo e aos distúrbios pontuais, existe a formação de zonas diferenciadas no sentido longitudinal (zonação longitudinal) mais visíveis em relação ao período de chuvas (janeiro/2002).

Neste último período, devido ao maior volume de água observa-se um gradiente longitudinal mais evidente.

No entanto, a organização em manchas, como evidenciada em agosto/2001, reforça a hipótese de que os rios são um conjunto organizado de manchas e não um sistema de gradientes contínuos. A continuidade estaria mais associada à conectividade entre as quatro dimensões.

Constata-se que as estações G e H, que representam o perímetro urbano do município de Uberaba-MG, encontram-se com qualidade de água comprometida. O despejo de efluentes, combinado com a redução drástica da vazão, realizada pelo reservatório da CODAU, tornam as condições críticas por quilômetros de extensão.

Também ficou evidente que existem indícios de contaminação no reservatório da CODAU devido às concentrações de óleos e graxas, nitratos e cloretos.

Apesar das contribuições provenientes dos municípios de Veríssimo e Conceição das Alagoas, o município de Uberaba é o principal contribuinte pontual para as cargas poluidoras à sua jusante.

Considerando as tendências apresentadas pelas cargas de nitrogênio e fósforo, juntamente com o IQA, avalia-se que existe o risco de aumento da contaminação entre o municípios de Conceição das Alagoas e a foz com o rio Grande, causando, além de mais perdas de recursos hídricos, o aumento do aporte de poluentes para o reservatório de Porto Colômbia.

3.5 Referências

APHA (1995), *Standard Methods for examination water and wastewater*. 19th ed. Washington. APHA/AWA1368 p.

BAPTISTA, D. F; DORVILLÉ, L. F. M; BUSS, D. F; NESSIMIAN, J. L. & SOARES, L. H. J. (1998) Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro In: NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO, ^a L. (eds). *Ecologia de Insetos aquáticos*.

Series Oecologia brasiliensis, vol. V PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro-RJ p. 191-207.

BIANCHINI Jr., I (1999) Decomposição da vegetação e consumo de oxigênio nos reservatórios: Implicações ecológicas In: In: HENRY, R. (ed) *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Fapesp/Fundibio, p. 629-649b.

BESCHTA, R. L. (1996) Suspend sediment and bedload In: HAUER, F. R & LAMBERTI, G. A. (1996) (ed) *Methods in stream Ecology*. San Diego Academic Press. San Diego. p 123-143.

BROWN R. M., MCCLELLAND N. I., DEININGER R. A., & TOZER R. G. (1970). "A water quality index- do we dare?" *Water and Sewage Works*. October p. 339-343. fonte: (http://bcn.boulder.co.us/basin/watershed/wqi_info.html)

CETESB (2002), Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2001, São Paulo: CETESB, Série Relatórios / Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 227p.

GOLTERMAN, H. L; CLYMO, R. S & OHNSTAD, M.A.M (1978). *Methods for chemical and physical analysis of freshwaters*. Blackwell Scientific.

HAUER, F. R & LAMBERTI, G. A. (1996) (ed) *Methods in stream Ecology*. Academic Press. San Diego. London. 213 p.

HAURER, F. R. & HILL, W, R. (1996) Temperature, Light and Oxygen In: HAUER, F. R & LAMBERTI, G. A. (1996) (ed) *Methods in stream Ecology*. San Diego. Academic Press.. p 93-106. 213 p.

HENRY, R; SANTOS, A. A. N. & CAMARGO, Y. R. (1999) Transporte de sólidos suspensos, N e P total pelos rios Paranapanema e Taquarie uma avaliação de sua exportação na represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil) In: HENRY,

R. (ed) *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Fapesp/Fundibio, p. 689-710

HACH METHODS, (1996).n° 8051, 8224 & 8000, Colorado. Hach Company,.

IDEXX, (1996) Colilert Method Defined Substrate Quanti-Tray 2000.

MACKERET H, F. J. H. *et. Al.* (1978) *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association Scientific Publishers n° 36. Kendal

NUSH, E A. (1980) Comparision of different methods for clorophill and phaeopigment determination. *Archiv. fur Hydrobiologie* Stuttgart, v.14: p. 14-36.

SALATI, E.(1996) Diagnóstico ambiental sintético e qualidade da água como subsídio para o planejamento regional integrado da bacia hidrográfica do rio Corumbataí São Carlos EESC-USP (Tese de doutorado). 199p.

WEBSTER, J. R; EHRMAN, T. (1996) Solute dynamics in: HAUER,F. R & LAMBERTI, G. A.(1996) (ed) *Methods in stream Ecology*. San Diego. Academic Press. San Diego. p 145-160.

WETZEL, R. G. (1981) *Limnología* (trad.) Barcelona: Omega. 679 p.

ANEXO III: Resultados das análises das variáveis físicas e químicas do rio Uberaba em agosto/2001.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Profundidade média (m)	0,15	0,42	0,30	0,25	0,63	1,70	0,60	0,50	0,30	0,50
Velocidade média (m/s)	0,00	0,10	0,17	0,32	0,07	0,00	0,05	0,50	0,23	0,33
Largura média (m)	20,00	2,00	3,00	3,90	19,00	26,00	8,00	20,00	40,00	40,00
Vazão (m³s⁻¹)	0,00	0,08	0,17	0,23	0,70	0,00	0,36	0,90	5,70	6,03
Temp. °C	14,70	16,70	18,40	15,20	20,60	19,80	18,80	20,10	22,20	26,03
pH	4,93	4,73	6,31	6,84	7,41	7,23	7,19	7,33	6,48	7,04
Cond. uScm-1	0,05	2,00	46,00	49,60	48,00	51,00	298,00	314,30	57,60	59,00
OD mg/L	6,86	7,77	9,49	9,11	8,86	8,28	0,00	1,93	8,94	8,92
% sat OD	76,70	90,63	113,20	99,82	107,04	98,50	0,00	22,82	109,82	117,53
Alcalinidade mg/L	3,55	0,60	29,45	26,10	30,90	32,20	117,80	133,25	19,95	20,40
CO2 livre mg/L	9,47	3,92	7,78	8,38	2,43	3,89	15,85	10,09	6,26	3,69
Clorofila ug/L	80,91	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	9,59	63,47	1,67	0,84
Feofitina ug/L	57,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,76	0,67	0,33
DBO mg/L	4,64	2,28	0,75	0,47	0,48	0,61	166,61	69,60	1,10	1,69
COT mg/L (estimado)	1,74	0,85	0,28	0,18	0,18	0,23	62,48	26,10	0,41	0,63
DQO mg/L	56,00	3,00	0,00	16,00	17,00	23,00	154,00	117,00	23,00	26,00
MST mg/L	19,00	0,52	0,69	1,45	1,88	5,44	69,47	43,38	2,32	3,63
Turbidez	233,00	14,00	13,00	6,00	5,00	8,00	57,00	72,00	7,00	9,00
Cor Aparente Pt Co	233,00	14,00	13,00	24,00	31,00	38,00	310,00	393,00	35,00	43,00
Cor real Pt Co	38,00	7,00	18,00	15,00	24,00	16,00	96,00	97,00	27,00	27,00
Cloretos mg/L	1,20	0,20	0,00	0,30	1,70	6,10	23,70	23,80	5,10	3,70
Sulfatos mg/L	9,00	0,00	0,00	2,00	1,00	1,00	16,00	9,00	16,00	2,00
Nitrato ug/L	50,69	16,58	61,47	14,91	16,03	638,43	113,85	125,98	1011,00	1014,50
Nitrato ug/L	3,89	2,13	1,30	2,08	2,06	3,07	23,23	15,00	24,60	38,70
Amonio ug/L	386,54	121,90	22,13	25,58	14,18	35,86	2215,70	1803,90	67,16	94,40
N Orgânico mg/L	2,72	0,23	0,35	0,21	0,30	0,42	29,25	40,44	0,54	0,74
Fósforo total ug/L	104,55	18,33	42,63	38,00	32,84	43,73	1461,10	1557,30	217,50	109,59
Ortofosfato ug/L	9,18	4,38	21,17	19,00	14,58	19,37	722,35	843,09	53,28	48,04
Fósforo particulado	87,55	9,66	13,73	11,61	10,88	15,27	492,45	613,27	141,88	36,34
PTD (ug/L)	17,00	8,67	28,90	26,39	21,96	28,46	968,65	944,03	75,62	73,25
Silicato mg/L	0,26	0,11	6,11	6,67	7,18	8,20	6,12	6,73	5,39	5,57
Coliformes totais NMP ind/100ml	68930,00	3270,00	>2419	6050,00	4810,00	7880,00	>2419200	>2419200	36000,00	3230,00
Coliformes fecais NMP ind/100ml	620,00	310,00	307,60	410,00	51,20	49,60	>2419200	>2419200	610,00	0,00
Óleos e graxas	37,00	17,00	6,00	8,00	1,00	9,00	52,00	24,00	4,00	1,00
Mg mg/L	0,00	0,00	17,60	19,60	20,10	20,64	33,13	37,75	20,00	19,37
Ca mg/L	0,00	0,00	84,63	85,85	78,69	79,58	161,98	174,38	0,04	39,77
Cr mg/L	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01	0,03
Zn mg/L	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Mn mg/L	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,01	0,03	0,03	0,01	0,01
Fe mg/L	0,06	0,05	0,04	0,09	0,26	0,11	0,35	0,41	0,09	0,15

ANEXO IV: Resultados das análises das variáveis físicas e químicas do rio Uberaba em janeiro/2002. ND= Não detectado.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Profundidade média (m)	0,30	0,52	0,29	0,34	0,84	1,48	1,50	1,50	1,00	1,13
Velocidade média (m/s)	0,00	0,22	0,49	0,51	0,33	0,31	0,19	0,97	0,45	0,59
Fr (numero de froude)	0,00	0,10	0,29	0,28	0,11	0,08	0,05	0,25	0,14	0,18
Largura média (m)	20,00	2,00	3,00	3,90	19,00	26,00	8,00	20,00	40,00	40,00
Vazão (m3s-1)	0,00	0,25	0,92	1,79	9,02	11,76	3,52	18,60	25,00	27,94
Temp. °C	25,70	22,60	22,20	23,70	25,50	24,80	24,70	24,10	27,40	26,30
pH	5,61	4,02	7,08	6,90	7,49	7,41	6,93	6,80	7,09	7,07
Cond. uS-1	4,00	0,00	71,00	61,00	49,00	49,00	78,00	54,00	50,00	48,00
OD mg/L	7,68	6,75	7,60	7,78	8,00	8,05	6,96	7,05	7,45	7,79
% sat OD	106,47	88,49	97,52	102,66	105,85	105,23	90,76	89,80	100,63	103,27
Alcalinidade mg/L	3,90	6,10	43,80	35,15	34,15	27,50	35,30	24,80	24,60	23,45
CO2 livre mg/L	4,54	6,39	5,59	8,57	2,09	2,04	7,93	7,58	3,70	3,74
Clorofila ug/L	2,15	0,28	0,00	0,84	0,00	0,84	1,40	0,84	0,00	3,91
Feofitina ug/L	2,66	0,89	1,93	1,90	2,54	0,92	0,00	0,92	1,65	0,00
DBO mg/L	1,42	0,91	1,15	1,29	2,04	1,15	6,26	3,28	2,06	0,93
COT mg/L (estimado)	0,05	0,03	0,04	0,05	0,08	0,04	0,23	0,12	0,08	0,03
DQO mg/L	22,00	8,00	10,00	12,00	11,00	34,00	15,00	14,00	3,00	0,00
MST mg/L	3,30	1,45	3,75	5,44	7,30	6,05	14,89	10,82	23,47	28,67
Turbidez FTU	6,00	3,00	10,00	15,00	19,00	16,00	28,00	19,00	28,00	36,00
Cor Aparente Pt Co	39,00	21,00	46,00	69,00	91,00	86,00	150,00	97,00	60,00	81,00
Cor real Pt Co	19,00	11,00	28,00	40,00	47,00	47,00	41,00	42,00	146,00	200,00
Cloretos mg/L	0,70	0,00	0,50	0,70	0,60	1,20	3,50	2,50	1,50	1,60
Sulfatos mg/L	1,00	1,00	2,00	3,00	3,00	4,00	3,00	3,00	6,00	5,00
Nitrato ug/L	8,53	11,44	26,07	30,29	27,79	48,30	102,72	158,21	237,71	261,24
Nitrito ug/L	1,46	1,07	3,08	1,78	3,03	2,30	35,15	65,22	31,61	37,99
Amonio ug/L	7,62	2,45	4,85	3,51	2,31	2,77	921,43	379,47	34,85	24,60
N Orgânico mg/L	0,64	0,36	0,43	0,25	0,21	0,25	0,78	0,49	6,17	1,15
Fósforo total ug/L	41,18	30,49	58,00	68,06	65,27	67,17	163,56	128,49	324,25	166,71
Ortofosfato ug/L	4,51	5,83	19,17	16,02	19,25	15,44	142,08	57,85	39,87	37,06
Fósforo particulado (ug/L)	31,77	21,51	30,33	45,61	38,35	46,43	30,02	51,72	274,53	114,14
PTD (ug/L)	9,40	8,98	27,67	22,45	26,92	20,74	133,54	76,77	49,72	52,57
Silicato mg/L	1,10	0,93	9,04	9,57	10,13	9,28	9,27	9,01	10,28	10,52
Coliformes totais NMP ind/100ml	5200,00	10810,00	30760,00	30760,00	13130,00	29870,00	488400,00	365400,00	14670,00	>2419
Coliformes fecais NMP ind/100ml	0,00	200,00	200,00	310,00	100,00	980,00	1483000,00	25400,00	2940,00	>2419
Óleos e graxas (mg/l)	ND	ND	ND	12,00	ND	ND	14,00	12,00	10,00	10,00
Mg mg/L	0,00	0,00	17,04	19,90	17,36	21,84	40,52	29,68	17,00	15,00
Ca mg/L	0,00	0,00	79,10	78,84	67,78	75,32	160,84	118,96	0,00	0,00
Cr mg/L	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Zn mg/L	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01
Mn mg/L	0,00	0,01	0,02	0,01	0,01	0,03	0,04	0,04	0,02	0,01
Fe mg/L	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,02	0,01	0,01

4 A comunidade de macroinvertebrados bentônicos do rio Uberaba-MG

4.1 Introdução

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos é, segundo Rosemberg & Resh (1993), representada pelos invertebrados maiores que 210 μm que vivem associados a algum tipo de substrato submerso, como folhas, rochas, troncos ou areia. Alguns autores, como Uieda & Gajardo (1996), adotam o termo perifíton (ou epifíton) para designar a comunidade que vive associada ao folhiço de fundo.

O presente Capítulo busca caracterizar a fauna de macroinvertebrados bentônicos do rio Uberaba-MG, utilizando parâmetros básicos para a descrição de comunidades. Para efeito de análise, serão testadas as seguintes hipóteses:

H₁: Existem diferenças na estrutura da comunidade no eixo longitudinal, as quais são decorrentes do gradiente natural do rio e das transformações ambientais promovidas pelas atividades antropogênicas;

H₂: A estrutura física do substrato, moldada no tempo através da interação entre diversas componentes do ambiente, i. é., características geomorfológicas, geológicas e hidrológicas, é o principal fator condicionante para a estruturação da comunidade de macroinvertebrados em sistemas lóticos.

Ao final, discutidas as causas mais prováveis que condicionam a estrutura da comunidade de macroinvertebrados, procura-se discutir a relação entre modificações antropogênicas e estrutura da comunidade, sob o ponto de vista do uso dos macroinvertebrados como bioindicadores.

4.2 Material e métodos

4.2.1 Caracterização do substrato

Foram mensurados os percentuais das texturas granulométricas e teor de matéria orgânica a partir de amostras de sedimentos coletadas com dragas ou manualmente, nas áreas de deposição (remansos) e corredeiras. A textura

granulométrica foi analisada pelo método do peneiramento, segundo Sugguio (1973). Em corredeiras onde existiam apenas frações grosseiras (> 60 mm ou matacões), a textura predominante foi estimada através do diâmetro médio das rochas encontradas dentro da área do amostrador de Surber (0,25 m²).

A diversidade no substrato, utilizando-se os dados percentuais das texturas granulométricas, foi obtida com o uso do índice de diversidade de Shannon-Weaver (H) (Pielou, 1977):

$$H = -\sum_j p_j \log p_j \quad P_j = \frac{n_j}{N} \quad (8)$$

onde, H é índice de diversidade em bits, N é o número total dos valores de importância e n_j é o valor de importância para cada espécie.

Com o intuito de estimar o volume do fluxo, foi calculado o número de Froude (Fr), relacionando velocidade e profundidade do fluxo segundo Gordon et. al, (1992):

$$Fr = \frac{V}{\sqrt{gD}} \quad (9)$$

onde V é a velocidade da corrente (m/s), g é a aceleração da gravidade (9,807 m/s²) e D é a profundidade hidráulica (m).

O teor percentual de matéria orgânica foi obtido através do método de perdas por ignição (*loss ignition*), calcinando o sedimento seco a 560° C por 1h30min. Foram utilizadas as frações granulométricas < 2,0 mm e < 0,250 mm (MOPF). Como a maior parte das amostras era constituída por material grosseiro utilizou-se de 6,0 a 10,0 g de sedimento para análise.

O material orgânico particulado grosseiro (MOPG), tais como folhas, galhos e restos de troncos, retido na rede de 210µm durante a coleta das amostras de macroinvertebrados, foi separado e seco à 50 °C até atingir peso constante, para a determinação da biomassa de MOPG em gm².

4.2.2 Comunidade de macroinvertebrados

A comunidade de macroinvertebrados foi amostrada através de aparelhos que melhor se adaptavam às condições do substrato. Em regiões onde o fundo era formado principalmente por materiais finos (silte e argila) e haviam condições de pouca velocidade de corrente foi utilizada a draga de Eckman ($0,026 \text{ m}^2$). Em regiões onde predominavam materiais grosseiros (cascalhos e seixos) e haviam condições moderadas de fluxo (rápidos) com profundidade inferior a 1,5 m foi utilizado o amostrador de Surber ($0,25 \text{ m}^2$). Em trechos onde a profundidade era superior a 1,5m e o substrato era misto (areia e cascalhos) foi utilizada a draga de Van-Veen ($0,044 \text{ m}^2$).

Em cada estação foram selecionados os mesohabitats predominantes sendo colhidas três amostras por mesohabitat. Desta forma, as estações de amostragem (de A até J) estão divididas em Corredeiras (abreviadamente COR ou c) e Remansos (REM ou r). Na estação F foram amostradas as margens (m) e o centro (cn). Ocasionalmente, ambientes como bancos de folhas (bf) e remansos de cascalho (casc) também são mencionados.

As amostras foram lavadas em rede com abertura de malha de $210 \mu\text{m}$ com água do próprio ambiente e posteriormente fixadas em solução de formalina, com concentração final de 5% neutralizada com bicarbonato de sódio ($\pm 1\text{gL}^{-1}$), tendo pH final em torno de 7,6. Cabe ressaltar que o bicarbonato, apesar de não possuir a mesma eficiência que o tampão de tetraborato de sódio (comumente utilizado), é menos nocivo à saúde.

No laboratório as amostras foram coradas com uma solução de rosa de bengala de concentração aproximada de $0,4 \text{ mgL}^{-1}$ e deixadas em repouso por cerca de 72h. Posteriormente, o material foi lavado com água corrente para retirar o excesso de formol e submetido a triagem em mesa de luz, com auxílio de uma lente de aumento manual ou de testa (2 e 3x de aumento).

Os organismos encontrados foram preservados em álcool 70% e identificados, geralmente até o nível de família, com auxílio das seguintes chaves e manuais: Merrit & Cummins (1988) e Dominguez *et. al.* (1994).

4.2.3 Índices comunitários dos macroinvertebrados

A densidade de indivíduos (ind./m²) foi obtida com a seguinte equação:

$$N = n. (A^{-1}) \quad (10)$$

Onde N é a densidade de indivíduos da amostra (ind/m²), n é o número de indivíduos encontrados na amostra, A é a área do amostrador em m². Esta equação é a mesma utilizada para proporções. A média aritmética entre as três amostras representará a densidade (ind./m²) de cada mesohabitat.

A riqueza (S) foi expressa pelo número de taxa encontrados. O índice de diversidade de Shannon-Weaver (H) foi obtido através da equação 8. A equitabilidade (J) foi calculada através da equação de Pielou (1977):

$$J = \frac{H}{\log_2 S} \quad (11)$$

onde, H é o índice de diversidade de Shannon-Weaver e S é a riqueza.

O índice de similaridade de Kulczynski (S_k) foi obtido através da equação descrita em Rosso (1996):

$$S_k = \frac{\frac{c}{a+c} + \frac{c}{b+c}}{2} \quad (12)$$

onde, a é o número de elementos exclusivos da amostra A, b é o número correspondente da amostra B e c é o número de elementos comuns às duas amostras.

Foi utilizada uma modificação do índice Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP), desenvolvida por Junqueira *et al.* (2000), a partir da soma dos “scores” dos taxa encontrados nas estações, conforme o anexo V.

O percentual de similaridade do índice BMWP entre as estações foi obtido através equação (Resh *et al.*, 1996):

$$\%Similaridade = \frac{BMWP_r}{BMWP_t} \times 100 \quad (13)$$

onde, $BMWP_r$ é o índice da estação escolhida como de referência e $BMWP_t$ é o índice da estação em teste.

4.3 Resultados e discussão

4.3.1 Caracterização do substrato

Na estação A verificou-se a predominância de sedimentos argilosos, recobertos por uma camada de gramíneas em decomposição, com um aspecto típico de sedimentos de áreas alagáveis.

Na estação B, a baixa declividade promove o acúmulo de areia e argila no leito do rio e a formação de grandes depósitos de folhas nas curvas e remansos mais profundos. Em uma área de cerca de 200m de extensão verifica-se a predominância de texturas grosseiras de substrato, oriundas de estradas rurais. Não existem corredeiras no trecho, apenas pequenos diques formados principalmente por troncos caídos e acúmulo de material vegetal grosseiro.

Alguns quilômetros abaixo da cachoeira (de cerca de 30 m de altura), na estação C, o fundo apresenta predominância de cascalho e rochas grosseiras (matacões), principalmente nas corredeiras. Os remansos são formados por associação de areia com cascalhos finos. É um trecho típico para rios de planalto em declive moderadamente acentuado.

Na estação D o afloramento de basalto dá o aspecto de lage ao fundo do canal, com raras regiões de acúmulo de rochas contrariamente ao que ocorre na estação anterior. Existe a predominância de manchas de areia em diversos pontos ao longo do canal. O substrato neste trecho é bastante instável, havendo poucos locais para formação de habitats complexos.

A estação E restaura o padrão típico apresentado na estação C, mas a largura do canal é maior em relação às estações anteriores. Nos remansos, especialmente nas curvas, ocorre a deposição de folhas e silte-argila. Nas corredeiras, apesar da existência de matacões, ocorre o contínuo

assoreamento dos espaços entre as rochas por areia gerada pelo desmatamento da bacia, como explanado no Capítulo 2.

Na estação F observou-se a descaracterização do substrato típico de rios de planalto devido ao represamento do sistema. Não existem trechos rochosos e a alguns metros a montante da barragem ressurgiu o afloramento de basalto como o existente na estação D, mas sem a formação de corredeiras.

As estações G, H e I apresentam novamente o sistema típico de remansos e corredeiras para rios de planalto. As corredeiras são formadas por matacões e demais texturas grosseiras e os remansos pelo acúmulo de folhas e areia. É um trecho com o predomínio de extensas cachoeiras e, em alguns casos, regiões de difícil acesso devido à declividade do terreno.

A estação J, próxima à foz com o rio Grande, não apresenta trechos rochosos como nas estações anteriores. Os trechos rápidos e erosivos são representados pelo leito arenoso instável e as regiões de deposição (remansos) ocorrem nas curvas com o acúmulo de folhas (bancos de folhas) e outros materiais vegetais.

No presente estudo, a denominação corredeira é dada às associações complexas de substrato formadas por rochas de grande e médio porte. As diferenças entre as corredeiras das estações de amostragem é representada pela variável deposição de sedimentos (Figura 14, Capítulo. 2). Nas regiões de remanso, onde foi possível a amostragem, foram colhidas amostras para análises físicas e químicas.

Nas figuras 58 e 59 são apresentados os resultados de granulometria nos dois períodos de amostragem. Em agosto/2001 (Figura 58) podem ser observados três padrões de arranjo das texturas granulométricas: predominância de texturas finas (estações A, E, F, e G), texturas médias (D, H e J) e texturas grosseiras (B, C e I). Em janeiro/2002 ocorre um cenário diferenciado para as estações E, F e G que passam a ter predominância de texturas médias (Figura 59).

Figura 58: Texturas granulométricas das regiões de remanso das estações de amostragem do rio Uberaba-MG, em agosto/2001.

Figura 59: Texturas granulométricas das regiões de remanso das estações de amostragem do rio Uberaba-MG, em janeiro/2002.

No período de estiagem, além das características geológicas da bacia, dois processos podem ter contribuído significativamente para a formação do perfil textural de sedimentos: a) a força hidráulica do sistema, que é menor no período de estiagem, favorecendo a formação de regiões de sedimentação de texturas finas, sendo que no período chuvoso ocorre o processo inverso, onde a maior força mecânica do sistema favorece o transporte de materiais, e desta forma se explica o maior percentual de areia no período chuvoso nas estações E, F e G. Além disto, em agosto/2001 observa-se que a influência do represamento na complexidade do substrato na estação E foi maior em relação a janeiro/2002. b) a entrada de efluentes nas estações F e G que devido ao processo anterior, precipita-se mais rapidamente em agosto/2001 em relação a janeiro/2002.

A despeito da estação A, a geologia, combinada com a geomorfologia do terreno, parecem ser as principais funções de força que condicionam a constância textural nos dois períodos. Esta estação está situada em uma região de nascente, de solos hidromórficos, e a baixa declividade favorece a deposição de sedimentos da área de entorno.

Observa-se também que as estações E, F e G apresentaram, graficamente, as maiores mudanças na composição textural. Este fenômeno é relevante quando se considera a possibilidade de realização de estudos futuros na mesma área pois, segundo Hynes (1970), a diversidade da comunidade de macroinvertebrados se modifica em função do tipo de substrato.

As estimativas da massa seca de MOPG por m^2 estão expostas na Figura 60. Observa-se que os maiores valores foram obtidos nas regiões de remanso em ambos os períodos. As estações Er ($4,45 \text{ kg.m}^{-2}$) e G ($5,14 \text{ kg.m}^{-2}$) apresentaram maiores contribuições de MOPG em ago/2001, porém de fontes diferentes (vegetação na estação E e esgotos na estação G). Em jan/2002 as maiores massas foram obtidas nas estações A ($1,69 \text{ kg.m}^{-2}$), Br ($1,47 \text{ kg.m}^{-2}$) e Jr ($8,1 \text{ kg.m}^{-2}$).

Figura 60: Massa de material particulado grosseiro MOPG (Kg/m^2) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de amostragem. Escalas e quebras de escalas diferentes

De acordo com Richardson (1992) os macroinvertebrados em rios utilizam os pacotes de folhas como fonte alimentar e habitat. Aparentemente, em rios temperados os pacotes de folhas são procurados em primeira instância como fonte alimentar em relação ao seu uso como microhabitat viável, considerando a menor colonização em folhas artificiais (substratos artificiais).

Esta tendência é confirmada por estudos de colonização em substratos artificiais. Segundo Motta & Uieda (2002), somente após cerca de 28 dias de colonização, a comunidade de folhas artificiais torna-se semelhante àquela encontrada em folhas naturais submersas. Isto se deve a processos sucessionais de comunidades perifíticas que complexam as redes alimentares em função do tempo. Desta forma, os macroinvertebrados associam-se ao substrato mais em função de seu valor nutricional do que somente como habitat físico.

No entanto, a comunidade de macroinvertebrados apresenta diferenças em sua composição em função da estrutura do substrato. A classificação dos substratos em função de sua influência na organização da comunidade retorna ao conceito de habitat funcional (Smith et al. 1991) ou de mesohabitat (Pardo &

Arimitage, 1997). Segundo Kemp et al. (2000), estes dois conceitos possuem a mesma base de discussão dentro da ecohidrologia, que é uma ferramenta necessária para a análise da distribuição das comunidades em sistemas lóticos.

Em um dado setor de um rio podem ser identificados diversos mesohabitats ou habitats funcionais, tais como bancos de folhas submersos, rochas, areia ou macrófitas. Cada um destes ambientes possui uma complexa relação com os aspectos físicos do canal que, em conjunto, influenciam a composição da comunidade de macroinvertebrados.

Desta forma, considerando estes conceitos, os dados de textura granulométrica e correnteza podem ser classificados como habitats funcionais predominantes em cada estação de amostragem, como exposto na Tabela VI.

Ressalta-se que, atualmente, não é comum em estudos da bentologia límnic brasileira a caracterização ecohidráulica dos sistemas aquáticos, especialmente em rios. De acordo com Gordon *et al.* (1992), diversas variáveis hidráulicas podem ser utilizadas na caracterização das propriedades físicas do substrato e do canal do rio como um todo.

Em uma tentativa de sintetizar a informação acerca da estrutura do substrato, foi calculado o índice de diversidade de Shannon a partir dos dados de textura granulométrica (%). O número de Froude (Fr), que relaciona velocidade média com a profundidade do fluxo e caracteriza de forma sintética as condições de fluxo superficial, foi estimado a partir dos dados de velocidade e profundidade médias do canal. Os resultados destes dois parâmetros estão apresentados na Figura 61.

Em relação à diversidade de texturas, observa-se que existe a tendência de uma maior diversidade de texturas no trecho superior (1,47 a 2,43 bits) e na estação I do trecho médio (2,1 bits). Em agosto/2001 a diversidade é zero nas estações A, E, F e G. Na estação chuvosa (jan/02), observa-se que ocorre um aumento na diversidade de texturas nas estações E, F e G devido, principalmente, ao maior conteúdo de areia transportada pelo sistema.

Tabela VI: Habitats funcionais (mesohabitats) predominantes em dez estações de amostragem do rio Uberaba-MG. += presente; -=ausente; +/-= pouco freqüente; *= não visualizado.

Estações	Habitats funcionais predominantes			
	Banco de folhas	Rochas (em corredeiras)	Banco de areia/silte	Macrófitas aquáticas
A	+	-	-	+
B	+	+	+	-
C	-	+	+/-	-
D	+	-	+	-
E	+/-	-	+	+
F	-	-	+	-
G	-	+	+	-
H	-	+	+	-
I	*	+	+/-	-
J	+	-	+	+

Fig 61: Diversidade de texturas e número de Froude (Fr) nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de amostragem.

Estas tendências de textura podem ser explicadas, em parte, pelas estimativas do número de Froude (Fig. 61). De acordo com Gordon *et al.* (1992), o número de Froude (Fr) é igual a 1 no fluxo crítico, quando $Fr < 1$ é subcrítico (águas “lentas”) e se $Fr > 1$ supercrítico (águas muito rápidas).

Desta forma, trechos com um Fr maior tendem a apresentar uma diversidade de texturas também maior devido a maior força mecânica desempenhada pelo sistema. No caso, os trechos superiores (exceto a estação A) e o trecho entre as estações H e I tendem a desenvolver habitats mais complexos em relação às demais estações, podendo as mesmas serem agrupadas em dois conjuntos: A, E, F G e J com tendência a formar habitats menos complexos e B, C, D, H e I com tendência a habitats mais complexos. Ressalta-se que a complexidade de habitat não inclui as áreas alagáveis, comuns no setor da estação J.

Entre os períodos de amostragem, observa-se que a magnitude de variação do Fr é maior nas estações do trecho superior em relação ao trecho próximo à foz. A diferença sazonal de Fr tende a ser maior nos setores onde o desnível da altitude é maior (Figura 7, Capítulo 2).

De acordo com Kemp *et al.* (2000), existe uma tendência à ocorrência de ambientes mais rochosos em regiões com o Fr elevado. Os habitats com Fr menor geralmente estão associados à deposição de sedimentos finos ou ao desenvolvimento de macrófitas emergentes e flutuantes. Desta forma estes autores concluem, apesar das críticas ao método, que existe uma relação entre habitat funcional e Fr, podendo este parâmetro ser utilizado para o desenvolvimento de projetos de recuperação e manejo de sistemas lóticos.

4.3.2 Conteúdo de matéria orgânica no sedimento

Os dados de percentual de matéria orgânica <2,0mm estão apresentados na Figura 62. Em agosto/2001 os maiores percentuais foram encontrados nas estações G, B e Fm (13,19, 7,84 e 9,66%) , sendo que nas demais estações ocorreu um percentual médio de 1,24 %. Em janeiro/2002 a estação A apresentou os maiores valores (24,4 %), com uma média de 1,12 % para as demais estações.

Uma tendência semelhante pode ser observada para o percentual de M O <0,25 mm, como mostra a Figura 63. Em agosto/2001 os maiores percentuais foram encontrados nas estações G, B e Fm (16,85 , 11,26 e 9,41%). Nas demais estações obteve-se uma média de 2%.

De forma geral, espera-se que até a estação F (c e cn) a principal fonte de matéria orgânica para o sistema seja de origem alóctone, proveniente da vegetação ciliar. A partir da estação G, a entrada de efluentes promove um incremento de matéria orgânica no sedimento, como observado claramente no período de agosto/2001, nas Figuras 62 e 63.

Figura 62: Percentuais de matéria orgânica <2,0 mm no sedimento das estações de amostragem do rio Uberaba, nos dois períodos de coleta.

Figura 63: Percentuais de matéria orgânica <0,25 mm no sedimento das estações de amostragem do rio Uberaba nos dois períodos de coleta.

Neste último caso, a comunidade de macroinvertebrados têm a disposição uma fonte de matéria orgânica com características qualitativas diferentes daquelas encontradas no ambiente acima do município de Uberaba.

Em ambas as frações, no período chuvoso (jan/02), o conteúdo de matéria orgânica é menor na maior parte dos pontos, podendo esta tendência ser explicada pela maior velocidade de corrente e aporte de material mais grosseiro durante as chuvas. No entanto, a estação A apresentou um incremento no conteúdo de matéria orgânica neste período.

Este fato pode ser explicado pela tendência geral observada nas áreas alagáveis que, no período de águas altas, conectam o ambiente aquático com o terrestre circundante, promovendo um “input” de matéria orgânica alóctone no sistema (Junk *et al.* 1981).

A proporção de matéria orgânica <2,00 e <0,25mm é apresentada na Figura 64. Observa-se que em ago/01 as estações A, Fm, Fc, G e Jr apresentam conteúdo de matéria orgânica predominantemente fina. No entanto, em janeiro/2002, a maior parte das estações (exceto Ae Fc) apresenta conteúdo de matéria orgânica na porção <2,0mm, indicando a predominância de material grosseiro. Este processo corrobora os dados de textura granulométrica e as características hidráulicas (vazão e Fr), que apontam um transporte maior de materiais no período chuvoso.

Figura 64: Proporção das frações de matéria orgânica <2,0 e <0,25, nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG, nos dois períodos de amostragem.

Os dados de condutividade elétrica (Figura 65) mostram que em agosto/2001 as estações G ($520 \mu\text{Scm}^{-1}$), H ($480 \mu\text{Scm}^{-1}$) e I ($480 \mu\text{Scm}^{-1}$) apresentam os maiores valores em relação às demais estações. Na estação chuvosa, os valores variaram em uma faixa menor (20 a $83 \mu\text{Scm}^{-1}$). Neste caso também parece evidente a contribuição dos fatores potencial hidráulico e entrada de efluentes na caracterização do perfil da condutividade elétrica. As estações que apresentaram maiores valores no período seco foram aquelas com potencial hidráulico menor (B e F) e que receberam efluentes do município de Uberaba (G, H e I). Na estação chuvosa, a maior capacidade de transporte do sistema promoveu uma redução dos valores e diminuição da estratificação horizontal do sistema, de modo análogo às variáveis físicas e químicas da água (Capítulo 3).

Figura 65: Variação da condutividade elétrica dos sedimentos das estações de amostragem do rio Uberaba-MG, em dois períodos de coleta.

O potencial redox (Eh) provavelmente tem sua variação longitudinal e sazonal explicada pelos mesmos fatores da condutividade. Na Figura 66, pode-se observar que em agosto/2001 existe a formação de duas grandes zonas de potencial oxi-redutor diferentes: da estação A até E com valores predominantemente positivos (72 a 157 mVcm^{-1}) e portanto com alto potencial

oxidativo; da estação F até I com valores negativos (-226 a -120 mVcm $^{-1}$) e alto potencial redutor, e na estação J o retorno na zona oxidativa. No período chuvoso esta tendência parece ser mascarada pelo maior volume de água, com zona fortemente redutora restrita às estações G e H.

Figura 66: Variação da temperatura e do potencial redox dos sedimentos das estações de amostragem do rio Uberaba-MG, em dois períodos de coleta.

Verifica-se que os valores negativos de Eh estão associados à deposição de material orgânico no sedimento tanto de origem natural (estações B e F) ou antropogênica (F, G, H e I). De acordo com Hutchinson (1957), existe uma relação entre o conteúdo orgânico, a condutividade elétrica e o Eh do sedimento. Em geral, sedimentos mais orgânicos tendem a apresentar maiores valores de condutividade e Eh menor. No entanto, esta relação está diretamente relacionada à disponibilidade de oxigênio presente na água.

Em rios, o “mixing” gerado pelo potencial hidráulico, especialmente em corredeiras, promove a oxigenação das camadas superficiais do sedimento que, no entanto, podem apresentar menor saturação nas regiões com entrada de água subterrânea e remansos sombreados (Hauer & Hill, 1996). Desta forma a redução da velocidade da água gera zonas de deposição que não

possuem o mesmo potencial de renovação, tendendo a se desoxigenar e gerar potenciais negativos de Eh, como registrado nas estações B e F.

Um segundo fator é a entrada de esgotos domésticos que promovem a redução da saturação de oxigênio da água, como apresentado no Capítulo anterior. Este fator, combinado com o menor potencial hidráulico, pode explicar os valores negativos de Eh nas estações F, G, H e I em agosto/2001.

Portanto, existem diferenças longitudinais e sazonais nos aspectos estruturais (textura e arranjo das partículas) e qualitativos (potencial redox e condutividade elétrica) nos substratos das estações analisados, cujas principais tendências estão sumarizadas na Figura 67. Estes fatores, juntamente com as características macro-ambientais e características limnológicas, serão utilizados como base para as discussões relacionadas à comunidade de macroinvertebrados

Figura 67: Tendências de diversidade de habitat a partir da correlação entre diversidade de substrato e fatores hidráulicos

4.3.3 Aspectos qualitativos da comunidade de macroinvertebrados

Nas duas coletas realizadas no rio Uberaba foi encontrada uma riqueza total de 31 taxa, sendo 25 insetos (a maioria em nível de família). Os demais taxa são representados por Annelida (Hirudínea e Oligochaeta), Gastropoda (Bivalvia e Molusca), Nematoda e Turbellaria (Tabelas VII e VIII).

A grupo dominante em relação a densidade e frequência nas estações foi Chironomidae. Em geral, esta família esteve acima de 50% em abundância relativa. Em agosto/2001, na estação H (corredeira), e em janeiro/2002, nas estações G e H (remanso), o gênero *Chironomus sp.* foi dominante (Figuras 68 a 71). Estas estações estão sob forte influência dos efluentes do município de Uberaba, como exposto no Capítulo 3.

Este gênero é geralmente tolerante à poluição orgânica, como citado por Hynes (1970) e Hawkes (1979). No entanto, controvérsias acerca da flexibilidade ambiental deste gênero e da família Chironomidae como um todo, são discutidos por Roque et al. (2000), que enfatizam a necessidade de estudos sobre os limites de tolerância das espécies neotropicais, afim que sejam realizadas correlações precisas entre degradação ambiental e espécies de Chironomidae.

Simulidae ocorreram em densidades mais expressivas nas estações B e C em ago/2001 (Figura 68) e B, C e I em jan/2002 (Figura 69). De modo geral, a maior ocorrência do grupo foi registrada nas regiões de corredeiras, no trecho do alto rio Uberaba. Segundo Hamada *et al.* (2002), esta comunidade está presente preferencialmente em ambientes rápidos e rochosos e tem pouca preferência por ambientes arenosos e lentos.

A distribuição dos Tipulidae foi bastante similar aos Simulidae, principalmente em ago/2001 nas estações B, C, D e E, não sendo encontrados nas estações à jusante do trecho superior (Tabela VII).

A ordem Ephemeroptera foi representada por quatro famílias: Baetidae, Siphonuridae, Leptohyphidae e Leptophlebiidae. A família de Leptohyphidae foi a mais frequente nas amostras, enquanto Baetidae foi a menos frequente.

Segundo Junqueira & Campos (1998), a família Leptohyphidae é mais frequente em ambientes de águas limpas com até 2,0 mg/L de DBO. Esta tendência se confirma, pois as maiores densidades foram encontradas nas

estações B, C e D que apresentam água de melhor qualidade (Capítulo 3). No entanto, segundo estes mesmos autores, Siphonuridae é tipicamente de condições de pouca contaminação e, no entanto, teve maior densidade nas estações Ic e Jc (ago/2002), as quais apresentam contaminação moderada da água e alto distúrbio físico, respectivamente.

Agosto 2001 Remanso

Abundância relativa total

Outros taxa (<25%)

Figura 68: Abundância relativa dos taxa no remanso em agosto/2001

Agosto 2001 Corredeira

Abundância relativa total

Outros taxa (<25%)

Figura 69: Abundância relativa dos taxa na corredeira em agosto/2001

Janeiro 2002 Corredeira

Abundância relativa total

Outros (<40%)

Figura 71: Abundância relativa dos taxa na corredeira em janeiro/2002

De acordo com Junqueira & Campos (1998), os limites de tolerância, no nível de família, apresentam problemas desta natureza e, portanto, os protocolos de avaliação devem ser adaptados às condições regionais.

A família Leptophlebiidae possui hábito alimentar de coletor agrupador e as maiores densidades foram encontradas na estação Er (ago/2001), como mostra a Figura 68.

As famílias de Coleoptera encontradas foram Elmidae, Dysticidae, Hydrophilidae e Psephenidae. As famílias mais abundantes foram Elmidae e Psephenidae, ambas com tendências a ocorrerem em trechos superiores com águas mais limpas. No entanto, Elmidae foi mais abundante nas áreas de corredeira e Psephenidae nas áreas de remanso em ago/2001 (Figuras 68 e 69).

A ordem Odonata foi representada pelas famílias Gomphidae, Libellulidae e Coenagrionidae. Libellulidae foi o grupo mais freqüente e abundante, ocorrendo em diversos ambientes. Gomphidae foi mais abundante nas regiões de remanso, pois segundo Westfal (1988), devido a sua adaptação para o habito escavador, esta família tende a colonizar ambientes com substrato de textura mais fina.

Dentro da ordem Trichoptera foram encontradas as famílias Hydropschidae, Calamoceratidae, Philopotamidae, Leptoceridae, Odontoceridae e Hidroptilidae, das quais não foram encontrados representantes nas estações G e H (muito poluídas) e na estação F (reservatório).

Nas Figuras 68 e 71 podem ser visualizadas as proporções de Hydropschidae e Philopotamidae, que aparentemente possuem tendências inversas de tolerância ao distúrbio antrópico. Observa-se que as maiores abundâncias de Hydropschidae estão nas estações com uma grau de distúrbio físico ou da qualidade da água maiores em relação às condições de habitat de Philopotamidae, que é mais abundante nos trechos rápidos e de águas limpas.

Esta tendência é reforçada pelas freqüências de distribuição das famílias em função da qualidade da água e que segundo Junqueira & Campos (1998), mostra que Hydropschidae ocorre em uma faixa maior de poluição que Philopotamidae.

As ordens Plecoptera e Hemíptera foram representadas por apenas uma família cada (Perlidae e Naucoridae, respectivamente), com tendências a uma abundância maior nas regiões de corredeira, em ambos os períodos de amostragem.

As ordens Megaloptera e Lepdoptera também apresentaram uma tendência de maior freqüência nos trechos de habitat mais complexo, exceto na

estação A (jan/02), que apresentou a maior densidade de Megaloptera (357,7 ind/m²) e a estação J (ago/01), com a maior densidade de Lepdoptera (165,9 ind/m²).

Mollusca apresentou baixa frequência (apenas na estação I em ago/01), sendo representado por Gastropoda e uma espécie de Bivalvia invasor, a *Corbicula fluminea*, que é originário da Ásia e tem causados graves problemas em reservatórios do rio Paraná. Não foram encontrados registros de ocorrência para esta espécie na região do rio Uberaba antes do presente estudo.

Segundo Hakenkamp *et al* (2001), a explicação mais provável para o sucesso da colonização da *Corbicula fluminea* no continente Americano, seja a sua capacidade de se alimentar por filtração da coluna de água (usando sifões) e dos sedimentos (usando o pé).

Oligochaeta foi o segundo grupo mais abundante, presente principalmente nas regiões de remanso (Figuras 71 a 74). O fator mais provável que possa explicar a distribuição espacial deste grupo é a presença de áreas de sedimentação. De acordo com Montanholi-Martins & Takeda (1998) as comunidades de Oligochaeta têm sua colonização favorecida por substratos mais estáveis, como é o caso das regiões de remanso do rio Uberaba.

Observa-se também que os Oligochaeta foram dominantes no REM das estações G e H em agosto/2001. Assim como algumas espécies de Chironomidae, a dominância deste grupo está frequentemente associada como a sua tolerância à contaminação orgânica. De acordo com Alves & Lucca (2000) Oligochaeta, especialmente Tubificidae, são potenciais indicadores de ambientes enriquecidos por matéria orgânica.

Os Hirudínea ocorreram somente nas estações A e Fcn em ago/2001 e na estação Ic em jan/2002. Para o período seco, pode-se supor que a ocorrência esteja relacionada ao fluxo mais lento e à presença de maiores densidades de Oligochaeta, que segundo Pennak (1989) são presas para muitas espécies de Hirudínea.

Nematoda e Turbellaria foram pouco frequentes, estando o primeiro presente nas estações H em ago/01 e jan/02. Turbellaria esteve presente na estação I (ago/01) e nas estações C, I e H (jan/02).

4.3.4 Índices comunitários dos macroinvertebrados

A densidade dos organismos foi menor em jan/02 (méd.=141,62 ind.m⁻² COR e 876,8 ind.m⁻² REM) em relação a ago/01 (méd.=2630 ind.m⁻² COR e 1973 ind.m⁻² REM), como pode ser observado comparando-se os diferentes períodos na Figura 72. Provavelmente, a mistura de habitats promovida pelas chuvas seja uma das principais causas da redução da densidade entre os dois períodos.

Em agosto/2001 a riqueza foi maior nas corredeiras (COR) (entre 2 e 18; méd.=11,71) em relação aos remansos (REM) (entre 1 e 11; méd.= 6,45). Em janeiro/2002 a riqueza também foi maior em COR (entre 1 e 15; méd.= 9,2) em relação a REM (entre 1 e 6; méd.= 3,4) (Figura 72).

Correlacionado os dados de riqueza de taxa com a diversidade do sedimento, através do coeficiente de correlação de Pearson, foi obtida uma correlação positiva e significativa no período de agosto/2001 ($r=0,69$ e $p<0,05$) sendo que para o período de janeiro/2002 não houve correlação significativa. Esta correlação reforça a tendência de uma maior riqueza biológica em substratos complexos, como discutido por Minshall (1984), onde a maior complexidade de habitats gera uma maior diversidade de nichos exploráveis e, conseqüentemente, de organismos.

O índice de diversidade de Shannon e a equitabilidade de Pielou estão apresentados na Figura 73. Em agosto/2001 a diversidade foi heterogênea entre as estações e a equitabilidade apresentou um perfil semelhante. Em janeiro/2001 a diversidade foi mais homogênea entre as estações e a equitabilidade seguiu um padrão diferente, tendendo a um aumento no sentido nascente foz.

Figura 72: Densidade e riqueza de táxons nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG em agosto/2001 e janeiro/2002

Agosto 2001

Remanso

Corredeira

Janeiro 2002

Remanso

Corredeira

Figura 73: Diversidade e equitabilidade de táxons nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG em agosto/2001 e janeiro/2002

4.3.5 Análise de similaridade entre as estações

Na análise de similaridade entre as estações adotou-se o índice de similaridade de Kulczynski que, segundo Rosso (1996), possui propriedades numéricas melhores que os índices de Jacard ou Sørensen.

A Figura 74 mostra os mosaicos desenhados a partir da similaridade entre as estações em ambos períodos de amostragem. De modo geral, em agosto de 2001 a maior parte das estações esteve correlacionada entre 0,4 -0,6 e entre

0,6-0,8. Em janeiro/2002 observa-se uma mudança no padrão de similaridade, com a formação de um mosaico mais heterogêneo em relação a agosto/2001.

A análise de agrupamento ("Cluster Analysis") corrobora as tendências do índice de kulczynski, como mostram as figuras 75 e 76. Em agosto/01 podem ser visualizados cinco grupos de estações ao nível de corte de aproximadamente 0,5. Em janeiro/02, como mesmo nível de corte, podem ser observados sete grupos.

Figura 74: Similaridade de Kulczynski nas estações de amostragem do rio Uberaba-MG em agosto/2001 e janeiro/2002

Figura 75: Análise de agrupamento das estações de amostragem do rio Uberaba-MG, com base nos dados de abundância de taxa, em agosto/2001.

Figura 76: Análise de agrupamento das estações de amostragem do rio Uberaba-MG, com base nos dados de abundância de taxa, em janeiro/2002

Em agosto/2001 o grupo A representa, em sua maior parte, as estações de trechos superiores e com alto potencial hidráulico (i. é. com tendência a formar zonas de deposição de sedimentos). O grupo B representa a estação B, que é um trecho lótico com águas muito lentas e pode estar diferenciado por ser uma região de transição. O grupo D reúne as estações com baixo potencial hidráulico e entrada de efluentes, sendo este conjunto mais semelhante ao grupo E, formado pela estação Gr que também recebe efluentes. O grupo C está isolado com a estação Er.

Em janeiro/2002 os grupos A, B e C representam estações com baixo potencial hidráulico. Os grupos F e G representam a estações com alto potencial hidráulico e os grupos D e E isolam-se dos demais.

Desta forma, os resultados apontam para duas tendências quanto aos fatores que influenciam na distribuição e abundância dos macroinvertebrados no rio Uberaba. A primeira diz respeito ao ambiente físico *lato sensu*: o conjunto de interações entre a geomorfologia, geologia e hidráulica do sistema formam a base para as probabilidades de uma dada unidade taxonômica se

instalar no ambiente. A segunda considera os fatores antrópicos como atuantes decisivos na estrutura das comunidades.

Segundo Baptista *et al.* (1998), a complexidade do ambiente físico pode explicar a maior riqueza no trecho médio do rio Macaé-RJ. Este autor ressalta que são necessárias técnicas mais apuradas do que a simples classificação em ordens para descrever a complexidade das interações hidráulicas do sistema.

Por outro lado, de acordo com Rodriguez (2001), a pobreza de taxóons encontrada nos córregos da bacia do alto Jacaré-Guaçú (SP) é possivelmente explicada pela predominância de sedimentos arenosos, típicos da região de cerrado. Ou seja, a menor diversidade de habitat, associada a fatores hidráulicos do sistema, condicionaram a estrutura faunística encontrada.

Contudo, Williams (1988) testou diferentes combinações de substratos artificiais, com o objetivo de testar a hipótese que a maior diversidade ocorreria no substrato misto. O resultado foi que, estatisticamente, não havia diferença significativa entre a complexidade do habitat e a riqueza. O autor sugere que existem relações de especificidade de habitat com algumas espécies, como por exemplo para a colonização de predadores é necessário que se desenvolva um habitat para à sua presa.

No entanto, retorna-se ao conceito discutido por Richardson (1992), no qual os macroinvertebrados utilizam o ambiente físico como fonte alimentar e como habitat. Neste sentido, cabe associar a especificidade entre grupos de organismos e seu ambiente físico.

4.3.6 Guildas funcionais da fauna de macroinvertebrados

Foram avaliados os grupos funcionais quanto à forma de obtenção do alimento e com relação ao comportamento de locomoção predominante (hábito), em função das diferenças existentes entre os períodos de amostragem, remansos ou corredeiras, e ao longo do eixo longitudinal.

O grupo funcional dominante foram os coletores agrupadores (CA), principalmente devido aos Chironomidae. Os coletores filtradores estiveram restritos ao trecho superior do sistema, assim como grande parte dos

raspadores. Os predadores tiveram uma distribuição mais constante o longo do rio (Figura 77).

Agosto/2001

Janeiro/2002

Fig 77: Distribuição longitudinal dos grupos funcionais de macroinvertebrados do Rio Uberaba-MG. *Percentuais relativos ao número total de indivíduos na estação (ind.m⁻²) em escalas diferentes. Escala das estações à esquerda do gráfico.

Ressalta-se que a classificação em grupos funcionais de alimentação possui diversos obstáculos metodológicos quanto à definição da categoria funcional do organismo. Segundo Cummins & Klung (1979), uma mesma espécie pode pertencer a vários grupos funcionais em função da disponibilidade de alimento ou estágio de vida.

Por exemplo, observando um cultivo de *Chironomus gr riparius*, sob condições laboratoriais, verificou-se a espécie coletando material depositado no fundo ou agrupando partículas em suspensão. Quando disponibilizado um substrato rígido (e este é colonizado por perifíton), alguns indivíduos do cultivo raspam a superfície em busca das algas e, desta forma, mudaram de grupo funcional (nota do autor).

De acordo com a teoria do contínuo fluvial (RCC) de Vannote *et al.* (1980), existe a tendência, para rios sem distúrbio, de a proporção dos grupos de coletores aumentar à medida que se aproxima da foz, enquanto trituradores e raspadores são mais abundantes nos trechos superior e médio, respectivamente.

A Figura 78 mostra a comparação das abundâncias médias dos grupos funcionais de macroinvertebrados encontrados neste estudo com uma síntese de uma das previsões do conceito de rios contínuos. Observa-se que em linhas gerais as tendências apresentadas por Vannote *et al.* (1980) não se ajustam ao encontrado no rio Uberaba.

Figura 78: Comparação entre as tendências de distribuição longitudinal dos grupos funcionais de macroinvertebrados do rio Uberaba-MG, com uma generalização das previsões estabelecidas

Segundo Baptista *et al.* (1998), a distribuição longitudinal dos grupos funcionais em rio de Mata Atlântica, confere parcialmente com algumas previsões do RCC. Comparando este estudo com os dados obtidos no rio Uberaba, observa-se que os coletores foram dominantes no eixo longitudinal do sistema assim como a maior abundância de raspadores ocorreu nos trechos intermediários.

A abundância de coletores ao longo do sistema pode estar relacionada à dependência que as comunidades têm dos materiais de origem terrestre. Segundo Wantzen & Junk (2000), a qualidade do material vegetal proveniente da área ripária, especialmente em solos ácidos como os de cerrado, dificulta a ação de fungos que, conjuntamente com a menor densidade de trituradores, faz com que a decomposição da vegetação marginal terrestre seja mais importante como fonte alimentar do que a degradação ocorrida dentro do sistema. Desta forma o material detrítico terrestre é rico em matéria orgânica particulada fina (MOPF) que favorece a fauna de coletores

A abundância de trituradores foi baixa se comparada aos demais grupos, especialmente em agosto/2001 (< 2,0%), sendo que as maiores abundâncias ocorreram em janeiro/2002 (entre 10 e 15%), como mostra a Figura 77. Este fato pode estar relacionado ao efeito do pulso de inundação, que em rios de planalto ocorre de forma mais rápida em relação aos observados em planícies inundáveis, como certas áreas do Pantanal e Amazônia, mas que possuem grande significado ecológico para o sistema, como enfatizado por Wantzen & Junk (2000).

Segundo Nessimian et al. (1998), durante o período de cheia do baixo rio Negro (Amazonas), o maior contato do corpo de água com a vegetação terrestre proporcionou o aumento da abundância de trituradores, tornando a fauna marginal de um rio de ordem >5 semelhante a de um rio de trecho de cabeceira (3ª a 5ª ordem). Este fato reforça a importância das áreas alagáveis para a dinâmica interna dos sistemas lóticos, como discutido no conceito de pulso de inundação (Flood Pulse Concept) de Junk et al (1981).

Os raspadores foram encontrados em maior abundância nos trechos superiores, em uma região que pode ser considerada intermediária entre os segmentos alto e médio do rio Uberaba. Este resultado corrobora com o encontrado por Baptista et al. (1998) e em parte ao que prediz o conceito de rios contínuos. Provavelmente, os raspadores obtêm o alimento “raspando” o substrato rochoso que é mais abundante nos trechos altos do rio.

Agosto/2001

Janeiro/2002

Fig79: Grupos funcionais de alimentação: CA= coletor agrupador; CF= coletor filtrador; T= triturador; R= raspador; P= predador.

De forma geral, com exceção do coletores agrupadores, os demais grupos funcionais não ocorreram nas estações com alto grau de contaminação (estações G e H). Isto reforça a hipótese do efeito negativo da contaminação sobre os aspectos funcionais dos sistemas lóticos.

Analisando a distribuição dos grupos funcionais por mesohabitat (Figura. 79) observa-se que, muitas vezes, os coletores filtradores foram dominantes nas corredeiras e os predadores nos remansos, em ambos os períodos.

Estes resultados corroboram os dados obtidos por Callisto *et al.* (2001), que analisando diferentes ambientes encontraram a maior abundância de predadores nos remansos (OM pools) e filtradores nas rochas (Stones).

A distribuição dos predadores é associada à presença de presas, mas existe a possibilidade dos predadores encontrados estarem à procura de abrigo, pois estes também são predados por outros invertebrados e peixes. A família Libellulidae, por exemplo, caça suas presas geralmente esperando que estas passem, despercebidas, pelas suas proximidades, enquanto se esconde mimetizada junto ao substrato fino. Além disto, estes organismos possuem hábito caminhador e não estão adaptados a condições de forte correnteza.

Os filtradores podem ter exibido a preferência por ambientes com maior potencial hidráulico provavelmente devido ao maior transporte de material orgânico particulado fino (MOPF), pois os ambientes de remanso geralmente promovem o evento oposto, tendendo a ser regiões de deposição.

Quanto aos grupos de hábitos, os organismos escavadores foram dominantes ao longo do eixo longitudinal (Figura 80). Os trechos superior e início do médio apresentaram maior diversidade de hábitos devido provavelmente a maior diversidade de habitats e as melhores condições ambientais existentes quando comparadas às estações à jusante.

Os organismos com hábito caminhador (CM) e nadador (NA) parecem ter uma ocorrência menos favorável na estação chuvosa (Figura 81), principalmente nos trechos médio e inferior. A menor capacidade adaptativa de resistir a correnteza é um provável fator de influência para a colonização, pois estes organismos, diferentemente dos agarradores e escavadores, têm menores possibilidades de se proteger da correnteza.

Agosto/2001

Janeiro/2002

Figura 80: Distribuição longitudinal dos grupos funcionais de macroinvertebrados do Rio Uberaba-MG. *Percentuais relativos ao número total de indivíduos na estação (ind.m^{-2}) em escalas diferentes. Escala das estações à esquerda do gráfico.

Agosto/2001

Corredeira

Remanso

Janeiro/2002

Remansos

Corredeira

Figura 81: Grupos funcionais de hábitos, nas estações de amostragem no rio Uberaba-MG, em dois períodos de coleta. ES= escavador (sedimentos); ME=mergulhador; CM= caminhador; AG=agarrador; NA= nadador.

4.3.7 Utilização da comunidade de macroinvertebrados como bioindicadores

A Figura 82 A, apresenta o índice Biological Monitoring Work Party Score System (BMWP), calculado a partir dos dados contidos em Junqueira et al. (2000). O resultado parece bastante coerente com a qualidade da água e das condições ambientais. Observa-se que as estações B, C, D e E apresentam as maiores pontuações, enquanto as estações A, F, G e H, as menores. As estações I e J apresentam uma faixa de pontuação próxima à da estação B.

Na Figura 82 B está o percentual de similaridade calculado a partir da estação C, considerada como referência. Observa-se, como esperado, que a maior similaridade está associada às estações com maior pontuação. No entanto, este índice faz com que o BMWP possa ser comparado internamente no sistema, em vista da variabilidade que pode ocorrer quando se comparam duas bacias.

Figura 82: Pontuação das estações de amostragem pelo BMWP (A) e percentual de similaridade entre a estação C e as demais estações (B).

Segundo Rodrigues (2001), o BMWP não teve sucesso de uso em córregos da micro-bacia do rio Jacaré Guaçu (SP) devido à pobreza faunística do ambiente, não podendo ser correlacionado com a qualidade da água. Junqueira *et al.* (2001) afirmam que a similaridade do habitat é fundamental na aplicação do índice, visto que este é dependente da riqueza de organismos.

De fato, pode-se observar que na estação A e B os menores valores devem-se muito mais provavelmente à riqueza condicionada ao habitat do que à qualidade da água. No entanto, a comunidade de macroinvertebrados é uma indicadora não só das condições da água mas de toda a área de entorno, visto que muitos organismos dependem da área terrestre como fonte alimentar, quando aquáticos e como habitat para reprodução na fase adulta.

Desta forma, é recomendável o uso de substratos artificiais inorgânicos de tamanho e tempo de exposição (cerca de 30 a 45 dias) padronizados afim de que se obtenha maiores chances de relação positiva entre organismos x qualidade da água. Contudo, fatores como a perda de habitat por erosão, que pode ser tão nocivo ao meio aquático quanto a entrada de efluentes, torna-se difícil de ser avaliado por este método.

Desta forma, a interpretação dos dados de protocolos a partir de amostras de substrato não padronizados deverão incluir a variável área de entorno juntamente com a qualidade da água. Se por um lado se reduz a acurácia ganha-se em escala, pois a abrangência das interpretações é maior.

No entanto, houve uma correlação de Pearson positiva e significativa entre IQA e BMWP ($r=0,65; p<0,05$) somente em agosto/2001. A correlação entre BMWP e o protocolo de avaliação de habitats (Capítulo 2) também foi semelhante ($r=0,65$ e $p<0,05$) somente em agosto/01. Em relação à diversidade, o BMWP apresentou correlação significativa com a diversidade de Shannon ($p<0,05$) somente em agosto/01, com valores de $r=0,72$ em COR e $r=0,64$ em REM.

Desta forma, observa-se que existe uma coerência entre os dados do protocolo aplicado e a qualidade de água da bacia, bem como com os aspectos macro-ambientais. No entanto, corroborando as recomendações de Junqueira et al (2000), as avaliações devem ser realizadas preferencialmente na estação seca, por apresentar maior estabilidade faunística.

4.4 Considerações finais

A comunidade de macroinvertebrados apresentou-se condicionada a dois principais fatores: diversidade de substrato e características limnológicas. A diversidade de substrato está intimamente correlacionada com os fatores geológicos e hidrológicos do sistema, sendo uma variável necessária para a discussão sobre a fauna de sistemas lóticos.

A influência sazonal parece estar relacionada não só à reprodução mas também a sua ação física sobre a comunidade de macroinvertebrados, sendo que o período seco promove uma visão relativamente mais estável das características ecológicas da comunidade, exceto nas áreas alagáveis.

Um rio tropical irá responder de modo diferente a modelos de predição desenvolvido em países temperados, como o River Continnum, devido a fatores como clima, qualidade do material vegetal terrestre e geomorfologia.

Em sistemas lóticos tropicais de cerrado a interação com a vegetação terrestre é fundamental para a manutenção da diversidade de macroinvertebrados pois, aparentemente, parte da matéria orgânica a ser disponibilizada para os organismos é processada antes de entrar na água.

4.5 Referências

- ALVES, R. G. & LUCCA, J. V. (2000) Oligochatea (Annelida: Clitellata) como indicador de poluição orgânica em dois córregos pertencentes à bacia do ribeirão do Ouro- Aaraquara (São Paulo, Brasil). *Braslian Jounal of Ecology* 1 e 2: 112-117p.
- BAPTISTA, D. F; BUSS, D. F; DORVILLÉ, L. F. M & NESSIMIAN, J. L (1998). O conceito de continuidade de rios é válido para rios de mata atlântica no sudeste do Brasil? In: NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO, A. (eds). *Ecologia de Insetos aquáticos. Series Oecologia brasileiensis*, vol. V PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro-RJ p. 209-222.

- CALLISTO, M; MORENO, P. & BARBOSA, F. A R (2001) Habitat diversity and benthic functional groups at Serra do Cipó, southeast Brazil. *Rev. Bras. Biol.* v61 (2): 259-266p.
- CUMMINS, K. W.; KLUNG, M. J. (1979) Feeding ecology of stream invertebrates. *Ann. Review of Ecology and Systematics*. 10 p. 147-172.
- DOMINGUÉZ, E. D.; HUBBARD, M. D & PESCADOR, M. L. (1994). *Los efemerópteros en Argentina*. v. 33. CONICET. Buenos Aires. 142p.
- GORDON, N. D.; McMAHON, T. A & FINLAYSON, B. L. (1992) *Stream Hydrology: an introduction for ecologists*. Chichester: John Wiley, 526p.
- HAMADA, N; Mc CREADIE; ADLER, P. H. (2002) Species richness and spatial distribution of blackflies (Diptera: Simuliidae) in streams of Central Amazonia, Brazil. *Freshwater biology* 47: 31-40p.
- HAUER, F. R. & HILL, W. R. (1996) Temperature, Light and Oxygen In: HAUER, F. R & LAMBERTI, G. A. (1996) (ed) *Methods in stream Ecology*. Academic Press. San Diego. p 93-106. London. 674 p.
- HAKENKAMP, C. C; RIBBLETT, S. G; PALMER, M. A; SWAN, C. M; REID, J. W & GOODSON, M. R. (2001) The impact of an introduced bivalve (*Corbicula fluminea*) on the benthos of sandy stream. *Freshwater biology* v46: 491-501p.
- HAWKES, H. A (1979) Invertebrates as indicators of river water quality In: JAMES, A & EVISON, L. *Biological Indicators of Water Quality* John Wiley Cap. 2, 2.3 a 2.45p.
- HYNES, H. B. (1970) *The Ecology of Running Waters* Liverpool: Liverpool University press. 555p.

HUTCHINSON. G. E. (1957) *A treatise on limnology* , v I, John Wiley. 900p.

KEMP, J. L.; HARPER, D. M; CROSA, G. A (2000) The habitat-scale ecohydraulics of rivers. *Ecological Engineering* 16: 17-29p.

MERRIT, R. & CUMMINS K. (1988) *A introduction to the aquatic insects of north American*. 2^o ed. Vendcell hunt Publishers. 306p.

MONTANHOLI-MARTINS, M. C. & TAKEDA, A. M. (1998) Communities of Benthic Oligochaetes in relation to sediment structure in the upper Paraná river, Brazil *Stud. Neotropi. Fauna Environm* 33: 1-7p.

MOTTA, R. L. & UIEDA, V. S. (2002) Avaliação de um modelo experimental para biomanipulação em riachos de fundo arenoso-lodoso. *Acta Limnol. Bras.* 14 (1):23-33p.

NESSIMIAN, J. L; DORVILLÉ, L. F. M, SANSEVERINO, A M & BAPTISTA, D. F. (1998) Relation between flood pulse and functional composition of the macroinvertebrate benthic fauna in lower rio Negr, Amazonas, Brasil. *Amazoniana*. 15 (1/2): 35-50p.

PARDO, I. & ARMITAGE, P. D. (1997) Species Assemblages as descriptor of mesohabitats. *Hydrobiologia* v 344 p111-128.

PENNAK, R. (1989) *Fresh-water invertebrates of United States: Protozoa to Mollusca* 3^aed. John Wiley. 628p.

PIELOU, E. C. (1977) *Mathematical ecology* . John Wiley. 384p.

RESH, V; MYERS, M. J. & HANNAFORD, M. J.(1996) Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality In: HAUER,F. R & LAMBERTI, G. A.(1996) (ed) *Methods in stream Ecology*. Academic Press. San Diego. p 6648-667.London. 674 p.

- RICHARDSON, J. S. (1992) Food, microhabitat, ou both? Macroinvertebrates use of leaf accumulations in montane stream. *Freshwater biology* 27: 169-176p.
- RODRIGUEZ, M. P. (2001) *Avaliação da qualidade da água da bacia do Alto Jacaré Guaçu/sp (ribeirão do Feijão e rio Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas*. São Carlos: USP-EESC-SEA 145p. (Tese de doutorado).
- ROSEMBERG, D. M. & RESH, V. H. (1993) Introduction to freshwater biomonitoring and Benthic macroinvertebrates In: ROSEMBERG, D. M. & RESH, V. H.(ed.) *Fresh water biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall. P 1-9.
- ROSSO, S. (1996) *Amostragem, repartição espacial e diversidade/ dominância de comunidades de costões rochosos: uma abordagem metodológica*. LABMAR- Instituto de Biociências-USP (apostila de disciplina) 44p.
- ROQUE, F. de O (2000) *Distribuição espacial dos macroinvertebrados bentônicos do Parque Estadual do Jaraguá (SP): considerações para a conservação*. São Carlos PPG ERN-UFSCar (Dissertação de mestrado) 73p.
- SUGUIO, K. (1973) *Introdução à sedimentologia*. São Paulo: Edgard Blücher/EDUSP. 317 p.
- UIEDA, V. S. & GAJARDO, I. C. S. M (1996) Macroinvertebrados perifíticos encontrados em poções e corredeiras de um riacho. *Naturalia* 21: 31-47.
- VANNOTE, R; L.; MINSHALL. G. W.; CIMMINS, K. W.; SEDELL. J. R. & CUSHING C. E. (1980) The river continuum concept. *Can. Fish. Aquatic. Sci.* 37: 130-137p.

- JUNK, J. W.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E.; (1981). The flood pulse concept in River-Floodplain systems. In: *Proceedings of the international large river Symposium. Can. Publ. Fish. Aquac. Sci.* v106. p. 110-127.
- JUNQUEIRA, M. V; AMARANTE, M. C; DIAS, C. F. S; FRANÇA, E. S. (2000) Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do alto rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta. Limnol. Bras.* 12: 73-87p.
- JUNQUEIRA, V. M & CAMPOS, C. M (1998). Adaptation of the BMWP Method for water evaluation to rio das velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *.Acta. Limnol. Bras.* 10 (2): 125-135p.
- WILLIAMS, D. D. (1988) Some relationships between stream benthos and substrate heterogeneity. *Limnol. Oceanogr.* v25 (1) p. 166-172.
- WANTZEN, K. M. & JUNK, W. J. (2000) *The importance of stream-wetland systems for biodiversity: a tropical perspective*. In: GOPAL, B; JUNK, W. J & DAVIS, J. A; *Biodiversity in Wetlands: assessment functional and conservation*. Vol 1. Backhuis Publishers. 11-34p.
- WESTFALL Jr, M. J. Odonata In: MERRIT, R. & CUMMINS K. (1988) *A introduction to the aquatic insects of north American*. 2 ° ed. Vendcell hunt Publishers. 126-176p.

Agosto/2001

[illegible]

Tabela VIII: Abundância dos taxa (ind/m²) encontrados no rio Uberaba-MG em janeiro/2002

Janeiro/2002	Corredeiras					Remansos											
INSECTA	B c	C c	D c	Ec	I c	A	B r	C r	D r	F m	F cn	G r	H r	J r			
Ephemeroptera																	
Baetidae		2,4															
Sirphlonuridae		24				23,08											
Leptohyphidae		5,2		20	22,4				2,4								
Leptophebiidae	2,4				6,4												
Coleoptera																	
Elmidae (adultos)						23,08											
Elmidae (larvas)	6,4	106,4		1,2	1,2		4	12	1,2								
Hydrophilidae						38,46											
Dysticidae					1,2												
Hydrophilidae																	
Psephenidae	1,2	24		1,2													
Diptera																	
Chironomidae (pupas)																	
Chironomidae (larvas)	4		4		61,2	50	60		8	38,5	242,3	5182	1143				
Simuliidae	1,2	12			14,4												
Tipulidae		2,4						14,4									
Odonata																	
Gomphidae							4									6,818	
Libellulidae					1,2												
Corduliidae						11,54											
Coenagrionidae																	
Trichoptera																	
Hydropsychidae	5,2	6,4			109,3												
Calamoceratidae																	
Philopotamidae	1,2	8			21,2			1,2									
Leptoceridae		37,2															
Odontoceridae							12										
Hidroptilidae																	
Plecoptera																	
Perlidae	2,4	8		1,2													
Hemíptera																	
Naucoridae		2,4		1,2	1,2			1,2									
Megaloptera	6,4	2,4			2,4	357,7											
Lepdoptera				4				1,2									
MOLLUSCA																	
Bivalvia																	
Gastropoda																	
ANNELIDA																	
Hirudinea					5,2												
Oligochaeta	4	20			110,4		4	1,2	5,2	38,5				454,5	113,6		
NEMATODA															13,64		
TURBELLARIA		17,2			5,2								22,7				

ANEXO V: Valores dos “Scores” para os taxa utilizados para no cálculo do BMWP, dos organismos encontrados no rio Uberaba-MG. Modificado de Junqueira et al. (2000).

Famílias	Score
Siphonuridae,. Griopterigidae, Odontoceridae,Helicopsychidae	10
Leptophlebiidae, Perlidae, Philopotamidae, Psephenidae, Pyralidae, Noctuidae, Libellulidae, Aeshinidae.	8
Leptohyphidae, Policentropodidae, Leptoceridae, Stapylinidae, Coenagrionidae, Veliidae	7
Glossomatidae, Hydroptilidae, Nepidae, Ancyliidae, Unionidae, Dixidae.	6
Hidropsychidae, Elmidae, Gomphidae, Naucoridae, Gerridae, Belostomatidae, Corixidae, Mesovelidae, Gyrinidae, Dugesidae, Simuliidae, Tipulidae	5
Baetidae, Dysticidae, Corydalidae	4
Physidae, Planorbidae, Tabanidae, Glossiphonidae	3
Chironomidae, Culicidae, syrphidae	2
Oligochaeta (todos)	1

5 Considerações finais e recomendações para políticas públicas

5.1 Introdução

Um dos grandes problemas atuais da pesquisa ecológica é a dificuldade do retorno social dos resultados, pois o fato de a ecologia ser uma disciplina essencialmente holística em muitos casos não é suficiente para se fazer compreensível fora do âmbito acadêmico. Isto se deve muito provavelmente à dificuldade que o pesquisador tem de estabelecer uma ligação entre o seu estudo de laboratório e os anseios daqueles que financiam a sua pesquisa, que em última instância é a sociedade.

Este estudo buscou atender a dois propósitos principais: elaborar um documento que discuta os aspectos ecológicos de rios e pautar sob à luz da ciência a problemática ambiental do rio Uberaba.

Desta forma, procurou-se neste último Capítulo sintetizar as informações e discussões apresentadas nos Capítulos anteriores, remetendo a análise para a geração de ferramentas de gestão e políticas ambientais, com ênfase nos recursos hídricos (rio Uberaba-MG). Trata-se de um documento de caráter técnico, cujas recomendações buscam estar compatíveis com um termo médio, entre as sustentabilidades ambiental e social, mas sem extrapolar os processos políticos necessários para sua implementação.

5.2 Material e métodos

A análise baseia-se na síntese das informações apresentadas nos Capítulos 2, 3 e 4, com representação gráfica das principais tendências e recomendações. Propõe-se uma análise de integração linear de variáveis, utilizando-se de uma adaptação do TQS (triade da qualidade do sedimentos), como descrita em Zamboni & Abessa (2002) que, originalmente, integra dados ecotoxicológicos, níveis de contaminação e descritores da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Para efetivo da adaptação os dados de IQA (índice de qualidade das águas), protocolo de avaliação de habitats e os scores do BMWP foram

normalizados a uma mesma escala (NI), a partir da soma das RTM (ratio to maximum-value)], adaptando-se as equações contidas em Zamboni & Abessa (2002):

$$RTM_{yi} = \frac{V_{yi}}{V_{my}} \qquad NI = \frac{RTM_i}{RTM_0}$$

onde), V_{yi} é o valor do parâmetro avaliado (IQA, Protocolo e BMWP) na estação i ; V_{my} é o valor médio máximo do parâmetro entre todas as estações de amostragem; NI , é o novo índice calculado para cada componente da análise (IQA, protocolo e BMWP) que na estação de referência é igual a 1 para cada variável; RTM_i corresponde ao RTM da estação em análise; RTM_0 é o RTM correspondente da estação de referência (no caso a estação de amostragem C, como descrito no Capítulo. 2).

Desta forma os NI de cada variável utilizada na análise (IQA, protocolo e BMWP) foram plotados em um gráfico de três eixos separados entre si por um ângulo de 120° . A interpretação é dada através da comparação entre o triângulo formado pela estação de referência e o triângulo formado pela estação em questão.

Ressalta-se que quanto mais variáveis compuserem o NI melhor se torna a precisão do método. Selecionou-se o IQA, o protocolo de habitats e o BMWP por estes já integrarem diversas variáveis mensuradas no campo e estarem ponderadas de acordo com seu grau de importância ambiental.

5.3 Resultados e discussão

5.3.1 Diagnóstico ambiental do rio Uberaba

O modelo de desenvolvimento regional impõe mudanças na estrutura natural do rio Uberaba, detectada através das variáveis qualidade de água superficial, condições de habitats aquáticos e comunidade de macroinvertebrados.

A qualidade das águas superficiais é afetada diretamente pelo aporte de sedimentos e despejo de efluentes dos municípios da região. Os elevados níveis de contaminação da água, após o município de Uberaba, são historicamente altos, como mostram os dados da FEAM-IGAM (2002). Além dos aspectos qualitativos, a extensão da zona contaminada torna preocupante quanto aos aspectos quantitativos, pois estima-se que a zona contaminada pelo município de Uberaba estenda-se por vários quilômetros, até as proximidades da confluência com o ribeirão Veríssimo.

Neste estudo, destaca-se a contaminação por óleos e graxas que ocorre em todo o percurso do rio estando em não conformidade com as exigências legais (CONAMA-20).

Os habitats aquáticos são prejudicados principalmente pela entrada de sedimentos e resíduos sólidos da bacia. No trecho superior, o desflorestamento da mata ciliar potencializa o assoreamento do sistema. Nas regiões próximas aos municípios de Veríssimo e Conceição das Alagoas observou-se que a disposição inadequada de resíduos sólidos faz com que estes sejam carreados para o sistema aquático, potencializando a degradação gerada pela entrada de efluentes.

Todos estes fatores refletem na dinâmica das comunidades biológicas, representadas neste estudo pela comunidade de macroinvertebrados. Apesar de algumas dificuldades na distinção entre fatores naturais e antrópicos que influenciam a estrutura das comunidades, fica patente que o assoreamento e a entrada de efluentes promovem a redução da riqueza biológica do sistema.

Considerando as características físicas do ambiente, será possível detectar mudanças na comunidade caso sejam implementadas medidas de controle ambiental, especialmente nas estações G, H e I onde a degradação da qualidade da água é alta, mas os potenciais de recuperação estimados pelas condições da vegetação marginal são elevados.

5.3.2 Medidas ambientais

Segundo Cruz (2002), as principais medidas ambientais que devem ser implementadas na bacia do rio Uberaba estão relacionadas a atividades não

estruturais de adequação ambiental das práticas agrícolas como, por exemplo, o treinamento e conscientização dos produtores acerca dos riscos da utilização de biocidas. Outras medidas estão relacionadas ao tratamento de efluentes e à recuperação da vegetação nativa, bem como as medidas de controle da erosão.

Este autor também ressalta a importância das medidas preventivas e de conscientização como estratégia para as políticas de gestão ambiental. Este fato justifica-se frente aos elevados custos que as medidas mitigatórias acarretam.

Segundo Tundisi *et al* (2003) os custos da implantação e manutenção de um reflorestamento giram em torno de R\$ 6.500/ha e os custos de implantação de uma estação de tratamento de esgotos do tipo H e I (maior eficiência de tratamento), conforme dados do programa de despoluição de bacias hidrográficas (Prodes) da Agência Nacional de águas (ANA), é de cerca de R\$ 95.00/hab (H) e R\$ 100/hab (I).

Portanto, considerando que, segundo Cruz (2002), cerca de 45.2 Km² de área de preservação permanente estão indevidamente ocupadas, o custo para recuperação destas áreas gira em torno de R\$ 29.575.000,00. Para o tratamento de esgotos os custos de implantação da ETE estariam entre R\$ 19.000.000,00 e 20.000.000,00.

Em relação ao tratamento de esgotos, o Centro Operacional de Desenvolvimento e Saneamento de Uberaba (CODAU) tem a previsão de implantação de uma ETE para os próximos anos. No entanto, iniciativas para a recuperação das Áreas de Preservação Permanente (APP) irregularmente ocupadas ainda não foram tomadas.

Estes números comprovam que as medidas preventivas não estruturais, como atividades de educação ambiental, são mais vantajosas e ecologicamente e economicamente viáveis quando comparadas às medidas mitigatórias.

5.3.3 Diagnóstico atual x tendências futuras

Considerando as condições atuais em relação a qualidade de habitat, da água e do índice de comunidade bentônica, foram realizadas estimativas do comportamento do sistema em função da implementação ou não das medidas ambientais a médio prazo.

Na Figura 83, que reflete as condições entre vegetação marginal e estrutura do canal do rio, observa-se que sem as medidas ambientais a tendência é de degradação acentuada dos habitats ao longo de todo curso do rio. Com a implementação das medidas, a tendência é de melhoria significativa para todo o curso do rio, sendo que para a região próxima ao município de Uberaba a urbanização acentuada deve limitar a recuperação.

Na Figura 84, baseando-se no índice de qualidade de água (IQA), verifica-se que sem a implantação de estações de tratamento de esgotos a tendência é de degradação da qualidade da água acima do município de Uberaba, considerando os indícios de contaminação apresentados no Capítulo 3. Com a implantação das ETEs tende-se a uma melhoria significativa do IQA. Embutindo uma eficiência de tratamento menor que 100% e as contribuições difusas na bacia, o IQA tenderá a uma redução entre os trechos médio e baixo, especialmente na estação chuvosa.

A Figura 85 mostra as tendências dos valores do BMWP, sendo que como as demais variáveis, sem a aplicação das medidas existirá uma tendência de redução massiva em todo o sistema. Com a implementação das medidas, tende-se a uma elevação dos valores até a região abaixo do município de Conceição das Alagoas, onde, devido a processos naturais do sistema, o BMWP tende a apresentar valores mais baixos.

Tendências da qualidade de habitat do rio Uberbaba
com base nos valores do Protocolo de Avaliação de Habitats

Figura 83: Tendências da qualidade de habitat a médio prazo no rio Uberaba-MG.

Tendências da qualidade da água do rio Uberbaba
com base nos valores do IQA

Figura 84: Tendências da qualidade da água a médio prazo no rio Uberaba-MG.

Tendências dos valores da pontuação
do BMWP do rio Uberaba

Figura 85: Tendências dos valores do BMWP a médio prazo no rio Uberaba-MG.

5.3.4 Medidas ambientais prioritárias com base na análise de integração

Através da integração de variáveis é possível visualizar, de modo simplificado, a relação entre as três variáveis apresentadas anteriormente. A Figura 86 mostra os resultados da análise de integração por estação. Quanto mais o triângulo escuro (estação em análise) for semelhante ao triângulo claro (área de referência), melhores serão as condições ambientais da estação. Além disto, a assimetria dos eixos mostra qual variável está mais distante das condições ótimas e, desta forma, aponta qual (ais) variável (is) tem prioridade de ação.

Observa-se que com relação à semelhança com a estação de referência (estação C) as estações B, D, E e I apresentaram maior semelhança. Desta forma, salvo as particularidades de cada caso, as estações A, F, G, H e J devem receber uma atenção prioritária em relação ao contexto global de qualidade.

Nas estações B, D, E e I, apesar da maior semelhança com a estação de referência, as ações prioritárias, em geral, devem enfatizar a conservação do habitat e da qualidade e conseqüentemente das comunidades aquáticas.

As ações prioritárias nas estações A, F e J devem priorizar a conservação das comunidades aquáticas (comunidade bentônica) e dos habitats aquáticos. Nas estações G e H as ações devem priorizar a qualidade da água, tendo como referência a conservação das comunidades aquáticas.

Segundo Costa *et al.* (1998) o rio Uberaba possui extrema importância biológica e as ações prioritárias devem visar a recuperação e reabilitação do sistema. As áreas de foz com o rio Grande possuem importância biológica especial para peixes e invertebrados, por existirem áreas de várzea (áreas alagáveis) que abrigam grande diversidade biológica.

Desta forma, considerando a beleza cênica e a importância biológica, três áreas devem receber atenção especial em uma eventual criação de parque ou reserva no rio Uberaba: a área de nascente (Estação A), por ser uma área alagável responsável pela recarga do lençol freático da bacia; a área da cachoeira (acima da estação C) pelo alto potencial turístico e elevado grau de conservação e a região de várzea, próximo ao rio Grande, pela importância para a diversidade biológica.

Figura 86: Análise de integração de variáveis no rio Uberaba-MG, com base no diagnóstico realizado no presente estudo.

5.4 Considerações finais

Atualmente, o cenário ambiental do rio Uberaba permite a adoção de medidas mitigatórias e preventivas no sentido de minimizar os efeitos deletérios das ações antrópicas sobre o rio. Três zonas com impactos preponderantes diferentes devem ser avaliadas como maior cautela: a) antes do município de Uberaba existe a predominância de atividades agrícolas que promovem impactos pela entrada contínua de sedimentos e oferecem riscos pela entrada de agrotóxicos e fertilizantes, b) Abaixo do município de Uberaba, a entrada de efluentes gera acentuada degradação da qualidade da água e conseqüente perecimento das comunidades biológicas, até a região próxima ao município de Veríssimo, e c) a região compreendida entre os municípios de Veríssimo, Conceição das Alagoas e Planura, pelo crescente risco de degradação da qualidade da água decorrente da entrada de efluentes e do aumento do desmatamento nas margens do rio Uberaba e afluentes.

Em relação às hipótese apresentadas no Capítulo 1, considera-se o seguinte:

H₁: Existe um gradiente longitudinal de continuidade no sistema fluvial, de forma análoga ao apresentado por Vannote et al. (1980). Esta hipótese é refutada para o presente estudo de caso, pois não existem evidências suficientes para sustentar a existência de um modelo contínuo no rio Uberaba.

H₂: As atividades antropogênicas interferem no gradiente longitudinal do sistema, favorecendo a formação de manchas longitudinais. Esta hipótese é confirmada, como pode observado tanto com relação às características limnológicas como as de estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

H₃: As características limnológicas e a estrutura da comunidade de macroinvertebrados são condicionadas à estrutura física do sistema, representada pela associação de características do regime hidrológico, geomorfologia e geologia. Esta hipótese é confirmada, mas não houve a

possibilidade de hierarquizá-la dentre as demais variáveis que determinam a dinâmica dos sistemas lóticos, tais como o regime climático, a dinâmica de águas subterrâneas e os processos biogeoquímicos naturais do sistema.

5.5 Referências

- COSTA, C. M. R; HERRMANN, G; MARTINS, C. S; LINS, L. V & LAMAS, I. R (1998). *Biodiversidade em Minas Gerais: um Atlas para sua conservação*. Belo Horizonte Fundação Biodiversitas..92p.
- CRUZ, L. B. S. (2002) *Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do rio Uberaba-MG* Campinas: UNICAMP-FEAGRI. (Tese de Doutorado), 219 p.
- FEAM/IGAM: FEAM (2002)– Fundação Estadual do Meio Ambiente e IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Qualidade das águas superficiais do estado de Minas Gerais. Excertos do Projeto Águas de Minas: Monitoramento das Águas Superficiais do Estado de Minas Gerais – Bacia do Rio Grande. Belo Horizonte (relatório técnico).
- TUNDISI, J. G; MATSUMURA-TUNDISI; T & RODRIGUES, S. L. (2003) *Gerenciamento e recuperação das bacias hidrográficas dos rios Itaqueri e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa)*. IIE-IIEGA, São Carlos.72p.
- ZAMBONI, A. J & ABESSA, D.M.S (2002) Tríade da qualidade de sedimentos. 233-243p. In: NASCIMENTO, I.A; SOUZA, E.C.P.M & NIPPER, M. *Métodos em ecotoxicologia marinha: aplicações no Brasil*. São Paulo: editora Artes Gráficas. 262p.