



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO E DO DESPORTO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
CONSERVAÇÃO

*Desenvolvimento de um Índice Multimétrico de Integridade Ecológica
para córregos na área urbana de Campo Grande (Mato Grosso do
Sul), baseado em macroinvertebrados bentônicos.*

Ednilson Paulino Queiroz

Campo Grande-MS

2009

*Desenvolvimento de um Índice Multimétrico de Integridade Ecológica
para córregos na área urbana de Campo Grande (Mato Grosso do
Sul), baseado em macroinvertebrados bentônicos.*

.

Ednilson Paulino Queiroz

*Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal do Estado de Mato
Grosso do Sul, como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutor em Ecologia, do
Centro de Ciências Biológicas-CCBS-UFMS.*

ORIENTADOR – Prof. Dr. Kennedy Francis Roche

Campo Grande-MS

2009

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha família e ao meu Pai, que nos deixou em 2003, após muita luta contra uma doença. Ele que sempre teve orgulho de me ver lutando para adquirir conhecimentos, talvez, por não ter tido as mesmas oportunidades, mas sabia da importância do saber para nós e, em especial, para ajudarmos às pessoas que nos rodeiam. “Fique com Deus meu Pai”.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar à minha esposa e meus filhos, os quais, desde o ano de 2000, quando ingressei na especialização em perícia ambiental pela UFMS, depois no mestrado, têm entendido as minhas ausências, reconhecendo a importância desta qualificação para mim profissionalmente e para a sociedade, em virtude do repasse dos conhecimentos adquiridos.

Agradeço ao meu orientador, Professor Dr. Kennedy Francis Roche, não só pelo brilhante orientador que é, mas por ter ensinado-se tudo sobre macroinvertebrados bentônicos e sobre algo muito importante, fora e dentro do trabalho científico, que é a humildade e a simplicidade como qualidades tão importantes ao ser humano.

A todos os professores e funcionários do Departamento de Ecologia e Conservação que com dedicação passam conhecimentos sobre ecologia, facilitando o nosso entendimento deste complexo entrelaçamento dos fatores bióticos e abióticos, possibilitando explanarmos de forma mais clara os resultados e conclusões dos nossos trabalhos.

Aos meus amigos Gláucio Mendes de Souza, Vilson da Silva Souza, Marco Aurélio Kinas, Nicolay Cunha e Maria Célia Montanholi Martins que foram importantíssimos nos trabalhos. Ao Agrimal Inácio de Araújo e às pessoas que contribuíram de alguma forma com este trabalho e que não foram nominadas, porém, não foram esquecidas, com certeza.

A todos os professores da banca, que contribuíram com a qualidade final deste estudo.

EPIÍGRAFE

“Os serviços ambientais ditam a vida no planeta. A violência ambiental que afeta estes serviços precisa ser combatida de todas as formas, pois ela não afeta bens individuais, mas a um patrimônio comum e essencial à vida de todos os seres vivos. O combate efetivo desta violência, parte do conhecimento das inter-relações existentes entre os organismos e seu meio, para se pensar na manutenção e melhora da qualidade destes serviços ambientais”.

Ednilson Paulino Queiroz

2009

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS.....	iv
LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS.....	vii
RESUMO	ix
ABSTRACT.....	xi
Introdução geral, objetivos e bases teóricas.....	1
1 Introdução Geral.....	1
2 Objetivos Gerais.....	7
2.1 Objetivos Específicos.....	7
3 Bases Teóricas.....	8
3.1 Biomonitoramento.....	8
3.1.1 Bioindicador ideal	9
3.1.2 Desvantagens do uso de monitoramento biológico.....	10
3.1.3 Vantagens do uso de monitoramento biológico.....	10
3.2 Os macroinvertebrados bentônicos.....	11
3.2.1 Os hábitos alimentares dos macroinvertebrados bentônicos.....	12
3.2.2 Vantagens do uso de macroinvertebrados bentônicos em monitoramento.....	12
3.2.3 Desvantagens do uso de macroinvertebrados bentônicos em monitoramento.....	14
3.2.4 A utilização de índices biológicos e índices com macroinvertebrados bentônicos em vários Países.....	14
4 Metodologia.....	15
4.1 Área de estudo.....	15
4.2 Climatologia da área.....	15
4.3 Determinação das áreas de coletas.....	16
Capítulo I - Adaptação de um protocolo para caracterizar diversidade de <i>habitat</i>.....	18
1 Introdução.....	18
2 Objetivo.....	18
3 Metodologia.....	18
4 Caracterização dos pontos de amostragem.....	20
4.1 Descrição do Ponto 1.....	21
4.2 Descrição do Ponto 2.....	22
4.3 Descrição do Ponto 3.....	22
4.4 Descrição do Ponto 4.....	23

4.5	Descrição do Ponto 5.....	24
4.6	Descrição do Ponto 6.....	25
4.7	Descrição do Ponto 7.....	26
4.8	Descrição do Ponto 8.....	27
4.9	Descrição do Ponto 9.....	27
4.10	Descrição do Ponto 10.....	28
5	Resultados e discussões da aplicação do protocolo de avaliação de diversidade de <i>habitat</i> adaptado.....	29
6	Conclusões.....	31
7	Referências Bibliográficas.....	32
Capítulo II - Condições hidrológicas dos cursos d'água, chuvas diárias em Campo Grande-MS e possível influência nas comunidades bentônicas.....		38
1	Introdução.....	38
2	Objetivos.....	38
3	Metodologia	39
4	Resultados e discussões das vazões e das chuvas em Campo Grande-MS.....	40
5	Os dados de chuvas diárias em Campo Grande-MS.....	50
6	Resultados e discussões da similaridade hidrológica com as comunidades bentônicas nos pontos amostrados nas 13 coletas.....	52
7	Conclusões.....	56
8	Referências Bibliográficas.....	58
Capítulo III - Análises físicas, químicas, bacteriológicas.....		60
1	Introdução.....	60
2	Objetivos.....	60
3	Metodologia.....	61
3.1	Metodologia de análises das características físicas, químicas e bacteriológicas..	61
3.2	Metodologia de análises comparando as comunidades de macroinvertebrados bentônicos com as variáveis físicas, químicas, bacteriológicas e hidrológicas..	64
4	Resultados e discussões das características físicas, químicas e bacteriológicas.....	64
4.1	Resultados e discussões gerais entre os pontos pelos dados físicos, químicos e bacteriológicos dos dez pontos.....	92
4.2	Resultados e discussões das características físicas, químicas e bacteriológicas por ponto em todas as coletas.....	92
4.3	Resultados e discussões da similaridade entre os pontos pelos dados físicos, químicos e bacteriológicos.....	97
5	Conclusões.....	101

6	Referências Bibliográficas.....	103
Capítulo IV - Análises biológicas e aplicação de índices biológicos: Influência dos fatores físicos, químicos, bacteriológicos e hidrológicos nas comunidades bentônicas e similaridade das comunidades entre os pontos de coleta.....		
1	Introdução.....	105
2	Objetivos gerais.....	105
2.1	Objetivos específicos.....	105
3	Metodologia.....	106
3.1	Metodologia de amostragem das comunidades dos macroinvertebrados.....	106
3.1.1	Métodos de análises das comunidades dos macroinvertebrados bentônicos.....	106
4	Análises e discussões dos resultados bentônicos e da aplicação dos índices BMWP ₁ adaptado por Junqueira <i>et al.</i> (2000), BMWP ₂ adaptado por Alba-Tercedor, 1996, ASPT e FBI.....	108
5	Resultados e discussões das famílias encontradas por ponto.....	127
5.1	Análises da Abundância, Dominância, Diversidade e Equitabilidade das comunidades bentônicas entre os dez pontos de coletas.....	133
5.2	Análises comparativas das comunidades bentônicas entre os pontos de coletas, nas 13 datas de coletas.....	134
6	Discussão geral da aplicação dos índices.....	136
7	Conclusões.....	139
8	Referências Bibliográficas.....	144
Capítulo V - Novo índice biológico de qualidade ambiental utilizando as comunidades de macroinvertebrados pelo método das métricas.....		
1	Introdução.....	145
1.1	Índice BMWP.....	151
1.1.2	Trabalhos com adaptações do Índice BMWP.....	154
1.2	Índice ASPT (<i>Average Score Per Taxon</i>).....	155
1.3	Índice BI (<i>Biotic Index</i>) e FBI (<i>Family Biotic Index</i>).....	155
1.4	Índice RIVALD (<i>Rivers of Vald</i>).....	156
1.5	Índice RIVPACS (<i>River Invertebrate Prediction and Classification</i>).....	157
1.6	Índice AusRivAS (<i>Australian Rivers Assessment Scheme Models</i>).....	158
1.7	Índice ISC (<i>Index of Stream Conditon</i>).....	159
1.8	Índice ITC (<i>Index of Trophic Completeness For Running Water</i>).....	160
1.9	Índice TR (<i>Taxa Richness</i>).....	160
1.10	Índice SCR/F-C (<i>Ratio of Scraper and Filtering Collector Functional Feeding Groups</i>).....	160
1.11	Índice EPT (<i>Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera</i>).....	161

1.12	Índice EPT/C (<i>Ratio of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Chironomidae</i>).....	161
1.13	Índice ETO (Ephemeroptera, Trichoptera e Odonata).....	161
1.14	Índice %DF (<i>Percent Contribution of Dominant Family</i>).....	161
1.15	Índice CLI (<i>Community Loss Index</i>).....	162
1.16	Índice Shredders/total (<i>Ratio of Shredder Functional Feeding Group and Total Number of Individuals Collected – CPOM Sample</i>).....	162
1.17	Índice PMA (<i>Percent Model Affinity</i>).....	162
2	Objetivos.....	163
3	Metodologia de construção do índice multimétrico de integridade biológico.....	163
3.1	Justificativas das respostas das métricas aos impactos ambientais.....	168
3.2	Ecologia dos principais grupos utilizados nas métricas.....	169
3.2.1	Ordem Ephemeroptera.....	169
3.2.2	Ordem Plecoptera.....	170
3.2.3	Ordem Thichoptera.....	170
3.2.4	Ordem Coleoptera.....	170
3.2.5	Ordem Hemiptera.....	170
3.2.6	Ordem Odonata.....	171
3.2.7	Ordem Diptera.....	171
3.2.8	Classe Oligochaeta.....	171
3.2.9	Classe Hirudinea.....	171
3.2.10	Phylum Mollusca. (Classes Gastropoda e Bivalve).....	171
4	Resultados e discussões das métricas.....	172
3.1	Resumo das discussões.....	187
5	Conclusões.....	188
6	Sugestões Gerais.....	189
7	Referências Bibliográficas.....	191
	Apêndice I - Dados biológicos por ponto em todas as coletas.....	196
	Apêndice II - Resumo das vazões em todos os pontos e coletas e Chuvas em Campo Grande-MS.....	201
	Apêndice III - dados coletados para a construção do protocolo de diversidade de <i>habitat</i> adaptado de Callisto <i>et al.</i> (2002).....	209

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

1	Localização da área de estudo.....	15
2	Bacias dos córregos Segredo e Prosa, destacando os locais onde foram realizadas as coletas. (córrego Maracaju é canalizado – Córrego Pindaré – pequeno canal intermitente).....	17
1.1 a,b	– (a) Imagem da Unidade de Conservação, mostrando o local do ponto 1 (ponto amarelo) e (b) condições do córrego no local, destacando o leito arenoso.....	21
1.2	Curso d'água no ponto 2, destacando o leito constituído por latossolo-vermelho.....	22
1.3 a,b	(a) Imagem da área da estação de coleta 3 (ponto amarelo), localizada a montante da reserva militar, destacando o curso d'água (seta branca) e os processos erosivos (seta azul) e (b) as matas ciliares conservadas no ponto, entretanto, alta sedimentação, em razão de processo erosivo à montante e erosão de margem.....	23
1.4 a,b	(a) Imagem da localização do ponto 4 (ponto amarelo), destacando à margem direita, a área utilizada para a agricultura, além de vegetação constituída por capins exóticos em ambas as margens com árvores esparsas e (b) o córrego Seminário, com grande quantidade de lixo, destacando o leito areno-argiloso, com cascalho.....	24
1.5 a,b	(a) Imagem do Córrego Cascudo – Ponto 5 (ponto amarelo); visão geral destacando a urbanização no local e pouca existência de vegetação e (b) destaca o leito rochoso, bem como o capim exótico às margens. Acima (seta), uma árvore da mata de galeria que caíra em razão da erosão de margem.....	25
1.6 a,b	(a) Imagem da reserva do Parque do Prosa, onde foram determinados os pontos de coleta 1 e 2 (ponto amarelo) e (b) o Córrego Desbarrancado, destacando o leito em argila dura.....	26
1.7	Córrego Joaquim Português, destacando o leito assoreado, em razão de erosão à montante da estação de coleta.....	26
1.8 a,b	Córrego Réveillon, destacando o leito formado por rochas, seixos e matacões e (b) imagem das partes florestadas das matas ciliares, onde foi estabelecida a estação de coleta (ponto amarelo).....	27
1.9 a,b,c	(a) Imagem da estação de coleta (ponto amarelo-seta) no Córrego Sóter, margeando a Avenida Via Parque e Mato Grosso; (b) córrego no ponto de coleta, destacando o leito formado por rochas, seixos e matacões e (c) obras de contenção de enchentes, que estavam sendo realizadas no mês de outubro de 2007.....	28

1.10 a,b,c	a) Imagem do ponto de coleta (ponto amarelo-seta) no Córrego Vendas, com visualização da área vegetal do parque Municipal Itanhagá e da vegetação que fora retirada para as obras (seta); (b) leito do córrego constituído por seixos, matacões e cascalho, bem como a contenção de margem com concreto no local da estação de coleta e, (c) obras de contenção de enchentes realizadas em 2007/2008, em local onde existia vegetação nativa e exótica.....	29
------------	---	----

Capítulo II

2.1	Metodologia de medidas hidrológicas, utilizando molinete hidrológico.....	39
2.2	Vazões do Córrego Segredo (curso d'água 1) e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.....	41
2.3	Vazões do Córrego Segredo (curso d'água 2) e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.....	42
2.4	Vazões do Córrego Nascentes do Segredo (curso d'água 2) e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.....	43
2.5	Vazões do Córrego Seminário e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.....	44
2.6	Vazões do Córrego Cascudo e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.....	45
2.7	Vazões do Córrego Desbarrancado e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.....	46
2.8	Vazões do Córrego Joaquim Português e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.....	47
2.9	Vazões do Córrego Réveillon e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.....	48
2.10	Vazões do Córrego Sóter e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.....	49
2.11	Vazões do Córrego Vendas e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.....	50
2.12	Ordenação dos pontos de coletas, através de Análise de Componentes Principais (PCA) das características hidrológicas. A soma dos 3 primeiros eixos explicou 99,93% da variação encontrada (primeiro eixo 98,6%; segundo eixo 1,29%; terceiro eixo 0,04%).....	53
2.13	Ordenação indireta dos 10 pontos de coleta, por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS), em duas dimensões em função das comunidades macrobentônicas ($stress = 0,08$, $r^2 = 0,94$). O tamanho dos pontos é diretamente proporcional à variável ambiental indicada.....	54

Capítulo III

3.1	Ordenação dos pontos de coletas, através de Análise dos Componentes Principais (PCA) das características físicas, químicas e bacteriológicas. A soma dos 3 primeiros eixos explicou 95,3% da variação encontrada (primeiro eixo 56,72%; segundo eixo 28,4%; terceiro eixo 10,15%).....	97
3.2	Ordenação dos 10 pontos de coleta, por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS), em duas dimensões, com sobreposição das variáveis físicas, químicas e bacteriológicas ($stress = 0,08$, $r^2 = 0,94$). O tamanho dos pontos é diretamente proporcional à variável ambiental indicada.....	98

Capítulo IV

4.1	Coleta pelo método de <i>Kicking Sampling</i>	106
4.2	Dados biológicos da Coleta 1 – 02 de junho de 2006.....	109
4.3	Dados biológicos da Coleta 2 – 11 de agosto de 2006.....	111
4.4	Dados biológicos da Coleta 3 – 05 de outubro de 2006.....	113
4.5	Dados biológicos da Coleta 4 – 14 de dezembro de 2006.....	114
4.6	Dados biológicos da Coleta 5 – 09 de fevereiro de 2007.....	116
4.7	Dados biológicos da Coleta 6 – 13 de abril de 2007.....	117
4.8	Dados biológicos da Coleta 7 – 15 de junho de 2007.....	118
4.9	Dados biológicos da Coleta 8 – 10 de agosto de 2007.....	120
4.10	Dados biológicos da Coleta 9 – 03 de outubro de 2007.....	121
4.11	Dados biológicos da Coleta 10 – 07 de dezembro de 2007.....	122
4.12	Dados biológicos da Coleta 11 – 08 de fevereiro de 2008.....	124
4.13	Dados biológicos da Coleta 12 – 11 de abril de 2008.....	125
4.14	Dados biológicos da Coleta 13 – 05 de junho de 2008.....	126
4.15	Ordenação dos 10 pontos de coleta, por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS), em duas dimensões ($stress = 0,08$ e $r^2 = 0,94$), pela média de ocorrência das famílias de macroinvertebrados bentônicos. Os vetores indicam a contribuição relativa das famílias com maior correlação com o plano da ordenação.....	135

Capítulo V

5.1	“Box-plot” de todas as métricas analisadas.....	172
5.2	Correlações entre as métricas para o ponto de referência 1.....	178
5.3	Correlações entre as métricas para o ponto de referência 2.....	179
5.4	Correlações entre as métricas para os 8 pontos de teste.....	179
5.5	Análise de agrupamento da métrica do índice de Diversidade de Shannon-Wiener.....	180

5.6	Análise de agrupamento da métrica do índice de Hilsenhoff (FBI).....	181
5.7	Análise de agrupamento da métrica do índice ASPT (Junqueira <i>et al.</i> , 2000).....	181
5.8	Mudanças temporais nos valores da métrica do índice de Diversidade de Shannon-Wiener.....	182
5.9	Mudanças temporais nos valores do Índice de Hilsenhoff (FBI).....	182
5.10	Mudanças temporais nos valores da métrica do índice ASPT (Junqueira <i>et al.</i> , 2000).....	183
5.11	Valores do Índice Final, calculados para cada data de coleta nos dois pontos de referência, para os dois métodos de cálculo (bissecção e trissecção).....	185
5.12	Valores do Índice Final (Método de Bissecção) com os valores (multiplicados por 3) das métricas individuais para cada ponto de referência.....	186
5.13	Valores do Índice Final (Método Bissecção) com os valores (multiplicados por 3) das métricas individuais para cada ponto de referência.....	186
5.14	Valores médios durante os dois anos de coleta para cada ponto.....	187

LISTA DE TABELAS

Introdução geral, objetivos e bases teóricas

1	Grupos tróficos funcionais dos macroinvertebrados bentônicos.....	12
---	---	----

Capítulo I

1.1	Parâmetros e pontuação para avaliação rápida da diversidade de <i>habitat</i> próximo às estações de coletas, adaptada de Callisto <i>et al.</i> (2002).....	19
1.2	Localização dos pontos por coordenadas geográficas. (Fuso 21 – Datum Córrego Alegre- UTM e Graus minutos e segundos (hddd°mm’ss.s”)).....	21
1.3	Pontuações (0, 2, 3 e 4) para definição da tipologia da área nos pontos de coleta, para definição da diversidade <i>de habitat</i>	30

Capítulo III

3.1	Parâmetros, unidades e técnicas utilizadas nas análises físicas e químicas (APHA, 1998).....	61
3.2	Resumo dos parâmetros para as classes de uso (Resolução CONAMA 357/2005).....	63

3.3	Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 1 – 02 de junho de 2006.....	66
3.4	Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 2 – 11 de Agosto de 2006.....	68
3.5	Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 3 – 04 de outubro de 2006.....	70
3.6	Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 4 – 08 de dezembro de 2006.....	73
3.7	Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 5 – 09 de fevereiro de 2007.....	75
3.8	Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 6 – 13 de abril de 2007.....	77
3.9	Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 7 – 15 de junho de 2007.....	79
3.10	Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 8 – 10 de agosto de 2007.....	81
3.11	Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 9 – 10 de agosto de 2007.....	83
3.11	Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 10 – 07 de dezembro de 2007.....	85
3.13	Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 11 – 08 de fevereiro de 2008.....	87
6.13	Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 12 – 11 de abril de 2008.....	89
6.13	Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 13 – 13 de junho de 2008.....	91

Capítulo IV

4.1	Resultados da aplicação dos índices na coleta 1.....	110
4.2	Resultados da aplicação dos índices na coleta 2.....	111
4.3	Resultados da aplicação dos índices na coleta 3.....	113
4.4	Resultados da aplicação dos índices na coleta 4.....	115
4.5	Resultados da aplicação dos índices na coleta 5.....	116
4.6	Resultados da aplicação dos índices na coleta 6.....	118
4.7	Resultados da aplicação dos índices na coleta 7.....	119
4.8	Resultados da aplicação dos índices na coleta 8.....	120

4.9	Resultados da aplicação dos índices na coleta 9.....	122
4.10	Resultados da aplicação dos índices na coleta 10.....	123
4.11	Resultados da aplicação dos índices na coleta 11.....	124
4.12	Resultados da aplicação dos índices na coleta 12.....	125
4.13	Resultados da aplicação dos índices na coleta 13.....	126
4.14	Famílias de macroinvertebrados por curso d'água.....	127
4.15	Resultados dos índices de dominância, Diversidade e Equitabilidade.....	133

Capítulo V

5.1	Famíliais do BMWP - “sistema de pontuação” (Armitage, 1983).....	151
5.2	Famílias do BMWP adaptado por Alba-Tercedor (1996).....	152
5.3	Famílias do BMWP adaptado para o Rio das Velhas-MG (Junqueira <i>et al.</i> 2000).....	152
5.4	Classe de qualidade, pontuações, qualidade da água e padrão indicativo de acordo com Junqueira <i>et al.</i> (2000), para o Rio das Velhas - MG.....	153
5.5	Classes de qualidade, significado dos valores e utilização cartográfica Alba-Tercedor (1996) (Granada-Espanha).....	154
5.6	Relação entre o índice biótico FBI e qualidade da água.....	156
5.7	Lista das métricas utilizadas e descartadas, com o significado relacionado aos impactos ambientais (Adaptada de Oliveira <i>et al.</i> , 2008).....	167
5.8	Valores do Coeficiente Interquartil das métricas, para os dois pontos de referências (pontos 1 e 2).....	176
5.9	Valores de Coeficiente de Variação para 6 métricas nos 2 pontos de referências.....	178
5.10	Valores médios do 25% quartil e o valor médio da distância do 25% ou 75% quartil e o valor mínimo ou máximo da métrica (neste caso, 25% e 0, respectivamente, para o ASPT e Diversidade de Shannon-Wiener e 75% e 10 para o FBI) dos dois pontos de referência para cálculo do Índice Final, usando o método de Bissecção.....	183
5.11	Valores médios do 95% quartil e os valores médios da distância do 95% ou 5% quartis e o valor mínimo ou máximo da métrica (neste caso, 95% e 0, respectivamente, para o ASPT e Diversidade de Shannon-Wiener, e 5% e 10 para o FBI) dos dois pontos de referência para o cálculo do Índice Final, usando o método de Trissecção.....	184
5.12	Relação entre o Índice Final e a qualidade ambiental.....	184

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS.

- %DF - *Percent Contribution of Dominant Family*.
- µm – Micrômetro
- µS/cm – Microsimens por centímetro
- APP – Área de Preservação Permanente.
- ASPT – *Average Score Per Taxon*.
- AusRivAS - *Australian Rivers Assessment Scheme Models*.
- B-IBI – *Basin-wide Index of Benthic Integrity*.
- BMPS – “*Biotic Monitoring Patagonian Stream*”.
- BMWP – “*Biological Monitoring Working Party*”.
- CECA – Conselho Estadual de Controle Ambiental.
- CLI - *Community Loss Index*.
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente.
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio.
- DQO – Demanda Química de Oxigênio.
- dc – decímetro.
- EPA – *Environmental Protect Agency*.
- EPT – Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera.
- EPTC - Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Coleoptera.
- EUA – Estados Unidos da América.
- FBI – *Family Biotic Index*.
- FUNASA – Fundação Nacional de Saúde.
- IAP – “*Andean Monitoring Patagonian Index*”.
- ISC - *Index of Stream Condition*.
- ITC - *Index of Trophic Completeness' For Running Water*.
- m/s – metro por segundo
- mg CaCO₃/L – Miligrama de carbonato de cálcio por litro.
- mg NH₃-N/L – Miligrama de Nitrogênio Amoniacal por litro.
- mg O₂/L – Miligrama de dióxido de oxigênio por litro.
- mg Pt/L- Miligrama de platina por litro
- mg/ L – Miligrama por litro.

mg/CA/L – Miligrama de cálcio por litro.

mm – Milímetro.

MMA – Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Naturais Renováveis e da Amazônia Legal.

MOPF – Matéria Orgânica Particulada Fina.

MOPG – Matéria Orgânica Particulada Grossa.

MS – Mato Grosso do Sul.

NBPI - *Nile Biotic Pollution Index*.

NRPH – *National Rivers Health Program*.

NMP/100mL – Número Máximo Permissível por cem mililitros.

NTU – Unidade Nefelométrica.

°C – Graus centígrados.

°C – Graus centígrados.

OD – Oxigênio Dissolvido.

pH – Medida da atividade do íon hidrogênio numa amostra d'água.

PMA - *Percent Model Affinity*

RIVALD – *Rivers of Vald*.

RIVPACS - *River Invertebrate Prediction and Classification*.

SSF – Sólidos Suspensos fixos.

SST – Sólidos Suspensos Totais.

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis.

TR ser/f-c – *Taxa Richness of Shredder Functional Feeding Group and Total Number of Individuals Collected*

UNIDERP – Universidade para o Desenvolvimento da Região do Pantanal.

USEPA – “*United States Environmental Protection American*”

UTM – “*Universal Transverse Mercator*”.

WFA – *Water Framework Directive*.

WQI – “*Water Quality Index*”.

ZCAS – Zona Convectiva do Atlântico Sul.

RESUMO

QUEIROZ, E. P. (2009). *Desenvolvimento de um Índice Multimétrico de Integridade Ecológica para córregos na área urbana de Campo Grande (Mato Grosso do Sul), baseado em macroinvertebrados bentônicos*. p. Tese de doutorado - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

A poluição das águas é um problema crescente, principalmente nos cursos d'água que cortam os centros urbanos, os quais recebem grande parte de efluentes residenciais comerciais e até industriais. O pouco controle que existe é feito por meio de análises físicas, químicas e bacteriológicas. A falta da alternativa biológica pode ser devido à falta de pesquisas que facilitem o desenvolvimento de índices que embasem o monitoramento e controle da poluição. No Brasil estes estudos ainda estão começando e, em Mato Grosso do Sul, são mais raros, em especial, para área urbana. Por este motivo, este estudo propôs desenvolver a caracterização das comunidades de macroinvertebrados bentônicos na região urbana de Campo Grande e a construir um índice de integridade ecológica para os cursos d'água de primeira ordem das bacias que banham a cidade, do córrego Prosa e Segredo.

Para a caracterização dos *habitats* nos pontos de coleta foi desenvolvido um protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002), que demonstrou ser eficiente. Os pontos 1, 2 e 7 foram classificados, em ordem decrescente, como naturais e, próximo ao natural. As condições hidrológicas dos cursos d'água analisados foram semelhantes e as variáveis de velocidade média, profundidade e largura explicaram 99,93% da variação dos dados.

Na ordenação direta realizada por Análises dos Componentes Principais (PCA) aplicada nas variáveis físicas, químicas e bacteriológicas analisadas (DBO_{5,20}, OD, SST, SSF, SSV, turbidez, pH, alcalinidade total, condutividade elétrica, cálcio, PO₄, nitrogênio amoniacal e coliformes totais e fecais, a soma dos 2 primeiros eixos explicou 85,12% da variação encontrada (primeiro eixo 56,72%; segundo eixo 28,4%). Somente um curso d'água que foi caracterizado como Natural, os dados físicos, químicos, bacteriológicos e das comunidades de macroinvertebrados bentônicos (ver abaixo) demonstraram ser impactado. Nos demais nove pontos coletados, os dados foram coincidentes com a caracterização determinada pelo protocolo.

Nas análises da riqueza taxonômica, dominância de Simpson, e diversidade e equitabilidade de Shannon-Wiener, das comunidades de macroinvertebrados bentônicos houve separação dos pontos com menos impactos. Os pontos naturais 1 e 2 apresentaram

maior diversidade e equitabilidade, seguidos do ponto próximo ao natural 7 respectivamente (Diversidade = 2.3; 2.1 e 1.9 e 0.4; equitabilidade = 0.5, 0.4 e 0.4). Somente o ponto 6 identificado como natural apresentou baixos parâmetros relacionados a estes índices, sendo a baixa diversidade, 0.4 e baixa equitabilidade, 0.1 e a mais alta dominância entre todos os pontos, demonstrando, que o curso d'água, mesmo estando dentro de uma Unidade de Conservação está sofrendo impactos.

Nas análises das comunidades por ordenação indireta, por meio de escalonamento multidimensional híbrido (HMDS - $stress = 0,08$ e $r^2 = 0,94$), a composição das comunidades foi separada com relação aos impactos sofridos pelos pontos, conforme o protocolo de diversidade de *habitat* adaptado. A família Chironomidae foi a mais abundante em todos os pontos. Porém, os pontos naturais e, próximo ao natural, ficaram separados, com comunidades sensíveis aos impactos, e com média e baixa tolerância, demonstrando maior equilíbrio do ecossistema. Os impactados foram dominados por comunidade tolerante à poluição.

O índice desenvolvido foi um índice multimétrico. Foram utilizadas 40 métricas, sendo 14 de composição; 6 de tolerâncias e 8 de índices. No entanto, somente 3 métricas apresentaram razões estatísticas para sua utilização, constituindo um índice com 15 pontos, que pode ser utilizado com confiança para as duas bacias estudadas.

Palavras Chaves: biomonitoramento – qualidade d'água - macroinvertebrados – índice multimétrico - limnologia

ABSTRACT

QUEIROZ, E. P. (2009). *Development of a Multimetric Index of Ecological Integrity for streams in the urban area of Campo Grande (Mato Grosso do Sul), based on benthic macroinvertebrates. Doctoral thesis - Federal University of Mato Grosso do Sul. (in Portuguese).*

Water pollution is a growing problem, especially in the water courses that flow through urban centres, receiving residential, commercial and even industrial effluents. The small amount of control that exists is often done by means of physical, chemical and bacteriological analyses. The lack of a biological alternative may be due to the paucity of research into the development of indices for pollution monitoring and control. In Brazil, such studies are still only beginning and in Mato Grosso do Sul are even rarer, especially in urban areas. For this reason, the present study proposed the development of an index of ecological integrity, based on the benthic macroinvertebrate communities of first order streams located within the urban perimeter of Campo Grande.

To characterize the habitats at the sampling sites, an adaptation of the Protocol of Callisto *et al.* (2002) was developed. Sites 1, 2, 7 and 6 were classified, in decreasing order, as natural or semi-natural. The hydrological conditions of the streams were similar and mean velocity, depth and width explained 99.93% of the variation in the data.

A Principal Components Analysis performed on the physical, chemical and bacteriological characteristics (namely, BOD, dissolved oxygen, volatile and fixed solids, turbidity, pH, total alkalinity, conductivity, calcium, orthophosphate, ammonia and total and fecal coliforms) of the sampling points explained 85.12% of the variance in the first two axes (56.72% in the first and 28.40% in the second). Only one water course characterized as natural was shown to be impacted according to the physical, chemical, bacteriological and macroinvertebrate communities (see below).

In the analyses of taxonomic richness, Dominance of Simpson, and diversity and evenness of Shannon-Wiener of the macroinvertebrate communities, the least impacted sites could be distinguished. The natural sites one and two showed higher diversity and evenness, followed by site seven (diversity values of 2.3, 2.1 and 1.9, and evenness values of 0.5, 0.4 and 0.4, respectively). Only site six, identified as natural, showed low values, with diversity of 0.4 and evenness of 0.1 and the highest Dominance among all sites, 0.84. This demonstrates that the stream was suffering impacts, even though inside a Conservation Unit.

In the analysis of the communities, using Hybrid Non-metric Multidimensional Scaling (stress = 0.08 and $r^2 = 0.94$), the sites were separated in conformation with the habitat diversity protocol adopted. The family Chironomidae was most abundant at all the sites. Nevertheless, the natural and close to natural sites were separated with communities sensitive to impacts, and with medium to low tolerance, demonstrating greater ecosystem equilibrium. The impacted sites were dominated by communities tolerant to pollution.

The developed index was multimetric. 40 metrics were tested, with 12 and 6 reflecting composition and tolerance, respectively, while 8 were indices. However, only three were found to be suitable to be used with confidence in the two studied basins, thus constituting an overall index of 15 points.

Key-words: biomonitoring - water quality - macroinvertebrates – multimetric index - limnology

Introdução Geral

Objetivos e bases teóricas.

1 – Introdução Geral.

A conservação da qualidade da água é um dos temas de maior preocupação mundial. São muitos os programas de monitoramento da quantidade e qualidade de água em todo o mundo. Em vários locais, a água é mais cara do que o petróleo. No Brasil, um marco da preocupação com o tema água surgiu com as discussões, até a aprovação e promulgação da Lei Federal 9.433/97 (Lei da Política Nacional dos Recursos Hídricos).

Atualmente todos os Estados da Federação têm suas leis de recursos hídricos e todos estão construindo seus planos de gestão, de forma, a melhor manejar e, assim, manter a água em qualidade e quantidade para atender a esta e as futuras gerações. A lei 2.406, que cria a política estadual de recursos hídricos em Mato Grosso do Sul foi promulgada em 29 de janeiro de 2002. Todo este complexo técnico e legal demonstra a preocupação com a água e se tenta a implementação de sistemas de gerenciamento, visando à manutenção deste recurso vital em quantidade e principalmente em qualidade no País.

O ciclo hidrológico é o fenômeno global de circulação fechada da água entre a superfície terrestre e a atmosfera, impulsionado pela energia solar, associada à gravidade e a rotação terrestre (Tucci, 2000). Com base nesta afirmação pode-se perceber que a água não se perde no ciclo. Porém, com as várias interferências antrópicas como: queima de combustíveis fósseis, o desmatamento, a extração de madeira, os incêndios florestais, as queimadas entre outras, há a redução da cobertura vegetal no planeta, aumentando a velocidade do fluxo superficial da água, devido a redução da infiltração. Isto influencia diretamente no surgimento de processos erosivos, causando assoreamento de rios e outros corpos d'água. Todos estes fatores podem também causar alterações climáticas e de distribuição das precipitações no planeta, o que pode provocar enchentes em alguns lugares e secas drásticas em outros. As mudanças climáticas podem alterar outros ciclos no planeta.

De qualquer maneira, a distribuição da água pode ser administrada, pois, naturalmente ela já é desproporcional na Terra. A preocupação maior deve ser com relação à interferência antrópica, principalmente das intervenções que causam poluição. As atividades industriais despertam maior preocupação, pois interferem, através da alteração química dos elementos, que normalmente resultam em contaminação do solo, subsolo e, dessa forma, trazem grandes riscos de contaminação das águas superficiais e até mesmo subterrâneas.

A poluição das águas é um problema crescente e as formas principais são: matéria orgânica, enriquecimento com nutrientes (eutrofização), acumulação de materiais tóxicos, acumulação de sedimentos e acidificação (Abel, 1996). Na região Centro-Oeste do Brasil, os principais problemas parecem ser eutrofização, poluição orgânica, acumulação de sedimentos e materiais tóxicos.

Os rios que recebem grande quantidade de esgotos, agrotóxicos, resíduos sólidos e líquidos levam esta poluição aos mares e oceanos. A contaminação das águas subterrâneas constitui-se em um desastre, levando-se em conta que praticamente 97% da água disponível para o consumo humano e de vários seres vivos encontram-se nessa situação. A poluição exerce um efeito deletério sobre grande parte dos organismos que vivem em uma massa d'água. (Esteves, 1998). O maior problema da poluição é a redução da disponibilidade da água com qualidade para satisfazer as necessidades dos seres vivos.

A melhor maneira de controle da poluição é através de medidas preventivas de monitoramento. No Brasil, os órgãos ambientais têm utilizado controle físico, químico e bacteriológico (coliformes) de qualidade d'água, obrigando as empresas que exercem atividades potencialmente poluidoras a entregarem relatórios de análises, fato que tem demonstrado não ser totalmente seguro, pois diversos casos de poluição são detectados quando já afetaram diversos cursos d'água, inclusive, o lençol freático, como o caso descoberto em 1993 em uma fábrica de pesticidas, no município de Paulínia/SP, onde a população foi afetada pela poluição e sofre atualmente as conseqüências de ter contraído diversos problemas de saúde ao consumirem água contaminada com metais pesados e organoclorados (Silvana, 2004).

Na maioria dos países desenvolvidos as agências de controle de qualidade de água exigem as duas formas de monitoramento: o monitoramento por parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos e o biomonitoramento como forma de controlar a qualidade da água. Vários índices são utilizados, tanto físicos e químicos como biológicos, os quais são criados ou adaptados.

O Biomonitoramento, que é a utilização de organismos vivos para determinação de condições do meio, é utilizado há séculos. Há mais de 400 anos, plantas e animais são utilizados como bioindicadores. Na idade média, seres humanos eram utilizados para degustar comidas na verificação de envenenamento. Durante a revolução industrial, os mineiros levavam canários ao fundo das minas, para monitorar a hora de voltar, que era marcada, quando os canários começavam a se arrefecerem.

O biomonitoramento tem sido utilizado em pesquisas, mas a maioria das vezes, para detecção de uma poluição já existente e não como medida preventiva. Portanto, trabalhos dessa natureza contribuirão de maneira significativa para que em um futuro bem próximo, índices biológicos que já são utilizados nos países desenvolvidos, passem a ser utilizados como medidas preventivas de controle de poluição, associadas às medidas físicas e químicas e, dessa forma, dificultar a ação de infratores. O grande problema é que no Brasil, as pesquisas precisam ainda avançar muito no tocante aos estudos com ecossistemas aquáticos para embasar índices confiáveis, que venham a ser utilizados pelos organismos governamentais no gerenciamento de recursos hídricos.

A preocupação com a qualidade da água é fundamental e fica mais latente, quando são vistos dados mostrando que doenças e mortes estão sendo ocasionadas pela contaminação das águas e por falta ou deficiência dos sistemas de abastecimentos de água e esgotos, principalmente nos países pobres. Madov *et al.* (2002) mostra que a escassez de água potável já atinge dois bilhões de pessoas no mundo e a água contaminada pelo descaso ambiental mata 2,2 milhões de pessoas por ano.

Segundo Allan (1998), apud Lanna (1999), um indivíduo necessita de 1 m³ de água por ano para dessedentação e adicionais 100 m³ para usos domésticos (embora este valor possa variar entre 25 a 150 m³ por pessoa/ano). Para a produção de comida a necessidade é muito maior, podendo atingir 1.000 m³. Para a indústria a variação ainda é maior, podendo chegar entre 5 a 20 vezes sobre o total das atividades anteriores. Embora estes números sejam variáveis, pois a disponibilidade de água de cada País é variável, trazem uma preocupação com o controle da poluição, em razão da grande quantidade de água retirada do ciclo natural e utilizada das mais variadas formas. Portanto, estudos que venham a subsidiar e melhorar o controle da poluição da água são extremamente necessários.

A classificação ecológica e delineamento das comunidades aquáticas é uma ferramenta que serve de base para o gerenciamento e avaliação dos rios (Adriaenssens *et al.*, 2007). Os objetivos em descobrir, caracterizar e monitorar a poluição em *habitats* de água doce podem ser abordados de vários modos, constituindo métodos físicos, químicos e biológicos (Best & Ross, 1977; Navas-Pereira, 1994; Chapman, 1989). O monitoramento biológico de poluição envolve a análise de mudança em estrutura e funcionamento de comunidades e organismos individuais, provocados pela poluição (Yasuno e Whitton, Abel, 1996; 1987; Bartram e Ballance, 1996).

O monitoramento biológico de qualidade de água pode ser mais efetivo ao monitoramento físico e químico, pois pode revelar mudanças ambientais, em longo prazo, como também refletir os efeitos de contaminantes presentes em baixas concentrações, não detectáveis usando análises químicas convencionais, ou através de substâncias não analisadas. Efeitos sinérgicos, efeitos de bioacumulação e interações entre os materiais que causam contaminação e características ambientais também podem ser reveladas. Lançamentos intermitentes de contaminantes podem não ser detectados por análises físicas e químicas de amostras de água.

Na prática, monitoramento de ambos, biológico e físico e químico normalmente é feito simultaneamente (Bartram e Ballance, 1996). Para estudar a saúde do ecossistema o ideal é serem utilizadas características físicas, químicas e biológicas integradas (Norris e Thoms, 1999). Os autores ainda destacam que devem ser também estudadas variáveis sócio-econômicas.

Um dos modos mais significativos de se verificar alterações no ambiente aquático é através do uso de indicadores biológicos, pois estes refletem mudanças temporais e espaciais e demonstram efeitos acumulativos, bem como, possibilitam definir metas de proteção e restauração, monitorar e interpretar o que é encontrado, além de se poder avaliar a informação, selecionar medidas de controle e melhorar a eficiência das ações de gerenciamento (USEPA, 2003). Têm-se realizado análises diretas no gerenciamento e aplicação de índices, tanto físicos e químicos, como biológicos. Ambos têm a função de condensar informações de diversas variáveis, de forma a facilitar a visualização e interpretação das alterações espaciais e temporais dos corpos hídricos (Haase e Possoli, 1993).

No biomonitoramento o número de índices com utilização de macroinvertebrados bentônicos é cerca de cinco vezes maior do que com qualquer outro grupo. São cerca de 50 índices e o número ainda continua crescendo (Mandaville, 2002). Entretanto, existe uma carência de informação básica sobre os macroinvertebrados, especialmente em regiões tropicais e subtropicais. Por enquanto, características de ecologia trófica são as mais utilizadas em biomonitoramento.

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos é um importante componente da diversidade aquática, pois seus membros são fundamentais conectores entre os diferentes níveis tróficos dos cursos d'água (Costa e Melo, 2008). Em muitos Países têm sido utilizados protocolos de biomonitoramento rápido, utilizando amostradores qualitativos, em especial para amostrar macroinvertebrados bentônicos, no intuito de reduzir custo, tempo e esforço,

entretanto, amostradores qualitativos de malha larga são menos eficientes para a detecção de certos *taxa*. Dessa forma, aconselha-se a utilizar esta técnica para definir área prioritária para a conservação, ou levantamento taxonômico, com cautela (Silva *et al.*, 2005).

As informações contidas neste trabalho serão de grande importância nas áreas de ecologia de comunidades aquáticas, limnologia básica (sazonalidade, fatores físicos, químicos e bióticos que controlam a estrutura e diversidade bentônica) e limnologia aplicada (desenvolvimento e refinamento de técnicas de monitoramento ambiental, especialmente biomonitoramento), além de proporcionar uma ferramenta para o biomonitoramento, por meio de um índice multimétrico de qualidade do ecossistema aquático.

Na pesquisa buscou-se avaliar as inter-relações entre as comunidades de macroinvertebrados, com relação às características físicas, químicas e bióticas de seu *habitat*, nas bacias hidrográficas dos córregos Prosa e Segredo, em Campo Grande, no Estado de Mato Grosso do Sul. Estudos deste tipo para a região são escassos. O desenvolvimento e adaptação regional de Índices Bióticos de Qualidade Ambiental requerem estudos dessa natureza (Trihadiningrum *et al.*, 1996; Alba-Tercedor, 1996; Junqueira e Campos, 1998; Junqueira *et al.*, 2000, Pizzolon e Misserendino, 2001; Lajo *et al.*, 2002a e 2002b; Misserendino e Pizzolon, 1996).

De forma aplicada, o início de estudos das famílias de macroinvertebrados bentônicos na região é de fundamental importância para a adaptação ou criação de índices biológicos, os quais podem ser utilizados no controle de qualidade de água pelos órgãos ambientais. Atualmente, estes órgãos exercem controle apenas por análises físicas, químicas e bacteriológicas (coliformes), exigidas das empresas, que contratam e marcam as datas para que o laboratório faça as coletas. Como as análises físicas e químicas são temporais e espaciais, o empresário poderia, se mal intencionado, controlar o tempo e o espaço na liberação dos efluentes de sua empresa, em função da data de coleta e os índices não refletirem a realidade da poluição no local.

Cita-se como exemplo, o controle de qualidade de água que é realizado pela maioria dos órgãos ambientais com relação às atividades industriais, a exemplo, os frigoríficos e similares. O órgão ambiental responsável exige que seja entregue relatório de qualidade de água (mensal, trimestral, semestral, dependendo da atividade). Isso quer dizer, que quem contratará o laboratório para executar as análises é a empresa. Poderia haver casos em que os lançamentos dos efluentes seriam controlados, fazendo com que os índices se apresentassem dentro do exigido pela legislação. Esta atitude torna-se detectável, quando se executa também

o controle biológico, pois este pode denunciar uma situação intermitente, ou incidente não registrado de poluição, independentemente do tempo (Fishar e Williams, 2008). Couceiro *et al.* (2007) afirmam que em Países desenvolvidos, os macroinvertebrados bentônicos têm sido utilizados em complemento aos parâmetros físicos e químicos para a avaliação da qualidade da água após perturbações ambientais.

Devido à falta de estudos biológicos que possam nortear a legislação brasileira, esta baseia o controle de qualidade da água em padrões e índices físicos, químicos e bacteriológicos, a exemplo, a Resolução 518/2004 (Ministério da Saúde/FUNASA, 2008), que normatiza os índices de qualidade da água para o consumo humano e a Resolução CONAMA 357/2005 (MMA, 2008).

Em Mato Grosso do Sul utilizam-se as Resoluções Federais e a Deliberação Estadual do Conselho Estadual de Controle Ambiental-CECA 003/97 (Morelli, 2001), que regulam a qualidade da água para assegurar seus usos preponderantes. Conseqüentemente trabalhos dessa natureza devem ser intensificados, no intuito de subsidiar legislações futuras de controle de qualidade da água, em especial, para os perímetros urbanos, onde os cursos d'água são bastante afetados por poluição industrial e residencial no Brasil (Pompeu e Alves, 2005).

Dessa forma, quando os estudos forem suficientes para adaptação ou criação de novos índices regionais, estes poderão ser utilizados pelos órgãos ambientais no controle de qualidade de água, aliados às análises físicas, químicas e bacteriológicas. No Caso do Brasil, levantamentos e monitoramentos biológicos serão fundamentais no auxílio dos estudos, visando à gestão integrada dos recursos hídricos. Tal gestão passa por planos de recursos hídricos nacional, estadual e municipal, para a implantação dos instrumentos de gerenciamento previstos pela Lei Federal 9.433/97, como: enquadramento dos corpos d'água, sistema nacional de informação, outorga e cobrança.

2. Objetivos Gerais.

O presente trabalho tem como objetivo principal realizar estudos das famílias de macroinvertebrados bentônicos, no intuito de fornecer subsídios para adaptações regionais de índices biológicos já utilizados em outros países e em algumas regiões do Brasil, ou criação de novos índices.

2.1 - Objetivos específicos:

- 1 - Identificar e enumerar os grupos de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos pontos de amostragem em dez cursos d'água de primeira ordem das bacias dos córregos Segredo e Prosa;
- 2 – Comparar a diversidade das famílias encontradas em cada ponto e compará-las entre os pontos nas duas bacias.
- 3 - Verificar a relação entre a descarga, largura, a profundidade média, a velocidade da correnteza da água nos pontos de coleta e a riqueza e composição das comunidades de macroinvertebrados presentes;
- 4 – Identificar os organismos, procurando os índices que mais refletem a qualidade do meio ambiente;
- 5 - Investigar a relação entre a qualidade da água (incluindo as características DBO, OD, condutividade, amônia, turbidez, coliformes, alcalinidade, cálcio, pH, sólidos e nutrientes) e a natureza das comunidades de macroinvertebrados e os valores dos índices bióticos e;
- 6 - Criar um índice de qualidade ecológica de água para dez cursos d'água de primeira ordem das bacias dos córregos Prosa e Segredo.

3 - Bases teóricas.

3.1 – Biomonitoramento.

A utilização de organismos do próprio ecossistema no estudo da qualidade das águas surgiu na Europa com trabalhos de Koienati (1884) e Cohn (1853) e, o primeiro sistema de índices foi desenvolvido por Kolkwitz e Marson em 1902 (Junqueira *et al.* 2000). Segundo Rosemberg (1998) a história do biomonitoramento pode ser traçada a partir de Aristóteles, que colocou peixes de água doce dentro de água do mar para observação das reações. O primeiro experimento sobre toxicidade foi publicado em 1816 e descrevia a longa sobrevivência de várias espécies de moluscos de água doce em 2% do que em 4% de solução salina. Estudos sobre sobrevivência de invertebrados a metais e componentes orgânicos aparecem no meio dos anos 1890s. Os tipos seguintes de monitoramento biológico são comuns:

1. Identificação de espécies indicadoras; 2 - Identificação de comunidades indicadoras, ou dentro de grupos, (por exemplo: diatomáceas, larvas de insetos), ou considerando-se a comunidade inteira e um refinamento desta aproximação, isto é, o cálculo de índices bióticos, incluindo os índices multimétricos; 3 - Identificação das importâncias relativas dos grupos funcionais dentro da comunidade; 4 - Cálculo de índices de semelhança; 5 - Cálculo de índices de diversidade; 6 - Testes ecotoxicológicos. Para os tipos 1 e 2, é requerido o seguinte: as correlações entre o grau de poluição e a presença/abundância dos *taxa* devem ser conhecidas (Ohio EPA, 1988 a; Spellerberg, 1994; Lazorchak *et al.*, 1998; Kelly e Whitton, 1998; Abel, 1996; Barbour *et al.*, 1999).

Segundo Lima (2001) vários autores sugerem diferença entre bioindicação e biomonitoramento, sendo o primeiro mais espontâneo e ativo e o segundo, mais contínuo e passivo. Afirmam que apesar de haver divergências, vários autores concordam que há também o biomonitoramento passivo, quando são utilizados organismos existentes no próprio meio e biomonitoramento ativo, que é feito com a exposição de organismos na área a ser avaliada por um tempo definido em condições controladas.

Kuhlmann *et al.* (2001) afirmam que alguns países há muito incorporaram o biomonitoramento à sua legislação. No Canadá o “*Ontario Water Act*” de 1996, já usava o WQI – “*Water Quality Index*”, que considera a comunidade bentônica em índice quantitativo. Nos Estados Unidos o “*Clean Water Act*” de 1972, inicialmente chamado de “*US Pollution*

Act Amends” (Karr, 1999) adotou como indicador de condições ambientais a saúde ecológica. Na Oceania o “*Australian Quality Guidelines*”, instituído pelo “*Australian and New Zealand Environmental and Conservation Council - Anzee*”- 1995, incorporou uma série de indicadores biológicos e ecológicos de qualidade de água.

Segundo Davies *et al.* (1996) apud Kuhlmann *et al.* (2001), nos Estados Unidos, dos 50 Estados, 44 usavam a fauna bentônica em biomonitoramento. Resh (2008) afirma, em um estudo de quais grupos são melhores para programas de biomonitoramento, ele verificou em (2007) que de 50 estudos em diversos Países, 34 utilizaram macroinvertebrados bentônicos. A WFA – *Water Framework Directive*, que é a estrutura de monitoramento de qualidade de água da União Européia determinou a necessidade de se avaliar a qualidade da água por fatores biológicos. Na verdade, a avaliação busca a qualidade ecológica do ambiente (Clarke *et al.*, 2003). O sucesso dos programas de biomonitoramento biológico depende da acurácia das medidas dos locais de fauna e flora, especialmente, daqueles que são influenciados por distúrbios de atividades humanas (Karr, 1999).

3.1.1 – Bioindicador ideal.

Segundo Silva *et al.* (2005) um organismo ou um grupo bioindicador deve ter as seguintes características:

- 1 - Ter reconhecimento fácil por não especialistas; 2 - Distribuição na maior parte do globo, para ser facilmente comparado regional e internacionalmente; 3 - Possuir indivíduos de diversos grupos taxonômicos, com diferentes reações de sensibilidade a mudanças ambientais; 4 - Possuir grande quantidade de organismos e ter grandes dimensões; 5 - Ser facilmente amostrável com técnicas diversas; 6 - Baixo custo de amostragem; 7 - Pequena mobilidade para representar condições locais; 8 - Ciclo de vida longo (semanas, meses ou anos) constituindo-se em um testemunho da qualidade ambiental no passado e no presente; 9 - Ser conhecido ecologicamente e utilizável em experimentos laboratoriais; 10 - Não ser muito sensível ou resistente a mudanças ambientais; 11 - Precisa ainda, ser de fácil manipulação e tratamento; 12 - Ter condições de padronização de metodologias, para que haja conhecimento das condições que provocam respostas, sendo possível identificar e quantificar os efeitos da alteração e avaliação das respostas; 13 - Deve também, ter possibilidade de uniformidade genética e possibilidade de avaliar as respostas.

Nos programas de biomonitoramento dos países desenvolvidos, a exemplo Canadá e Estados Unidos, devido à grande quantidade de amostras a serem analisadas, por economia de tempo e esforço, a tendência tem sido utilizar os Protocolos Rápidos de Bioavaliação – RBP (*Rapid Bioassessment Protocol*). O protocolo primário trata-se de uma abordagem que visa a fornecer um cenário dos corpos d'água para se verificar a necessidade de futuras investigações. Os protocolos trabalham com vários índices bióticos. Funcionam da seguinte forma: realiza-se a coleta e seleciona-se aleatoriamente somente 100 organismos por amostra e identifica-se. Isso permite ter o cenário de um grande número de locais.

A agência de proteção ambiental americana (EPA) possui cinco programas com uso de RBP (*Rapid Bioassessment Protocol*). O I, II e III utilizam macroinvertebrados bentônicos e o IV e V utilizam peixes. Os programas são utilizados conforme a necessidade do aprofundamento dos estudos. Utilizam diversos índices biológicos: FBI, BMWP, ASPT, TR ser/f-c, PMA, EPT, EPT/C, % EPT, % de Oligochaeta, % de DF, % de insetos, % de dípteros-insetos, % de gastrópodos etc. (Madaville, 2002).

3.1.2 – Desvantagens na utilização de monitoramento biológico.

Dentre as desvantagens no uso de bioindicadores destacam-se as seguintes: após a detecção do problema, podem ser necessários vários testes químicos, testes de toxicidade e outras informações integradas, tais como: conhecimento das condições ambientais, local e regional (solos, vegetação, antropização etc.); emissões de poluentes atmosféricos que possam afetar o corpo d'água, além do conhecimento dos fatores de interação biológicos, dependendo das variáveis que se queiram analisar. A variabilidade na diversidade, tolerância à poluição diferente para cada região, em função das condições ambientais são desvantagens de se trabalhar com índices biológicos. Isso pode ser superado, através do conhecimento dos ecossistemas e dos seres vivos que se estão estudando (Armitage *et al.*, 1983).

3.1.3 – Vantagens do uso de monitoramento biológico.

Segundo Silva *et al.* (2003) as vantagens dos dados bióticos com relação aos físicos e químicos são que estes são instantâneos e necessitam de diversas medições para uma representação fiel, enquanto os biológicos normalmente apresentam diferentes sensibilidades e taxas de recuperação (avaliação de degradação e recuperação ambiental), além da capacidade de concentrar e armazenar substâncias em seus tecidos, as quais muitas vezes não são detectadas por meios químicos.

Segundo Branco (1986), outro exemplo da vantagem do biomonitoramento é que o mercúrio pode ser encontrado em quantidade que caracteriza a água como adequada ao consumo, mas analisando a bioacumulação nos organismos aquáticos podem-se encontrar níveis superiores aos limites permitidos ao consumo humano. O biomonitoramento é importante devido a testes toxicológicos que podem ser feitos nos organismos que bioacumulam substâncias. Segundo Bertoletti (2001), estima-se que existam cerca de 6 milhões de substâncias sintetizadas pelo homem, sendo 63 mil de uso cotidiano e 500 são lançadas no mercado consumidor anualmente, tendo como destino final o meio ambiente.

A avaliação da contaminação ambiental em termos de análises físicas e químicas é imprescindível, porém, informações sobre sistemas biológicos que incorporam ou são afetados por estas substâncias são necessárias em algum estágio do monitoramento (Almeida e Tertuliano, 2000). Estes autores destacam as seguintes razões para esta necessidade:

- 1 - Efeito de dose, que são as conseqüências ambientais provocadas por pequenas variações nas concentrações de contaminantes sobre a qualidade dos sistemas bióticos;
- 2 - Efeito de sinergia, que são substâncias químicas que podem reagir entre si, originando compostos poluentes;
- 3 - Efeito de alvo, caracterizado por substâncias desconhecidas, ou que não foram detectadas por métodos usuais e que podem afetar sistemas bióticos;
- 4 - Efeito de bioacumulação, que é a capacidade dos organismos de acumularem poluentes. Os macrobentos, que são segundo Lima-e-Silva (1999) organismos dos bentos que possuem tamanho superior a 1 mm, possuem a maioria destas características.

3.2 – Os macroinvertebrados bentônicos.

Os macroinvertebrados bentônicos, organismos utilizados neste trabalho, são animais (besouros aquáticos, libélulas, moscas de pedras, minhocas, etc.) que ficam retidos em redes de 200 a 500 μm , podendo ser facilmente visualizados. Segundo Silva *et al.* (2003) a comunidade de macroinvertebrados bentônicos é composta por diversos organismos que podem ser utilizados como indicadores biológicos por possuírem diversas características que servem para a detecção de alterações ambientais. Os índices utilizando macroinvertebrados têm grande capacidade de diferenciar locais com impactos antrópicos de conservados (Chessman, 1999). As características das espécies podem separar os diferentes tipos de distúrbios por atividades humanas (Dolédec *et al.*, 1999).

3.2.1 – Os hábitos alimentares dos macroinvertebrados bentônicos.

Segundo Callisto e Júnior (2002) as principais categorias de alimentos dos macroinvertebrados são: 1 - *Fragmentos* – matéria orgânica particulada grossa – MOPG, ou fina – MOPF, constituída por restos de organismos; 2 – *Perifíton* – formado por algas aderidas a algum substrato ou material orgânico/inorgânico; 3 – *Macrófitas aquáticas* – vegetais superiores que vivem em ambientes aquáticos; 4 – *Presas* – outros animais que servem de alimento.

Portanto, os macroinvertebrados são divididos nos seguintes grupos tróficos funcionais: (Tabela 1).

Tabela 1 - Grupos tróficos funcionais dos macroinvertebrados bentônicos.

Grupos Tróficos Funcionais	Alimento Principal	Mecanismo de Alimentação	Tamanho/ alimento (µm)
Fragmentadores	Tecido vegetal.	Herbívoros, minadores, detritívoros.	$> 10^3$
Coletores	Matéria Orgânica Particulada Fina.	Detritívoros, filtradores, coletores, catadores.	$< 10^3$
Raspadores	Perifíton.	Herbívoros, raspadores de superfícies mineral ou orgânica.	$< 10^3$
Predadores	Organismos vivos.	Engolem as presas inteiras ou aos pedaços.	$> 10^3$
Parasitas	Organismos vivos.	Alimentam-se interna ou externamente no corpo de outros organismos vivos.	$> 10^3$

3.2.2 - Vantagens do uso de macroinvertebrados bentônicos em monitoramento.

Almeida e Tertuliano (2000) afirmam que uma das vantagens, dentre outras, no uso de macroinvertebrados é que estes são encontrados na maioria dos ambientes aquáticos, respondem a diversos estressores, indicam condições localizadas, bioacumulam substâncias tóxicas, são de amostragem rápida e fácil e o impacto sobre as comunidades pode ser rapidamente ligado com o fator de degradação ambiental.

Segundo Navas-Pereira (1994), muitas vezes, considera-se que o trabalho com macroinvertebrados exige mão de obra altamente qualificada e de alto custo, o que não é verdade, pois os organismos são de fácil identificação e as análises são de baixo custo.

Segundo Karr (1991), Engle (2000) apud Feitosa (2003) a comunidade bentônica pode ser afetada pelas condições ambientais adversas, em função de atividades antrópicas, das seguintes formas:

- 1 - Qualidade da água e do sedimento (hipoxigenação, salinidade, temperatura e contaminantes); 2 - Estrutura do *habitat* e regime hidrológico (tipo de substrato, profundidade da água, complexidade do meio físico); 3 - Fonte de energia (características do material orgânico que entra no corpo d'água) e; 4 - Após uma perturbação ambiental, os macroinvertebrados necessitam de um tempo mínimo para a recolonização, próximo de um mês ou mais (Alba-Tercedor, 1996).

O uso de índices bióticos foi especificamente desenvolvido para a detecção de poluição orgânica, mas abordagens recentes estão levando em consideração também outras formas de poluição. De grande destaque é o conceito de Integridade Biológica, que reflete qualquer tipo de perturbação da situação natural, como introdução de espécies exóticas, inundação, pesca predatória, bem como as várias formas de poluição (Charvet *et al.*, 2000; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000; Johnscher-Fornasaro e Zagatto, 1987; Ohio EPA, 1988b, 1989a; Abel, 1996; Kuhlmann *et al.*, 2001; Marques *et al.*, 1999).

O uso de macroinvertebrados como indicadores de qualidade ambiental, especialmente em ambientes lóticos é requerido pelo seguinte:

- 1 - É um grupo diverso, com muitas espécies de vários filos, com a expectativa razoável de que alguns responderão a perturbações ambientais; 2 - Tem mobilidade limitada e ciclos de vida relativamente longos, assim podendo ser usados para análises espaciais e temporais; 3 - Tem disponibilidade de chaves de identificação para a maioria dos grupos, sendo possível atingir uma competência taxonômica em curto prazo; 4 - Normalmente existem em altos níveis de abundância, facilitando análises quantitativas, com técnicas de amostragem bastante simples.

Foram desenvolvidas a teoria e a prática de monitoramento ambiental em regiões temperadas. Em regiões tropicais e subtropicais há uma falta relativa de informação no que concerne a tais tópicos como: identificação de espécies, tolerância à poluição de certas espécies e grupos, relação entre diversidade e poluição, como também, mudanças temporais (sazonal) na estrutura e biodiversidade de comunidades (Takeda *et al.*, 1997; Galdean *et al.*, 2001). A relevância e aplicação de vários índices biológicos de qualidade de água em diversas regiões precisam ser investigadas (Toledo *et al.*, 1983).

3.2.3 – Desvantagens do uso de macroinvertebrados bentônicos em monitoramento.

As desvantagens no uso de macroinvertebrados são: 1 - Não respondem a todos os impactos; 2 - Variações sazonais podem impedir comparações em épocas diferentes; 3 - Dificuldade de identificar certos grupos em nível de espécie, além das variações com a ordem dos riachos; 4 - Diferenciações regionais e entre os ambientes aquáticos; 5 - Falta de informação sobre as tolerâncias ambientais de grupos e espécies nos trópicos e subtrópicos.

Rosemberg e Resh (1993) destacam algumas dificuldades para se trabalhar com bentos: 1 – amostragem quantitativa é difícil, porque, devido a sua distribuição, exige-se um grande número de amostras para se alcançar razoável precisão na estimativa da abundância; 2 – a distribuição e abundância são afetadas por um grande número de fatores, que precisam ser levados em conta para se determinar a diversidade e; 3 – alguns grupos são de difícil taxonomia, embora o desenvolvimento de novas e melhores chaves de identificação sejam altamente priorizadas nas pesquisas.

3.2.4 – A utilização de índices biológicos e índices com macroinvertebrados bentônicos em vários Países.

Os índices biológicos no estudo da qualidade da água, normalmente relativo à poluição orgânica, são muito utilizados na Europa e Estados Unidos. Os macroinvertebrados bentônicos têm sido o grupo de maior utilização nos diversos índices criados. Vários índices são utilizados para avaliar as comunidades biológicas e, dessa forma, poder avaliar os impactos nos ecossistemas aquáticos e, conseqüentemente avaliar a qualidade da água. Estudando-se as comunidades do sistema e avaliando seu equilíbrio, determina-se a qualidade ecológica do local.

Um dos índices biológicos mais adaptados e utilizados na avaliação de qualidade de água com macroinvertebrados bentônicos é o do *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) (Armitage *et al.*, 1983), enquanto que nos Estados Unidos, o índice FBI (*Family Biotic Index*) de Hilsenhoff (Klemm *et al.*, 1990) é bastante utilizado.

4 – Metodologia.

4.1 – Área de estudo.

As áreas escolhidas para o desenvolvimento do trabalho localizam-se na área urbana de Campo Grande, Capital do Estado de Mato Grosso do Sul, região Centro-Oeste do Brasil (Figura 01)

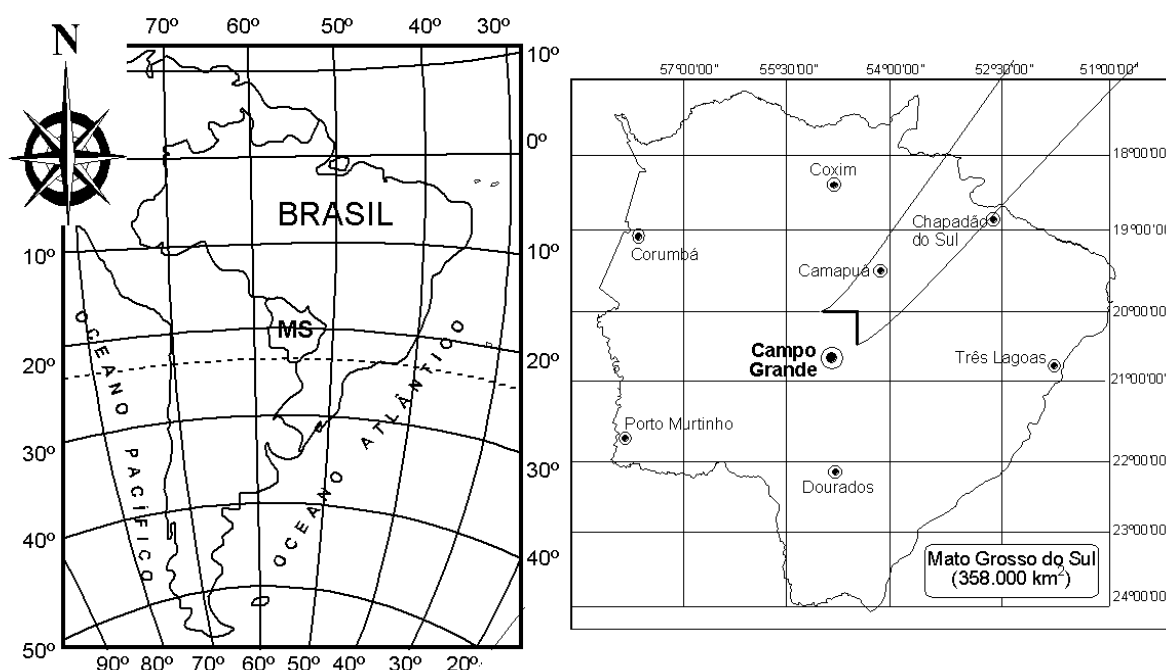


Figura 1: Localização da área de estudo.

4.2 – Climatologia da área.

Com relação à climatologia da área, o Centro-Oeste, devido a sua localização latitudinal, caracteriza-se por ser uma região de transição entre os climas quentes de latitudes baixas e os climas mesotérmicos do tipo temperado das latitudes médias (Nimer, 1979). Esta região é caracterizada pela atuação de forças que associam movimentos de sistemas tropicais com sistemas típicos de latitudes médias.

Durante os meses de maior atividade convectiva, a zona de convergência do Atlântico Sul (ZCAS) é um dos principais fenômenos que influenciam no regime de chuvas dessa região (Quadro e Abreu, 1994). Este gradiente é resultado do deslocamento das massas frias de altas latitudes, afetando principalmente os estados do Sudeste e o Mato Grosso do Sul.

O caráter do regime das chuvas em Mato Grosso do Sul, se deve exclusivamente aos sistemas regionais de circulação atmosférica. O relevo exerce alterações sobre este regime, onde até mesmo a circulação espacial da precipitação já apresenta detalhes de especial relevância. O que acontece no Estado é uma característica identificada recentemente, em que os sistemas frontais que avançam pelo setor meridional têm seu eixo alongado em direção aos conglomerados de nuvens instáveis ativas na baixa do Chaco Boliviano, principalmente na primavera e no verão (UNIDERP, 2008).

Ocorre também que, com a chegada da frente fria na região sul do Estado, a massa polar ganha força no continente argentino e paraguaio forçando o avanço do ar frio pela vertente oeste sobre o leito do rio Paraguai até a região de Porto Murtinho, Corumbá e Ladário-MS, trazendo, como consequência, uma redução drástica da temperatura nessas regiões, inclusive, com valores térmicos abaixo daqueles indicados na região central de Campo Grande, Terenos e São Gabriel do Oeste (UNIDERP, 2008).

Nas áreas carentes de chuvas, como o Pantanal, os desvios negativos causam, às vezes, problemas graves para a economia agrícola, energética e social. No município de Campo Grande há uma região de transição no sentido norte-sul. Os aspectos climáticos tendem ao tropical chuvoso, com uma leve variação caracteristicamente temperada, quando as máximas temperaturas são relativamente baixas no período entre outubro a fevereiro (UNIDERP, 2008).

4.3 – Determinação das áreas de coletas.

As áreas de coletas foram determinadas de forma a abranger alguns locais pouco impactados e outros com impactos antrópicos urbanos, com diversos níveis de poluição. Foram montadas estações de coletas em quase todos os cursos d'água de primeira ordem da bacia do Córrego Segredo (estações de 01 a 05) e do Córrego Prosa (estações de 06 a 10). A exceção ficou por conta de um córrego canalizado e um curso d'água intermitente na bacia do Prosa (figura 02).

Ambas as bacias possuem suas nascentes dentro de reservas florestais urbanas. A primeira localiza-se na Unidade de Conservação Nascentes do Segredo e, a segunda, na Unidade de Conservação Parque do Prosa. Os dois córregos encontram-se próximo a um pequeno parque de lazer urbano denominado horto florestal (Avenida Ernesto Geisel) e formam o Rio Anhanduizinho, dentro da área urbana de Campo Grande-MS. Pertencem à bacia do Rio Anhanduí, o qual é afluente do Pardo, rio este que deságua no rio Paraná no município de Bataguassu-MS.

Realizou-se uma amostragem em cada curso d'água a cada dois meses, durante dois anos, perfazendo 13 coletas. Pires *et al.*(2000) realizaram coleta trimestral em dois anos para avaliar comunidades de macroinvertebrados bentônicos em Portugal. Coletaram-se amostras para identificação de macroinvertebrados bentônicos e uma amostra d'água para as análises físicas, químicas e bacteriológicas em cada ponto, além de medições das condições hidrológicas.

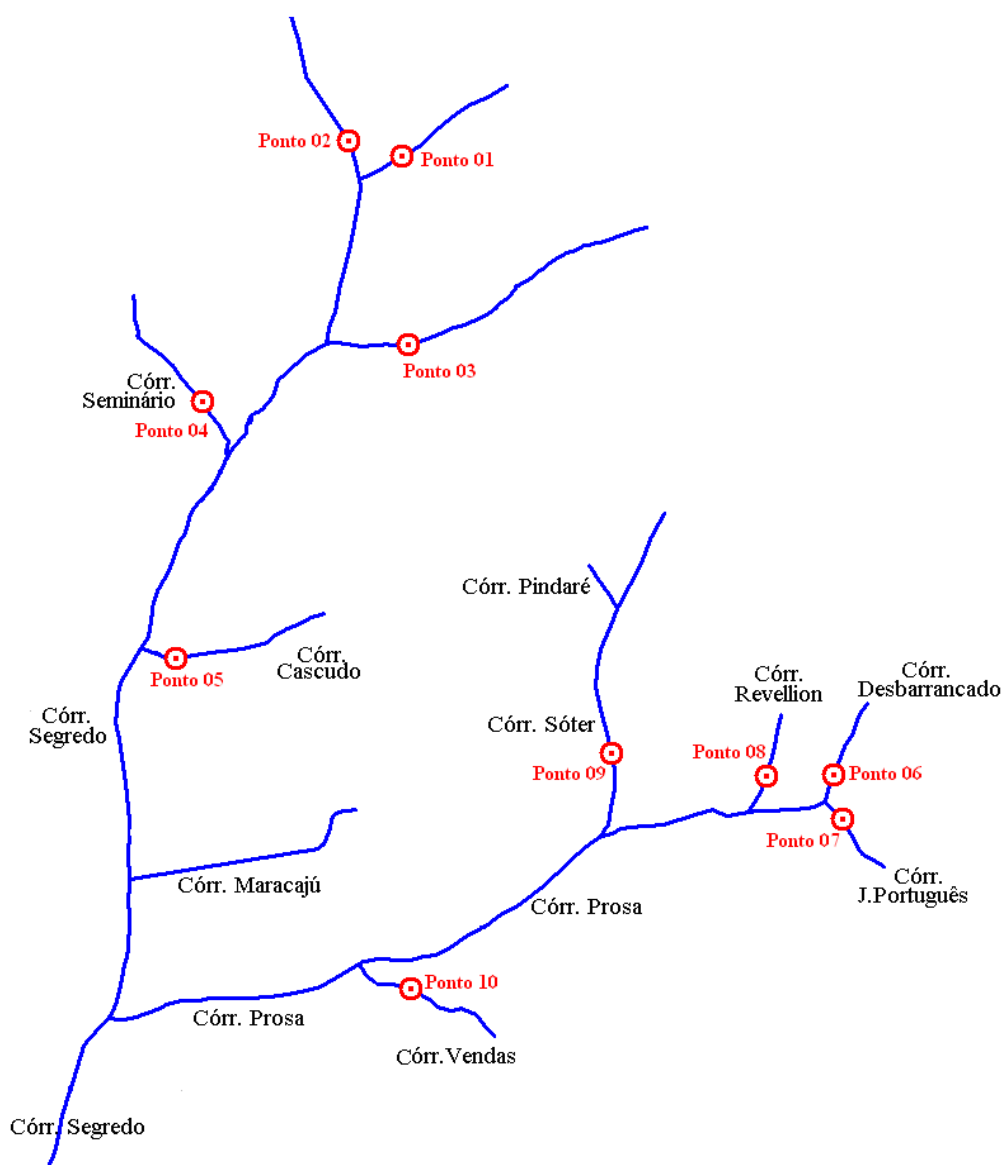


Figura 2 – Bacias dos córregos Segredo e Prosa, destacando os locais onde foram realizadas as coletas. (córrego Maracaju é canalizado – Córrego Pindaré – pequeno canal intermitente).

Capítulo I

Adaptação de um protocolo para caracterizar diversidade de *habitat*.

1 – Introdução.

Os protocolos de diversidade de *habitat* completos ou adaptados auxiliam ao entendimento dos dados referentes às comunidades. Por esta razão, muitos são os protocolos utilizados nos programas de biomonitoramento. Segundo Parsons *et al.* (2004) os protocolos de diversidade de *habitats*, além de servirem para conclusões relacionadas à biota, servem para avaliação da efetividade de projetos de reabilitação e intervenções de gerenciamento dos recursos hídricos e ambientais.

Trabalhos relacionando à comunidade aos *habitats* demonstraram ser fundamentais para o entendimento do funcionamento do ecossistema. Em verificação da influência de *microhabitats* na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, Costa e Melo (2008) concluíram que estes são até mais decisivos na composição da comunidade, aos locais determinados nos cursos d'água. Porém, o estudo não encontrou diferenças significativas na riqueza com relação aos *habitats* analisados, o que contraria outros estudos.

A descrição das condições locais dos pontos de coletas é importante, pois, o conhecimento da diversidade de *habitat* é fundamental para estudos com macroinvertebrados, haja vista que, as condições físicas e químicas e biológicas do corpo d'água, bem como das condições externas da bacia determinam a colonização e as comunidades presentes (Tate e Heiny, 1995, Rosemberg e Resh, 1993).

2 – Objetivo.

Adaptar um protocolo de diversidade de *habitat* para todas as estações de coleta, em um resumo da caracterização durante todas as coletas.

3 – Metodologia.

No momento da coleta, para cada ponto foi preenchido um questionário retirado de um protocolo de diversidade de *habitat* de Callisto *et al.* (2002), sendo anotadas as características, a qual possui 11 variáveis de duas tabelas do protocolo original, que por sua vez, possui 22 variáveis a serem verificadas, com pontuação de 0, 2 e 4 por variável, para a primeira tabela que tem 10 parâmetros e, de 0, 2, 3 e 5 por variável para a segunda tabela com 12 variáveis conforme (Tabela 1.1).

Na adaptação do protocolo de diversidade de *habitat* foram utilizadas variáveis consideradas mais importantes das duas tabelas neste trabalho, sendo determinadas novas pontuações de 0, 2, 3 e 4. A pontuação final determina se o ambiente pode ser considerado natural, próximo ao natural, média alteração e totalmente alterado.

Tabela 1.1 – Parâmetros e pontuação para avaliação rápida da diversidade de *habitat* próximo às estações de coletas, adaptada de Callisto *et al.* (2002).

<i>Parâmetros</i>	<i>Pontuação</i>			
	4 pontos	3 Pontos	2 Pontos	0 Pontos
Uso do Solo	Vegetação Natural	Agricultura/monocultura/ reflorestamento	Urbano	Industrial
Erosão	Nenhuma	Moderada	Muito	Altíssima
Óleo na Água	Nenhum	Esgoto	Óleo	Industrial
Cheiro da Água	Nenhum	Moderado	abundante	Industrial
Transparência	Ausente	Moderada	Turva	Colorida
Cheiro do sedimento	Nenhum	Esgoto	Óleo	Industrial
Óleo no sedimento	Ausente	Moderada	Abundante	Industrial
Tipo de sedimento	Lama/Areia	Cascalho/ seixos (naturais)	Pedras (colocadas)	cimento
Deposição de lodo	> 75%	50-75%	25-50%	< 25%
Largura da Vegetação Ripariana	Metros (Natural/relação à APP)	Metros (natural/relação à APP)	Metros (natural/relação à APP)	Metros (natural/relação à APP)
Vegetação Aquática	Pequenas macrófitas e musgos no leito	Macrófitas, ou algas filamentosas, musgos/substrato com perifíton	Macrófitas, algas filamentosas, musgos/ em poucas pedras/ perifíton abundante e biofilme	Ausente

O protocolo de diversidade de *habitat* utilizado por Callisto *et al.* (2002) fora adaptado de um protocolo da Agência de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) (EPA, 1997). Os parâmetros inseridos na adaptação eram preenchidos em cada dia de coleta, para no final das 13 coletas se ter uma avaliação do ambiente em cada ponto e possíveis alterações durante o período, que poderiam influenciar nos resultados (Apêndice III). Realizou-se ainda a descrição visual do ambiente de cada ponto, com apresentação de imagens de cada local, no intuito de se favorecer o entendimento das comunidades.

A adaptação da pontuação foi realizada, com pouca diferença das porcentagens para cada graduação do protocolo utilizado por Callisto *et al.* (2002). No protocolo adaptado, a primeira pontuação partiu de 50%, enquanto o original partiu de 40%, em razão da quantidade de parâmetros e o peso de alguns deles que não puderam ser colocados minimizados, pois não foi determinado o valor 1 para nenhum atributo e, por exemplo, transparência acabou tendo o mesmo peso de erosão e uso do solo.

Além disso, foram utilizadas 4 graduações, em um resumo das duas tabelas do protocolo original, que trabalha com 3 graduações (0, 2, 4) na primeira tabela e 4 graduações na segunda (0, 2, 3, 5). As demais porcentagens por graduação variaram de 20%, 15% e 15%, com as diferenças de porcentagens, para que fosse caracterizado como natural, somente o ambiente praticamente sem impacto direto. As pontuações ficaram as seguintes: < 22 Totalmente impactado (TI), de 22 a 31 - Média para grande alteração (MGD), de 32 a 39 - Próximo ao natural (PN) e, > 39 - natural (N). Para a aplicação do protocolo foram utilizadas as tabelas preenchidas durante as coletas (Apêndice III), sendo a pontuação definida pela média das alterações.

4 – Caracterização dos pontos de amostragem.

A caracterização dos pontos de amostragem é importantíssima para o entendimento de alguns resultados, principalmente quando se trabalha com material biológico, que pode normalmente responder a estresse local e regional. Os pontos de 1 a 5 foram localizados na Bacia do Córrego Segredo e, de 6 a 10, localizaram-se na bacia do Córrego Prosa, ambos pertencentes à bacia do rio Anhanduí, que pertence à bacia do Rio Pardo, da Bacia do Rio Paraná. As coletas foram obtidas em todos os 10 cursos d'água de primeira ordem (pontos possíveis), pertencentes às duas bacias. As coordenadas geográficas dos 10 pontos estão na Tabela 1.2.

Tabela 1.2 – Localização dos pontos por coordenadas geográficas. (Fuso 21 – Datum Córrego Alegre- UTM e Graus minutos e segundos ('hddd°mm'ss.s')).

<i>Coordenadas</i>	<i>X</i>	<i>Y</i>	<i>S</i>	<i>W</i>
Ponto 1	0751625	7743033	20°23'38.8"	54°35'20.8"
Ponto 2	0751650	7743022	20°23'39.1"	54°35'19.9"
Ponto 3	0752453	7741610	20°24'24.6"	54°34'51.5"
Ponto 4	0749046	7739836	20°25'23.9"	54°36'48.1"
Ponto 5	0748375	7737945	20°26'25.7"	54°37'10.3"
Ponto 6	0754366	7736595	20°27'06.7"	54°33'43.0"
Ponto 7	0754357	7736577	20°27'07.3"	54°35'43.3"
Ponto 8	0753831	7736791	20°27'00.6"	54°34'01.6"
Ponto 9	0752515	7736959	20°26'55.7"	54°34'47.0"
Ponto 10	0750289	7735021	20°27'59.8"	54°36'02.8"

4.1 – Descrição do Ponto 1.

O ponto 1 trata-se de um pequeno curso d'água de primeira ordem formador das nascentes do córrego Segredo, localizado na parte central de uma Unidade de Conservação denominada Parque Estadual Matas do Segredo, localizada no bairro Jardim Presidente, com área de 177 hectares, criada pelo Decreto Estadual nº 9.935 de 05/06/2000, constituída por vegetação de cerradão (grande porte) (Santos, *et al.*, 2007). Por isso, as matas ciliares (Figura 1.1a) encontravam-se bem conservadas e o local é bem sombreado, motivo pelo qual, há grande quantidade de folhiço e galhos submersos, principalmente nas partes próximas das margens. O leito apresentava-se com bastante silte (figura 1.1b). Não havia características de descarga orgânica proveniente de águas servidas humanas ou esgoto.

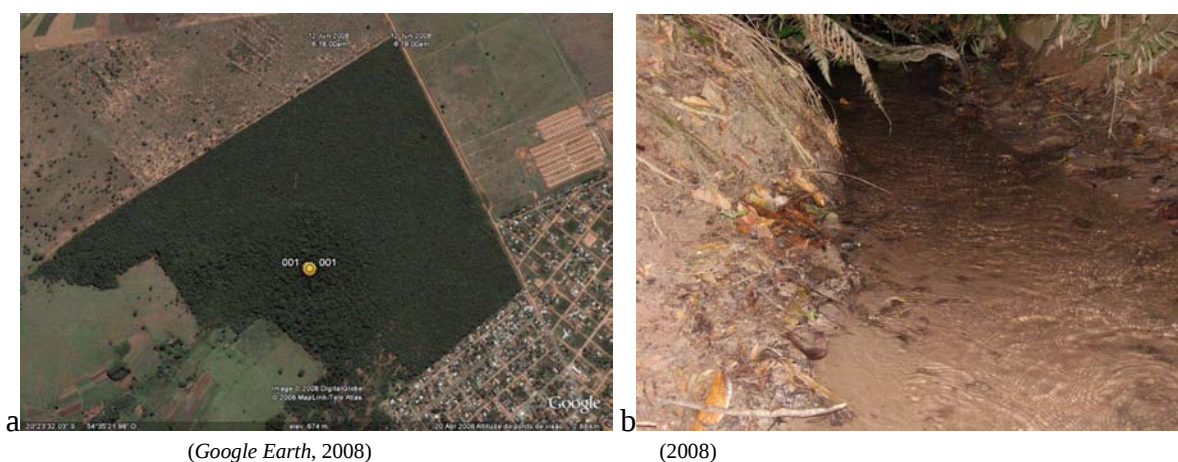


Figura 1.1a e 1.1b – (a) Imagem da Unidade de Conservação, mostrando o local do ponto 1 (ponto amarelo) e (b) condições do córrego no local, destacando o leito arenoso.

4.2 – Descrição do Ponto 2.

Este ponto foi determinado em outro curso d'água, localizado a quinze metros do ponto 1, portanto, dentro do mesmo ambiente (figura 1.2). Porém, o leito é caracterizado por uma formação do tipo latossolo-vermelho e o curso d'água apresenta menor vazão. Havia alguns pontos de topografia diferentes no leito, que formavam pequenas corredeiras, o que favorece a formação de poças após estes locais, proporcionando maior acúmulo de folhiço e galhos submersos com relação ao ponto 1. Não havia características de descarga orgânica proveniente de águas servidas humanas ou esgoto.



(2008).

Figura 1.2 – Curso d'água no ponto 2, destacando o leito constituído por latossolo-vermelho.

4.3 – Descrição do Ponto 3.

O ponto 3 foi estabelecido em um curso d'água bastante impactado por sedimentação, bem como deposição de resíduos, próximo ao ponto. A montante da estação de coleta, que fica dentro de uma reserva florestal militar, existe um processo erosivo instável (1.3a). Houve tentativa de contenção da erosão, com a construção de alguns diques, mas as medidas foram inadequadas e a erosão está em plena expansão, fator que causa sedimentação e alterações constantes do leito do corpo d'água (Figura 1.3b). Por este motivo, apesar do ponto está localizado em área de formação de floresta, o folhiço é normalmente recoberto por silte.

A montante do ponto, a aproximadamente 500 metros à margem esquerda, existe uma área que fora destinada para deposição de entulhos e galhadas da área urbana por um determinado tempo (até 2007), estando durante o período da coleta desativada. Não havia características de descarga orgânica proveniente de águas servidas humanas ou esgoto.

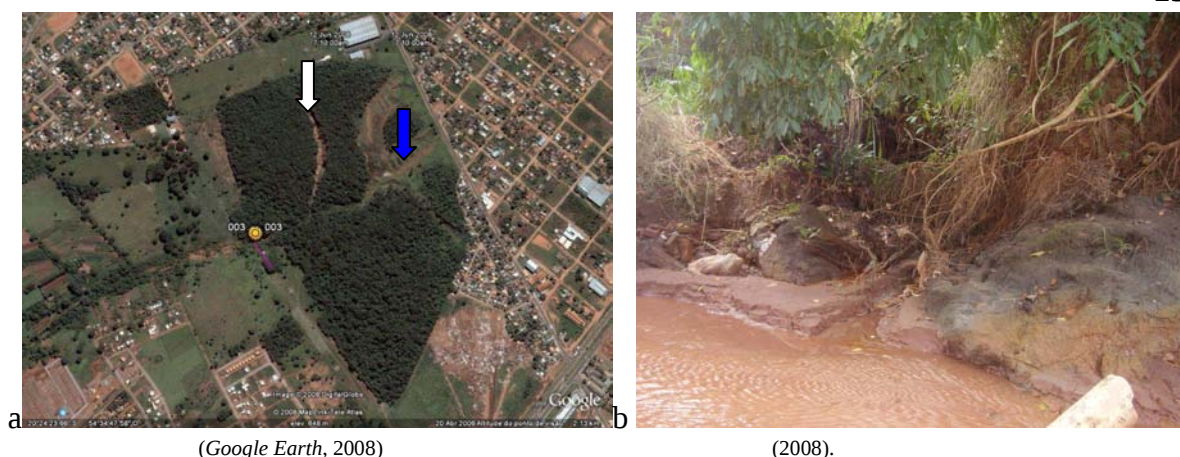


Figura 1.3a e 1.3b – (a) Imagem da área da estação de coleta 3 (ponto amarelo), localizada a montante da reserva militar, destacando o curso d’água (seta branca) e os processos erosivos (seta azul) e (b) as matas ciliares conservadas no ponto, entretanto, alta sedimentação, em razão de processo erosivo à montante e erosão de margem.

4.4 – Descrição do Ponto 4.

O ponto 4 foi estabelecido no córrego denominado Seminário. Bacia totalmente urbanizada. Na margem direita existe uma atividade agrícola (escola do movimento MST - Movimento dos Sem-Terras) que envolve área de aproximadamente 2 hectares (1.4a). Portanto, havia muita alteração das características de vegetação de galeria, em especial, quando havia entressafra e as pessoas plantavam capim exótico da espécie *Sorghum bicolor* “sorgo”.

Existia, inclusive, um desvio perene do curso d’água, que passava por dentro da área agrícola, sendo o ponto escolhido para a coleta, a jusante deste local. Na margem esquerda havia maior predominância de vegetação, entretanto, a partir da oitava campanha, houve abertura para prolongamento de uma avenida, sendo subtraída quase toda a vegetação das duas margens. As obras estavam paralisadas quando da última campanha e a vegetação estava em recomposição.

O leito do córrego era areno-argiloso e com presença de cascalho. No local do ponto de coleta, a mata ciliar possuía predominância em torno de 5 metros, caracterizada por árvores esparsas e capim exótico do tipo “colonião”. Em algumas coletas verificou-se acúmulo de lixo no leito do córrego, inclusive, em uma das vezes, foi verificada a presença de um sofá (figura 1.4b). Os fatores organolépticos indicavam, em algumas vezes, características de descarga orgânica proveniente de águas servidas humanas ou esgoto.

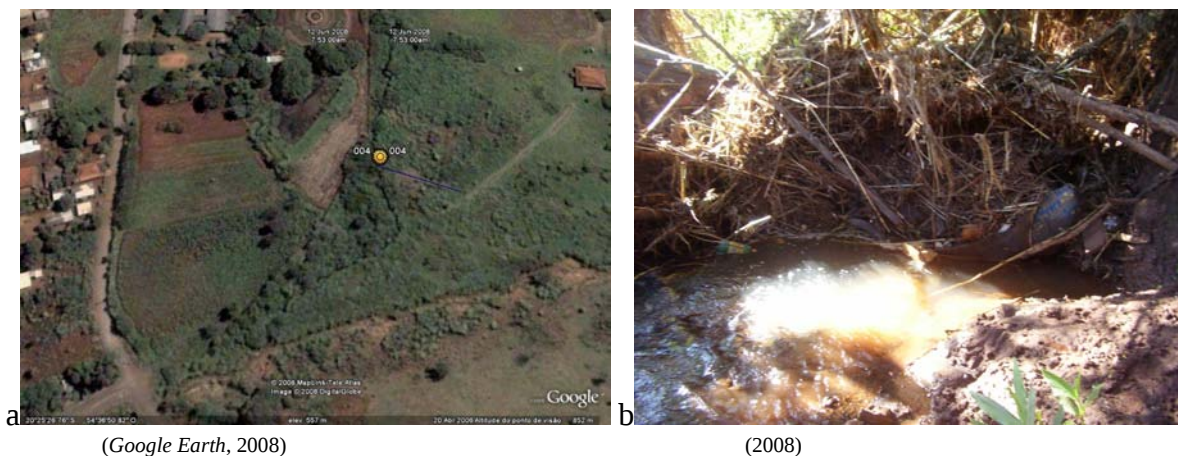


Figura 1.4a e 1.4b – (a) Imagem da localização do ponto 4 (ponto amarelo), destacando à margem direita, a área utilizada para a agricultura, além de vegetação constituída por capins exóticos em ambas as margens com árvores esparsas e (b) o córrego seminário, com grande quantidade de lixo, destacando o leito areno-argiloso, com cascalho.

4.5 – Descrição do Ponto 5.

O ponto 5 foi estabelecido em um curso d'água denominado cascudo. A estação localizava-se dentro da área totalmente urbanizada, sendo que, por várias vezes, no período de coleta existiam obras à montante da estação. Na margem esquerda havia cerca de 5 metros de vegetação, com árvores esparsas e capins exóticos do tipo, *Brachiaria ssp.* “brachiária” e *Panicum maximum* “colonião” (1.5a).

A margem direita era constituída toda de “brachiária” e estava localizada dentro de uma pequena chácara, onde havia criação de algumas cabeças de gado bovino, as quais tinham acesso à água pela margem, fator que facilitava a erosão desta. O acesso do gado era feito por meio do sedimento acumulado, proveniente de erosão, que se formava em tipo escadaria na margem. O gado não se fez presente em todas as coletas e durante a penúltima e última, a chácara estava desativada e sem moradores.

As margens tinham aproximadamente 2 metros de altura com relação à água no leito, por esta razão havia favorecimento aos processos de erosão, algumas vezes, com queda de árvores (seta). O leito constituía-se por argila, rochas, seixos e matacões (1.5b). A jusante do ponto de coleta o córrego foi canalizado para construção de uma rotatória no encontro de avenidas. Os fatores organolépticos indicavam características de descarga orgânica proveniente de águas servidas humanas ou esgoto.

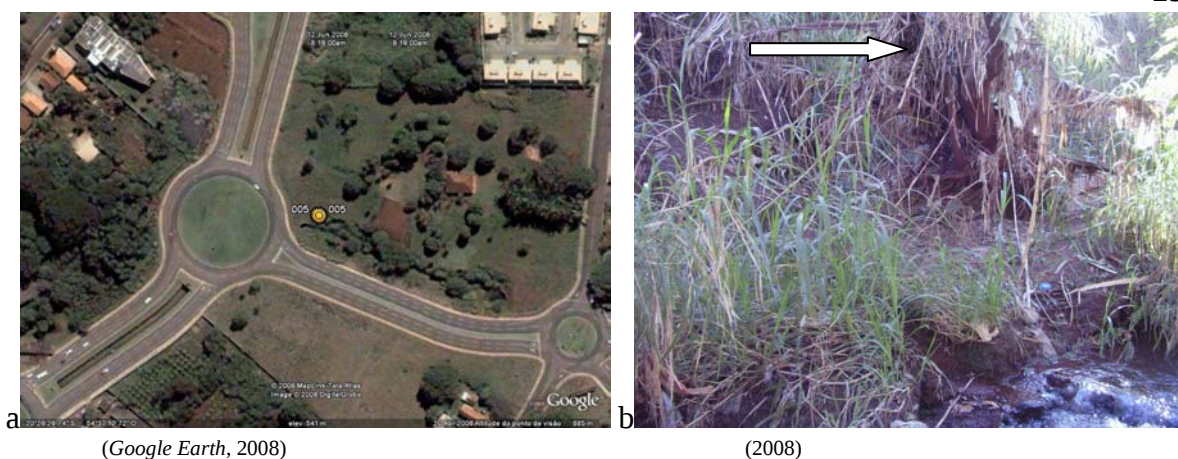


Figura 1.5a e 1.5b – (a) Imagem do Córrego Cascudo – Ponto 5 (ponto amarelo); visão geral destacando a urbanização no local e pouca existência de vegetação e (b) destaca o leito rochoso, bem como o capim exótico às margens. Acima (seta), uma árvore da mata de galeria que caíra em razão da erosão de margem.

4.6 – Descrição do Ponto 6.

O ponto 6 foi determinado no córrego desbarrancado, que está localizado em uma unidade de conservação denominada, Parque Estadual do Prosa, criada pelo Decreto Estadual nº 10.783, de 21/05/2002, a qual possui uma área aproximada de 135 hectares, com altimetria de 600 metros, a qual se situa no planalto da Serra de Maracaju. Pertence à Bacia do Rio Paraná, sub-bacia do Rio Anhanduí, afluente do Rio Pardo (Santos *et al.*, 2007) (figura 1.6a).

O curso d'água caracteriza-se por possuir águas límpidas, com leito de argila dura, sendo um dos dois formadores de primeira ordem do córrego prosa, ainda dentro da Unidade de Conservação do Parque Estadual do Prosa. (1.6b). Devido ao córrego estar dentro da reserva florestal, as matas ciliares encontravam-se bem conservadas e o local é bem sombreado, apresentando razoável quantidade de folhicho e galhos submersos. Não havia quaisquer características de descarga orgânica proveniente de águas servidas humanas ou esgoto.

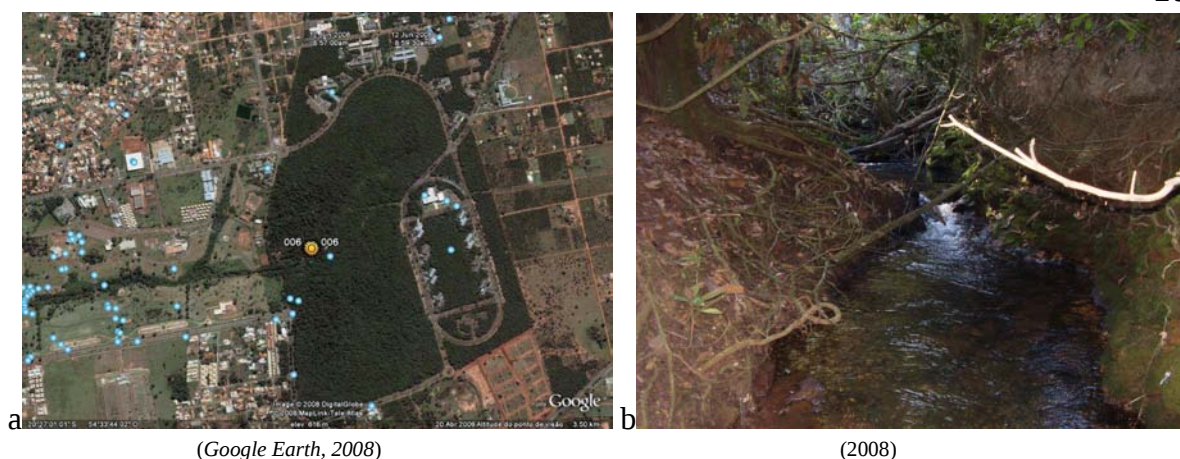


Figura 1.6a e 1.6b – (a) Imagem da reserva do Parque do Prosa, onde foram determinados os pontos de coleta 1 e 2 (ponto amarelo) e (b) o Córrego Desbarrancado, destacando o leito em argila dura.

4.7 – Descrição do Ponto 7.

O ponto 7 foi determinado no córrego Joaquim Português, que está localizado a aproximadamente 20 metros do ponto 6, dentro da unidade de conservação denominada, Parque Estadual do Prosa. O curso d'água caracteriza-se por possuir águas límpidas, com leito bastante assoreado, em razão de um processo erosivo, a aproximadamente 500 metros a montante da estação de coleta, na área de suas nascentes, no limite da unidade de conservação com uma avenida asfaltada (Afonso Pena) que dá acesso ao parque dos poderes (Figura 1.7). Trata-se do segundo formador de primeira ordem do córrego Prosa, ainda dentro da Unidade de Conservação. Por estar dentro da reserva, as matas ciliares encontravam-se bem conservadas e o local é bem sombreado, apresentando razoável quantidade de folhagem e galhos submersos. Não havia quaisquer características de descarga orgânica proveniente de águas servidas humanas ou esgoto.



Figura 1.7 – Córrego Joaquim Português, destacando o leito assoreado, em razão de erosão à montante da estação de coleta.

4.8 – Descrição do Ponto 8.

O ponto 8 foi determinado no córrego Réveillon, que está localizado em uma unidade de conservação destinada à recreação, denominada Parque das Nações Indígenas, que possui uma área aproximada de 130 hectares, a qual faz divisa com a Unidade de Conservação Parque Estadual do Prosa. O curso d'água possui aproximadamente 950 metros de comprimento e caracteriza-se por possuir baixa vazão, águas com características ferrosas e com leito constituído por rochas, seixos e matacões, sendo o terceiro afluente do córrego Prosa (figura 1.8a). Sua nascente localiza-se em uma área, onde funciona uma atividade comercial de pesque-pague, próxima a uma avenida asfaltada denominada Mato Grosso.

As matas ciliares foram reflorestadas no local da estação de coleta, no ano de 1999, estão sendo recompostas a montante, desde 1999 e encontram-se bem conservadas (Figura 1.8b). Apresentava razoável quantidade de folhíço e galhos submersos. Em algumas coletas havia características de descarga orgânica proveniente de águas servidas humanas ou esgoto.



Figura 1.8a e 1.8b – (a) Córrego Réveillon, destacando o leito formado por rochas, seixos e matacões e (b) imagem das partes florestadas das matas ciliares, onde foi estabelecida a estação de coleta (ponto amarelo).

4.9 – Descrição do Ponto 9.

O ponto 9 foi determinado no córrego Sóter, que possui aproximadamente 05 quilômetros de extensão até desaguar no Córrego Prosa. É margeado pela avenida urbana asfaltada denominada Via Parque e tem sua nascente em um processo erosivo, ainda não totalmente estabilizado, em um Parque Municipal denominado Parque do Sóter (figura 1.9a). O curso d'água caracteriza-se por possuir leito constituído por rochas, seixos e matacões. As

matas ciliares são praticamente inexistentes e o córrego possui alguns processos erosivos de margens a montante da estação de coleta (1.9b).

Logo a jusante à estação, iniciava-se um trabalho de gabeão nas margens, que segue até desaguar no córrego Prosa. Apresentava pouco folhiço. O córrego recebia grande descarga orgânica proveniente de águas servidas humanas ou esgoto, embora, durante os dois anos de coleta, a carga tenha diminuído gradualmente, em razão da constituição de obras de coleta de esgotos nos bairros a montante. Durante o período de coleta ocorreram algumas obras de contenção de enchentes, à montante da estação de coleta (1.9c). O curso d'água foi considerado de primeira ordem, em razão de que existe apenas um pequeno curso d'água denominado Pindaré, que em razão da urbanização tornou-se intermitente.



Figura 1.9a, 1.9b e 1.9c – (a) Imagem da estação de coleta (ponto amarelo-seta) no Córrego Sóter, margeando a Avenida Via Parque e Mato Grosso; (b) córrego no ponto de coleta, destacando o leito formado por rochas, seixos e matacões e (c) obras de contenção de enchentes, que estavam sendo realizadas no mês de outubro de 2007.

4.10 – Descrição do Ponto 10.

O ponto 10 foi determinado no córrego Vendas, que possui aproximadamente 03 quilômetros de extensão até desaguar no Córrego Prosa. O ponto foi determinando dentro de um Parque Municipal denominando Parque Itanhagá (figura 1.10a). O curso d'água caracteriza-se por possuir leito constituído por rochas, seixos e matacões, As matas ciliares são praticamente inexistentes e havia alguns processos erosivos de margens a montante da estação de coleta, por isso apresentava pouco folhiço (1.10b). Dentro do parque, as margens do córrego eram concretadas.

Durante o período de coleta, observou-se a construção de obras de contenção de enchentes à montante do ponto de coleta, por meio de sistema gabeão (2007 e 2008), entre o Parque Itanhagá e a rua dos Vendas (aproximadamente 600 metros) (1.10c). Antes das obras, havia a montante da estação de coleta, um trecho de vegetação de aproximadamente 1,5 hectares, constituído de vegetação nativa e gramíneas exóticas. O córrego apresentava

características de recebimento de descarga orgânica proveniente de águas servidas humanas ou esgoto, embora, durante os dois anos de coleta a carga tenha diminuído gradualmente, possivelmente, em razão da constituição de obras de coleta de esgotos nos bairros a montante.



Figura 1.10a, 1.10b e 1.10c – (a) Imagem do ponto de coleta (ponto amarelo-seta) no Córrego Vendas, com visualização da área vegetal do parque Municipal Itanhagá e da vegetação que fora retirada para as obras (seta); (b) leito do córrego constituído por seixos, matacões e cascalho, bem como a contenção de margem com concreto no local da estação de coleta e, (c) obras de contenção de enchentes realizadas em 2007/2008, em local onde existia vegetação nativa e exótica.

5 – Resultados e discussões da aplicação do protocolo de avaliação de diversidade de *habitat* adaptado.

O protocolo foi adaptado com apenas uma tabela contendo 11 parâmetros e, portanto, atinge o máximo de 44 pontos (Tabela 1.3), sendo esta pontuação baseada no critério de análise pelos autores, das respostas ao questionário (Tabelas apresentadas no apêndice III). O protocolo original é calculado com a pontuação máxima de 100 pontos. Bressler *et al.* (2006) utilizaram no Mississippi nos Estados Unidos em um trabalho de verificação de tolerância dos macroinvertebrados bentônicos, apenas 10 parâmetros em um protocolo, com pontuação de 0 a 20.

Segundo Parsons *et al.* (2004) existe um grande número de métodos desenvolvidos em todo o mundo para avaliar condições físicas dos rios, independentemente da biota. O tipo de sedimento foi pontuado, com referência às alterações sofridas por impactos e que se encontravam no local no momento da coleta e não pela tipologia natural, possivelmente existente antes dos impactos sofridos.

Tabela 1.3 - Pontuações (0, 2, 3 e 4) para definição da tipologia da área nos pontos de coleta, para definição da diversidade *de habitat*.

<i>Parâmetros</i>	<i>P-1</i>	<i>P-2</i>	<i>P-3</i>	<i>P-4</i>	<i>P-5</i>	<i>P-6</i>	<i>P-7</i>	<i>P-8</i>	<i>P-9</i>	<i>P-10</i>
Uso do Solo	4	4	3	0	0	4	4	2	0	0
Erosão	4	4	0	2	2	4	2	2	2	2
Óleo na água	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3
Odor na água	4	4	4	2	0	4	4	2	0	2
Transparência	4	4	2	3	2	4	4	4	3	2
Odor no sedimento	4	4	2	2	0	4	4	4	0	0
Óleo/sedimento	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Tipo de sedimento	3	3	0	2	2	3	2	3	2	2
Deposição de lodo	3	4	3	3	2	3	3	3	2	2
Vegetação Ripariana (m)	4	4	2	2	0	4	4	3	0	0
Vegetação aquática	3	3	3	3	2	3	3	3	2	2
Total	42	43	30	27	18	41	35	34	19	19
Ambiente	N	N	MGA	MGA	TI	N	PN	PN	TI	TI

< 22 (Totalmente impactado - TI)/ de 22 a 31 (Média para Grande Alteração- MGA)/ 32 a 39 (Próximo ao natural - PN)/ > 39 (natural - N).

Analisando os dados aplicados pelo protocolo adaptado e comparando com as figuras apresentadas nas descrições dos pontos, bem como nas descrições teóricas da visualização, verifica-se que ele aparentemente foi eficiente na caracterização das alterações ambientais de cada estação. Como era esperado, os pontos 1, 2, 6 e 7 deveriam ser caracterizados como naturais, embora nenhum tenha atingido a pontuação máxima e, os demais com alterações de maior ou menor nível. A identificação e validação de áreas referências em locais com fortes distúrbios antrópicos é complicada, pois estas atividades tem alta capacidade de interação com os ecossistemas, os quais não conseguem se recompor totalmente dos impactos (Sánchez-Montoya *et al.*, 2009)

Somente o ponto 7 foi caracterizado como próximo ao natural, entretanto, isso deve-se às alterações de sedimentos (assoreamento) ocorridas no curso d'água provocadas por processos erosivos a montante, que não são vistos nas adjacências, podendo dar a impressão de ponto natural. O protocolo pareceu eficiente para demonstrar visualmente essas alterações e mostrou-se de fácil aplicação.

A descrição dos pontos permite se ter idéia dos ambientes em que foram determinadas as estações de coletas, por isso, vários trabalhos de aplicação de índices e biomonitoramento a utilizam. Feio *et al* (2007) em trabalho no rio Mondengo, no centro de Portugal utilizaram várias características do corpo d'água, uso do solo, físicas e químicas para a caracterização dos locais de coleta, demonstrando a importância das características ambientais em estudo desta natureza.

O protocolo de diversidade de *habitat* adaptado pareceu, em princípio, ser eficiente para separar os pontos com relação à degradação ambiental. Entretanto, a descrição do local, bem como as pontuações na sua aplicação, dependem muito da experiência do coletor e apontador dos dados. Porém, o protocolo de coleta é somente uma ferramenta para orientar os trabalhos, haja vista, que diversas outras variáveis físicas, químicas, bacteriológicas, hidrológicas também podem ser utilizadas para se obter os pontos de referências. Um protocolo mais completo deve ser utilizado, principalmente em índices preditivos, os quais dependem muito da caracterização dos pontos de referências, para se ter uma avaliação dos impactados. Alguns autores, para a construção de índices multimétricos definem diversas características do ambiente adjacente e, físicas e químicas da água, bem como hidrológicas, como métricas (Moya *et al.*, 2007, Solimini *et al.*, 2008).

Os índices multimétricos, embora trabalhem com pontos de referências, eles utilizam diversas métricas para demonstrar a qualidade ecológica dos pontos e, portanto, não é tão dependente de um protocolo de caracterização de diversidade de *habitat* muito complexo. Este fator torna este tipo de índice importantíssimo para trabalhos em ambientes urbanos, onde os locais prístinos são difíceis de ser encontrados.

6 – Conclusões.

Para este estudo o protocolo de diversidade de *habitat* adaptado demonstrou ser uma importante ferramenta nos trabalhos com macroinvertebrados bentônicos. Aconselha-se o uso do máximo de variáveis não redundantes possíveis, principalmente se o estudo for para aplicação de índices preditivos.

7 - Referências Bibliográficas.

ABEL, P. B. **Water Pollution Biology**. John Wiley & Sons, Chichester, 1996.

ADRIAENSSENS, V.; VERDONSCHOT, P. F. M.; GOETHALS, P. L. M.; PAUW, N. de. **Application of clustering techniques for the characterization of macroinvertebrate communities to support river restoration management**. *Aquatic Ecology* (41), p.387-398, 2007.

ALBA-TERCEDOR, J. **Macroinvertebrados acuaticos y calidad de las aguas de los rios**. IV Simposio Del Agua en Andalucía (SIAGA). Almería, 1996. Deptº. de Biología Animal e Ecología. Universidade de Granada. Espanha. v.II p. 203-213 – IBSN: 847840-262-4, 1996.

ALMEIDA, J. R. de; TERTULIANO, M. F. **Diagnose dos sistemas ambientais: métodos e indicadores**. In. CUNHA, S. B. da; GUERRA, A. J. T., Avaliação e perícia ambiental. Ed. Bertrand do Brasil. Rio de Janeiro, cap.3, p.115-171, 2000.

ARMITAGE, P. D., MOSS, D.; WRIGHT, J. F.; FURSE, M.T. **The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites**. *Water Research*. 17: p.333-347, 1983.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, macroinvertebrates and fish**. 2. ed. EPA 841-B-99-002, Washington DC, 1999.

BARTRAM, J.; BALLANCE, R. **Water quality monitoring: A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes**. UNEP/WHO, E & F. N. Spon, London, 383p, 1996.

BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática**. EDUC, INEP. 285p. São Paulo, 2001.

BEST, G. A.; ROSS, S. L. **River Pollution Studies**. Liverpool University Press, 92p, 1977.

BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada à engenharia ambiental**. 3. Ed. São Paulo: CETESB 640p, 1986.

BRASIL. Leis. **Lei Federal 9433, de 08 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos. Regulamenta o inciso XIX do artigo 21 da Constituição Federal. www.mma.gov.br – acesso em 25 de agosto de 2008.

BRASIL. Leis. **Resolução CONAMA nº 274, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a balneabilidade dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de efluentes e dá outras providências. www.mma.gov.br – acesso em 25 de agosto de 2008.

BRASIL. Leis. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a Classificação dos corpos d'água e diretrizes para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providência. www.mma.gov.br – acesso em 25 de agosto de 2008.

BRESSLER, D. W.; STRIBLING, J. B.; PAUL, M. J.; HICKS, M. B. **Stressor tolerance values for benthic macroinvertebrates in Mississippi**. *Hydrobiologia* (573), pp. 155-172, 2006.

CALLISTO, M.; JÚNIOR, J. F. G. **A vida nas águas das montanhas**. *Revista Ciência Hoje*, v.31., n.182., p.68-71, mai. 2002.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. **Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ)**. *Acta Limnologica Brasiliensia* (4), pp. 91-98, 2002.

CHAPMAN, D. V. **Concepts and strategies for biological monitoring**. London GEMS Monitoring and Assessment Research Centre, 25p, 1989.

CHARVET, S.; STATZNER, B.; USSEGLIO-POLATERA, P.; DUMONT, B. **Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe**. *Freshwater. Biol.* 43: p.277-296, 2000.

CHESSMAN, B. C. **Predicting the macroinvertebrate faunas of rivers by multiple regression of biological and environmental differences**. *Freshwater Biology* (41), pp. 747-757, 1999.

CLARKE, R. T.; WRIGHT, J. F.; FURSE, M. T. **RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers**. *ELSEVIER. Science B. V. Ecological Modeling* (160). p.219-233, 2003.

COSTA, S. S.; MELO, A. S. **Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components**. *Hydrobiologia* (598). p.131-138, 2008.

COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; LUZ, S. L. B.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P. **Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil**. *Hydrobiologia* (575), pp 271-284, 2007.

DAVIES, P. E. **Monitoring river health initiative: River Bioassessment Manual**. Australian Government Printing Service, Canberra, 1994.

DOLÉDEC, S.; STATZNER, B.; BOUNARD, M. **Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river**. *Freshwater Biology* (42), pp. 737-758, 1999.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 1998.

FEIO, M. J.; REYNOLDSON, T. B.; FERREIRA, V.; GRAÇA, M. A. S. **A predictive model for freshwater bioassessment (Mondego River, Portugal)**. *Hidrobiologia* (589), p.55-68, 2007.

FEITOSA, R. C. **Utilização de bioindicadores em perícias ambientais: limites e possibilidades**. (Monografia do Curso de Especialização em Perícia Ambiental. 63p. DHT-CCET- Universidade Federal de Mato Grosso do Sul). Campo Grande-MS, 2003.

- FISHAR, M. R & WILLIAMS, W. P. **The development of a biotic pollution index for river Nile in Egypt.** *Hydrobiologia* (598), pp. 17-34, 2008.
- GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F. A. R. **Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil).** *Rev. Brasil. Biol.* 61: p.239-248, 2001.
- HAASE, J. & POSSSOLI, S. **Estudo da utilização da técnica de análise multifatorial na elaboração de um índice de qualidade de água:** Comparação entre dois regimes hidrológicos diferentes, RS. *Acta Limnologica Brasiliensis*. Vol VI, p.245-255, 1993.
- JOHNSCHER-FORNASARO, G.; ZAGATTO, P. A. **The use of the benthic community as a water quality indicator in the Cubatão River basin.** *Wat. Sci. Tech.* 19: p.107-11, 1987.
- JUNQUEIRA, M. V.; CAMPOS, S. C. M. **Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil).** *Acta Limnol. Brasil.* 10(2): p.125-135, 1998
- JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S.; FRANÇA, E. S. **Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados.** *Acta Limnol. Brasil.* 12(1): p.73-87, 2000.
- KARR, J.R. **Defining and measuring river health.** *Freshwater Biology.* (41), pp. 221-234, 1999.
- KELLY, M.G.; WHITTON, B. A. **Biological monitoring of eutrophication in rivers.** *Hydrobiologia* 384: p.55-67, 1998.
- KLEMM, D. J.; LEWIS, P. A.; FULK, F.; LAZORCHAK, J. M. **Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters.** Section 7, Data Evaluation. EPA 600/4-90/030, Washington DC, 1990.
- KUHLMANN, M. L.; BRANDIMARTE, A. L.; SHIMIZU, GISELA. Y. S; ANAYA, M. **Invertebrados bentônicos como indicadores antrópicos sobre ecossistemas aquáticos continentais.** *Indicadores ambientais: conceitos e aplicações* (eds. Maia, N. B., Martos, H. L.; Barrella, W.), p.237-248, 2001.
- LAJO, A. A. M.; IDE, C. N.; ROCHE, K. F.; FERREIRA, L. M.; SILVA, O. J. da. **Biomonitoramento da qualidade das águas do Córrego Prosa (MS/Brasil) com uso de macroinvertebrados.** II Simpósio Centro-Oeste de Recursos Hídricos, Campo Grande, MS, 2002a.
- LAJO, A. A. M.; IDE, C. N.; ROCHE, K. F.; FERREIRA, L. M.; SILVA, O. J. da. **Monitoramento e avaliação da qualidade da água do córrego Cabaça, Campo Grande-MS, através do Iqa-Nsf, BMWP' e BMWP-modificado.** II Simpósio Centro-Oeste de Recursos Hídricos, Campo Grande, MS, 2002b.
- LANNA, E. A. **Planejamento Ambiental.** Apostila para Curso de Especialização em Engenharia Ambiental. DHT- Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande-MS, 1999.

LAZORCHAK, J. M.; KLEMM, D. J.; PECK, D. V. **Environmental monitoring and assessment program - surface waters: field operations and methods for measuring the ecological condition of Wadeable streams.** EPA 620/R94/004F, Washington DC, 1998.

LIMA, J. S. **Processos biológicos e o biomonitoramento: aspectos bioquímicos e morfológicos.** EDUC, INEP. 285p. São Paulo, 2001.

LIMA-e-SILVA, P. P. de; GUERRA, A. J. T.; BUENO, C.; MOUSINO, P.; *et. al.* **Dicionário brasileiro de ciências ambientais.** Rio de Janeiro: Thex Editora, 1999.

MADOV, N.; GRECO, A.; SAMPAIO, F.; COUTINHO, L. **O Planeta pede socorro.** Revista Veja. Editora Abril. Edição 1.765, 21 ago. 2002.

MARQUES, M. G. S. M.; BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M. **Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in south-east Brazil.** Rev. Brasil. Biol. 59: p.553-561, 1999.

MATO GROSSO DO SUL. **Lei Estadual 2.406, 29 de janeiro de 2002.** (Lei da Política Estadual de Recursos Hídricos). Publicada no diário oficial nº 5.907, 30 de dezembro de 2002.

MINISTÉRIO DA SAÚDE/FUNASA/BRASIL. **Legislação.** <http://portalsaude.gov.br/saude/>. Acesso em 28 – 04 – 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Legislação/Resoluções/CONAMA.** <http://www.mma.gov.br>. Acesso em 28-04-2008.

MISERENDINO, M. L.; PIZZOLON, L. A. **Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: A family level biotic index for the Patagonic Andean Zone.** Laboratório de Ecologia Aquática. Universidad Nacional de La Patagônia. Samento 849.9200. Esquel chubut. Argentina. C. O.N.C.E.T., 1996.

MORELLI, S. L. **Legislação Ambiental do Estado de Mato Grosso do Sul.** 2. ed. Campo Grande-MS, 2001.

MOYA, N.; TOMANOVA, S.; OBERDORFF, T. **Initial development of a multi-metric index base on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the upper Isiboro-Sécure basin, Bolivian Amazon.** Hydrobiologia. DOI 10.1007/S10750-007-0725-3. (p. 589), pp. 107-116, 2007.

NAVAS-PEREIRA, D. **Ecosistemas aquáticos: Diagnóstico por biomonitoramento.** Qualidade de águas continentais no Mercosul. (ed. Motta Marques, D. da). ABRH, RJ, p.343-364, 1994.

NINER, E. **Climatologia do Brasil.** SUPREN/IBGE. Volume 4. 1979.

NORRIS, R. H. & THOMS, M. C. **What is river healthy?** Freshwater Biology (41), pp. 197-209, 1999.

OHIO EPA. **Biological Criteria for the Protection of Aquatic Life.** v.1: The Role of Biological Data in Water Quality Assessment. Division of Surface Water, EPA, Columbus, Ohio, 1988a.

OHIO EPA. **Biological Criteria for the Protection of Aquatic Life**. v. 2: User's Manual for Biological Field Assessment of Ohio Surface Waters. Division of Surface Water, EPA, Columbus, Ohio, 1988b.

OHIO EPA. **Biological Criteria for the Protection of Aquatic Life**. v. 3: Standardized Biological Field Sampling and Laboratory Methods for Assessing Fish and Macroinvertebrate Communities. Division of Surface Water, EPA, Columbus, Ohio, 1989a.

OHIO EPA. **The Qualitative Habitat Evaluation Index [QHEI]: Rationale, Methods, and Application**. Division of Surface Water, EPA, Columbus, Ohio, 1989b.

PARSONS, M.; THOMS, M. C.; NORRIS, R. H. **Development of a standardized approach to river habitat assessment in Australia**. Environmental Monitoring and Assessment (98), pp. 109-130, 2004.

PIRES, A. M.; COWX, i. g.; COELHO, M. M. **Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal)**. Hydrobiologia (435), pp. 167-2000.

PIZZOLON, L.; MISSENDERINO, M. L. **The performance of two regional biotic indices for running water quality in Northern Patagonian Andes**. Acta Limnologica Brasiliensia. Brasil. 13(1): p.11-27, 2001.

POMPEU, P. S. & ALVES, B. M. **The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the rio das Velhas basin, Brazil**. American Fisheries Society Symposium X, 12p., 2005.

QUADRO, M.F.L. & ABREU, M.L. **Estudos de episódios de zonas de convergência do atlântico sul sobre a América do Sul**. Congresso Brasileiro de Meteorologia,. Belo Horizonte-MG. Anais II, (8), p.620-623, 1994.

RESH, V. H. **Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs**. Environ Monit Assess (138), pp. 131-138, 2008.

ROSENBERG, D. M. **A national aquatic ecosystem health program for Canada: We should go against the flow**. Bull. Entomol. Soc. Can. 30 (4), p.144-152, 1998.

ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. **Introduction to freshwater biomonitoring, and benthic macroinvertebrates**. In: Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York, pp. 1-9, 1993.

SÁNCHEZ-MONTOYA, M. M.; ABARCA-VIDAL, M. R.; PUNTÍ, T.; POQUET, J. M.; PRAT, N.; RIERADEVALL, M.; ALBA-TERCEDOR, J.; ZAMORA-MUNHÖZ, C.; TORO, M.; ROBLES, S.; ÁLVAREZ, M.; SUÁREZ, M. L. **Defining criteria to select reference sites in Mediterranean streams**. Hydrobiologia (619), pp. 39-54. 2009.

SILVA, L. C. F.; VIEIRA, L. C. G.; COSTA, D. A.; LIMA-FILHO, .G. F.; VITAL, M. V. C.; CARVALHO, R. A. De.; SILVEIRA, A. V. T.; OLIVEIRA, L. C. **Qualitative and quantitative benthic macroinvertebrate samplers in Cerrado stream: a comparative approach**. Acta Limnologica Brasiliensia 17(2), p.123-128, 2005.

SILVANA, G. **Moradores do recanto dos pássaros serão removidos**. 2004. <http://www.estado.com.br/ciência/notícias/2003/fev/20/300.html>, acesso em 04-04-2004.

SOLIMINI, A. G.; BAZANTI, M.; RUGGIERO, A.; CARCHINI, G. **Developing a multimetric index of ecological integrity based on macroinvertebrates of mountain ponds in central Italy.** *Hidrobiologia*, DOI 10.1007/s10750-007-9226-7, (p597) pp. 109-123, 2008.

SPELLERBERG, I. F. **Monitoring ecological change.** Cambridge University Press, 334p, 1994.

TAKEDA, A. M.; SHIMIZU, G. Y.; HIGUTI, J. **Variações espaço-temporais da comunidade zoobêntica.** A planície de inundação do Alto Rio Paraná (eds. Vazzoler, A.E.A. M. de; Agostinho, A.A.; Hahn, N. S.). Nupelia, EDUEM, Maringá, p.157-177, 1997.

TATE, C. M. & HEINY, J. S. **The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte river Basin in relation to environmental factors.** *Freshwater Biology*, 33: 439-454, 1995.

TOLEDO, A. P. Jr. de; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais.** CETESB, Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 12. Santa Catarina, v. 22, 34p., 1983.

TRIHADININGRUM, Y.; PAUW, N. de.; TJONDRONEGORO, I.; VERHEYEN, R. F. **Use of benthic macroinvertebrates for water quality assessment of the Blawi river (East Java, Indonesia).** Schiemer, F.; K.T. Boland (eds.), *Perspectives in Tropical Limnology*, SPB Academic Publishing, Amsterdam, 199-221, 1996.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia ciência e aplicação.** 2. ed. Reimpr. – Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS:ABRH, 2.000.

USEPA-United States Environmental Protection Agency. **Biological indicators. Biological indicators of watershed health.** 2003. (<http://www.epa.gov/bioindicators/html/about-img.html>), acesso em 06-06-2008.

USSEGLIO-POLATERA, P.; BOURNAUD, M.; RICHOUX, P.; TACHET, H. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: **Relationships and definition of groups with similar traits.** *Freshwater. Biol.* 43: p.175-205, 2000.

YASUNO, M.; WHITTON, B. A. **Biological monitoring of environmental pollution.** Tokyo University Press, 1987.

Capítulo II

Condições hidrológicas dos cursos d'água, chuvas diárias em Campo Grande-MS e possível influência nas comunidades bentônicas.

1. Introdução.

Levantamentos hidrológicos do curso d'água e de chuvas são de fundamental importância para a compreensão de quaisquer resultados que se queiram mostrar com relação à qualidade de água, sejam eles físicos, químicos ou biológicos. Nos casos dos trabalhos com bentos tornam-se imprescindíveis, à medida que podem influenciar diretamente nos resultados. Um exemplo que se pode destacar é que, quando há uma vazão extrema em período de cheia, a corrente pode arrastar os bentos, influenciando diretamente na abundância e na diversidade do material biológico encontrado.

Em perímetro urbano, como os pulsos de inundação são rápidos, em razão da alta impermeabilidade das bacias, estes levantamentos são ainda mais importantes (Walsh *et al.* 2001). As comunidades começam a atingir a semelhança do que eram, a partir de uma semana (Alba-Tercedor, 1996).

Em estudo para a verificação da colonização de macroinvertebrados bentônicos Hose *et al.* (2007) concluíram que os organismos começaram a colonização em leitos rochosos, a partir de 24 horas, porém até o terceiro dia não houve aumento significativo da abundância. Callisto *et al.* (2005) encontraram redução de riqueza e abundância de macroinvertebrados bentônicos em período chuvoso. Com o mesmo objetivo, Carvalho e Uieda (2004) verificaram que em período seco a estabilização da comunidade se dá entre o sétimo e o décimo terceiro dia.

2 – Objetivos.

Analisar a semelhança hidrológica dos cursos d'água de primeira ordem da bacia dos córregos Segredo e Prosa, bem como, a possível influência dos dados hidrológicos e de chuvas em Campo Grande-MS, com as comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

3 – Metodologia.

Durante cada coleta foram tomados os dados hidrológicos, sendo medidas a profundidade, a velocidade da corrente, a largura e a descarga (figura 2.1), utilizando os seguintes métodos: 1) a profundidade, através de uma haste marcada a cada 10 cm. As medidas foram feitas em seções a cada 10, 20 ou 30 cm, conforme a largura do curso d'água e a média de profundidade em cada ponto foi considerada como a profundidade média do ponto (Hose *et al.*, 2007); 2) a velocidade da corrente e a vazão com utilização de molinete, em profundidade de 0,6 m, numa seção de pontos a cada metro. (Identificação do Molinete: A. OTT-15973. Equação: $V = 0,1351 \times N + 0,0248$, onde V, a vazão e N, o número de giros da hélice do molinete) e; 3) a largura, que foi determinada ao final da medida das vazões nos pontos.



Figura 2.1 – Metodologia de medidas hidrológicas, utilizando molinete hidrológico.

Os dados diários de chuvas de Campo Grande-MS foram coletados da Estação Meteorológica da Universidade para o Desenvolvimento da Região do Pantanal-UNIDERP, 2006, 2007, 2008 e foram utilizados nas análises, tanto para se ter um complemento das explicações das vazões coletadas, como para a verificação da influência nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

Vale ressaltar, que os dados de chuvas coletados pela estação são para toda a área de Campo Grande-MS, não sendo determinadas para quais bacias e os horários das chuvas. Portanto, foram utilizados com bastante cuidado. Por questão de escala, para os gráficos unificados com as vazões, os dados dos últimos 10 dias de chuvas entre o dia e anteriores às coletas foram transformados de milímetros para decímetros. Foi feita também uma discussão direta das vazões com os momentos de coleta e a possível influência das chuvas nos dados hidrológicos.

Para as análises da similaridade das características hidrológicas entre os pontos foi realizada uma Análise dos Componentes Principais (PCA). Uma outra ordenação, por Escalonamento Multidimensional Híbrido (HMDS) foi realizada usando os dados das comunidades de macroinvertebrados (ver Capítulo IV) e depois as características hidrológicas superpostas nos gráficos.

4 – Resultados e discussões das vazões e das chuvas em Campo Grande-MS.

A vazão na estação 01, que foi localizada em um curso d'água ainda não nomeado da bacia do córrego Segredo, variou durante o período de coleta de 0,002 m³/s a 0,030 m³/s, sendo esta maior vazão ocorrida durante a coleta de número 11, no dia 08 de fevereiro de 2008. No dia desta coleta choveu 0,2 mm e também, em dias anteriores, houve uma sequência de chuva que atingiu 36,4 mm em três dias. Como a estação está localizada em uma reserva florestal de 177 hectares, poderia também o curso d'água está recebendo água percolada dessas chuvas. Esta maior vazão não coincidiu com o período mais chuvoso nos 10 dias anteriores à coleta, porém, as maiores vazões registradas ocorreram quando houve chuvas no dia ou anteriormente às coletas (figura 2.2).

Em fevereiro de 2007 ocorreu também a segunda maior vazão, de 0,027 m³/s. No dia da coleta, 09 de fevereiro, choveu 0,1 mm, entretanto, nos dois dias anteriores choveu 32,3 mm e, não choveu no terceiro dia anterior, porém choveu nos demais 10 dias anteriores à coleta, perfazendo 114,30 mm. A média das vazões ficou em 0,014 m³/s; a velocidade média da água foi de 0,19 m/s, com profundidade média de 0,12 metros. As vazões neste curso d'água não variaram muito, sendo todas muito baixas e, ainda, por estar dentro de uma reserva com muita infiltração as vazões normalmente são estáveis.

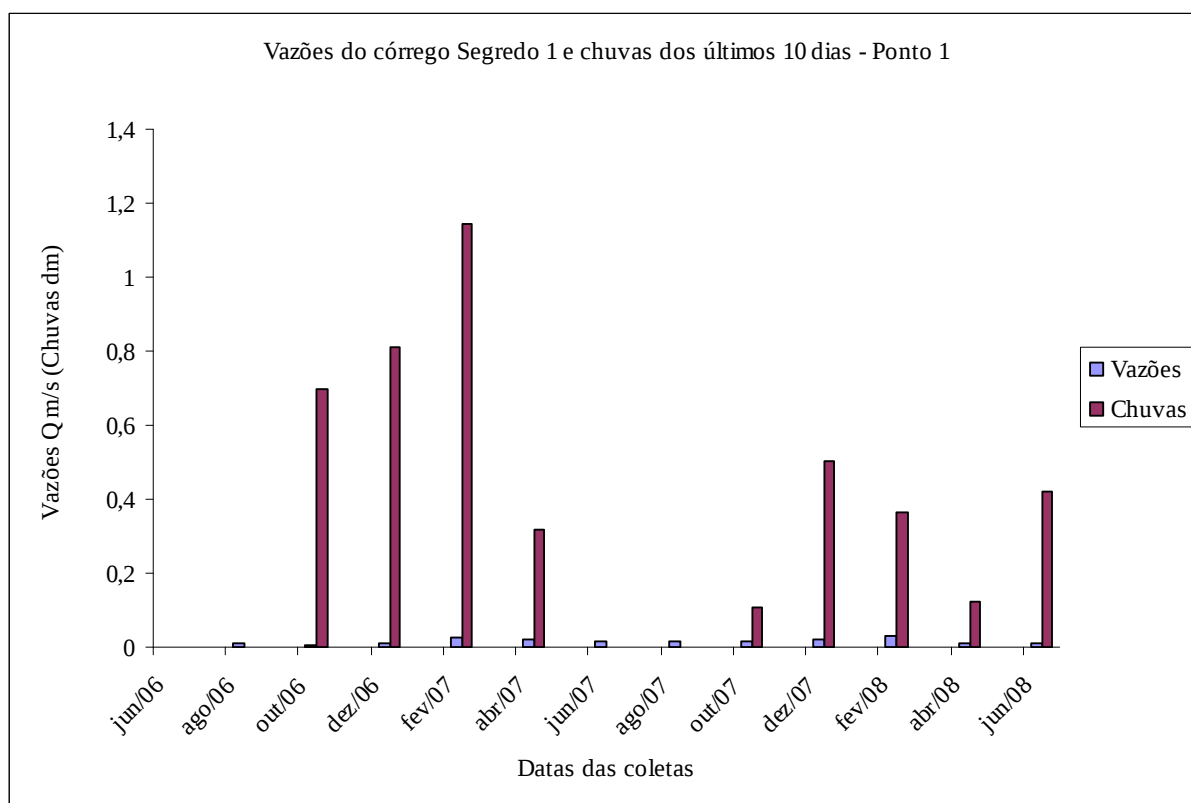


Figura 2.2 – Vazões do Córrego Segredo (curso d'água 1) e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.

A vazão do córrego no ponto 2 variou de 0,003 m³/s a 0,021 m³/s, sendo esta vazão mais alta ocorrida no dia 13 de abril de 2007, quando choveu 2,3 mm no dia da coleta e 4,1 mm no dia anterior e, 32 mm nos 10 dias anteriores à coleta. A segunda maior vazão de 0,020 m³/s ocorreu também em um período em que choveu 69,70 mm nos 10 dias anteriores à coleta que ocorreu no dia 05 de outubro de 2006.

A água percolada é um fator que contribui com a vazão, mas para este curso d'água não é significativa, em razão da baixa extensão do córrego que é de pouco mais de 200 metros. As vazões neste curso d'água não variaram muito, e este é o córrego com menores vazões entre todos os pontos, junto com o Révellion. Ainda, por estar dentro de uma reserva com muita infiltração as vazões não variam muito. As vazões maiores coincidiram com os períodos mais chuvosos nos 10 dias anteriores, embora, às vezes, tenha ocorrido de haver maiores chuvas no período e a vazão ser alta, mas não ser a maior (figura 2.3 – Fevereiro/07 e outubro/2007). A média das vazões ficou em 0,011 m³/s; a velocidade média da água foi de 0,412 m/s, com profundidade média de 0,132 metros.

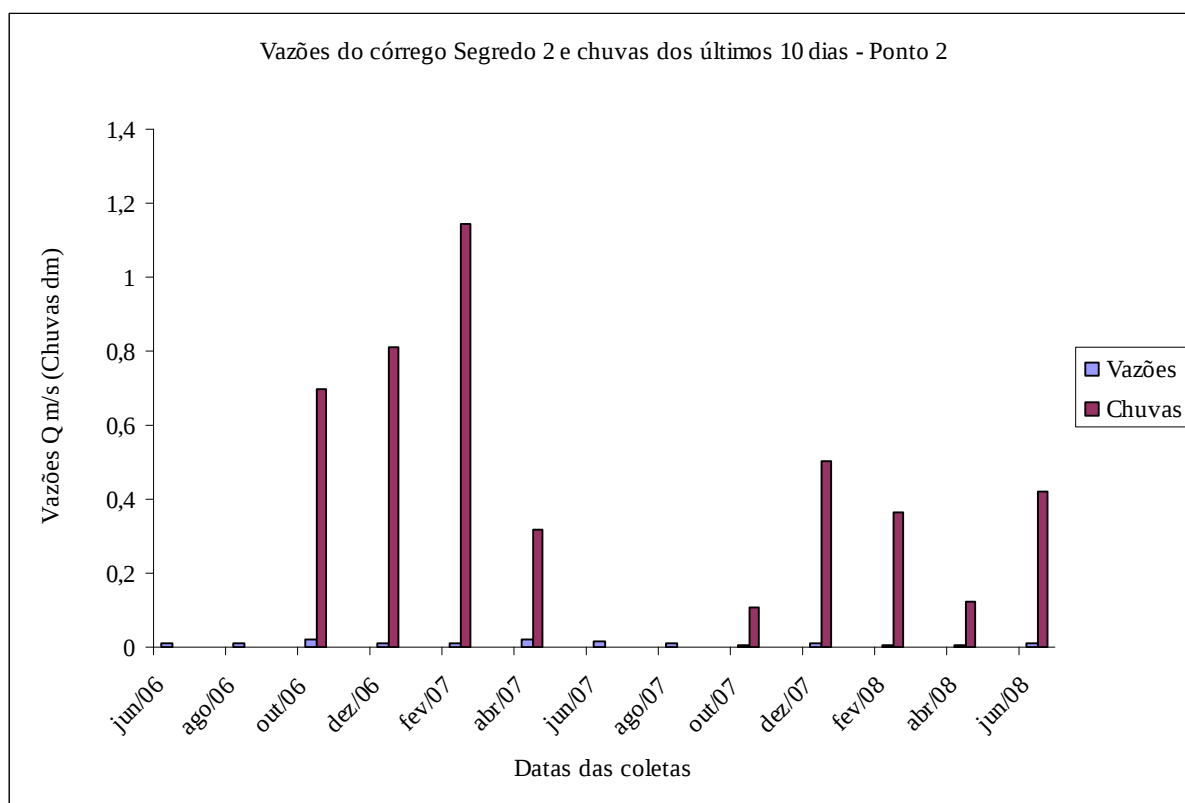


Figura 2.3 – Vazões do Córrego Segredo (curso d'água 2) e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.

A variabilidade das vazões neste curso d'água foi baixa no geral. Entretanto, no dia da coleta de junho de 2007, houve uma vazão muito baixa que foi de 0,007 m³/s, que não é comum para este córrego, o qual é maior do que os anteriores e, apesar de impactado por processos erosivos, está localizado a jusante de uma reserva florestal com diversas contribuições de afloramentos de água, o que faz com que não sofra grandes alterações nas vazões, porém, na coleta seguinte, em agosto, houve uma vazão alta para o córrego, mesmo sem chuvas.

Só houve um pico de vazão ocorrido na data da coleta de dezembro de 2007, que pode ser explicado pelas chuvas dos três dias anteriores que atingiram 28 mm e 50,40 mm nos dez dias anteriores. Apesar de ter sido esta a maior vazão, o período de maiores chuvas nos últimos 10 dias foi em fevereiro de 2007, que também houve alta descarga.

A exceção da coleta de junho/2007, as vazões também não variaram muito neste curso d'água. Possivelmente, o fragmento florestal à montante explique a manutenção da quantidade de água no córrego, mesmo em períodos sem chuvas (Figura 2.4). A média das vazões foi de 0,046 m³/s durante as coletas; a velocidade média da água foi de 0,510 m/s, com profundidade de 0,121 metros.

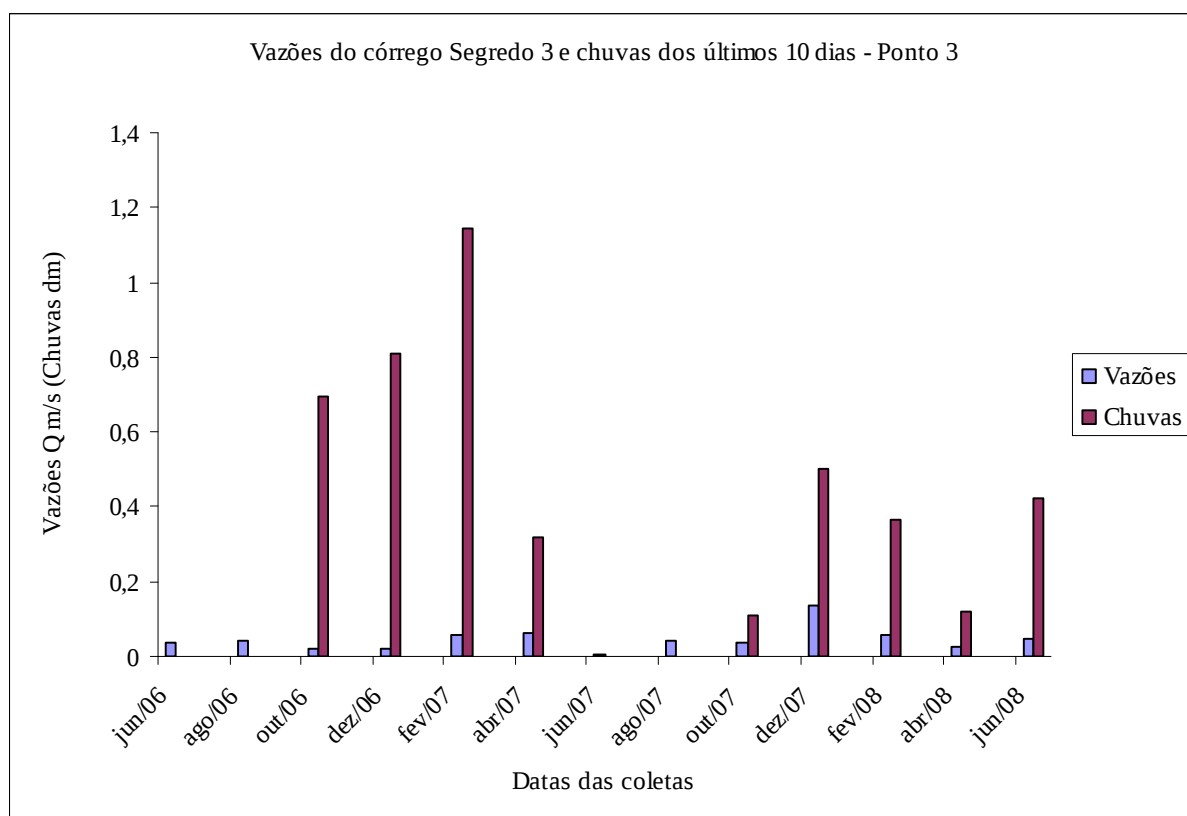


Figura 2.4 – Vazões do Córrego Nascentes do Segredo (curso d'água 3) e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.

O córrego Seminário é o maior curso d'água de primeira ordem e com maior volume de água da bacia do córrego Segredo. A vazão neste córrego sofreu variação de 0,020 m³/s a 0,096 m³/s, com três picos nesta proximidade de vazão. Apesar dos fatores pluviométricos terem influências nas vazões deste córrego, a retirada de água para irrigação, em razão de atividades agrícolas existentes são fundamentais para determinação das flutuações das vazões. Por isso, possivelmente não foram em todas as coletas que houve coincidência das vazões máximas com as chuvas.

Houve vazões altas (junho e agosto/2006) e baixas (junho e agosto/2007) em período sem chuvas. Isso pode confirmar a influência das atividades agrícolas (figura 2.5). Geralmente, os períodos com chuvas nos 10 dias anteriores obtiveram também altas vazões. A média das vazões foi de 0,051 m³/s durante as coletas; a velocidade média da água foi de 0,335 m/s, com profundidade média de 0,138 metros.

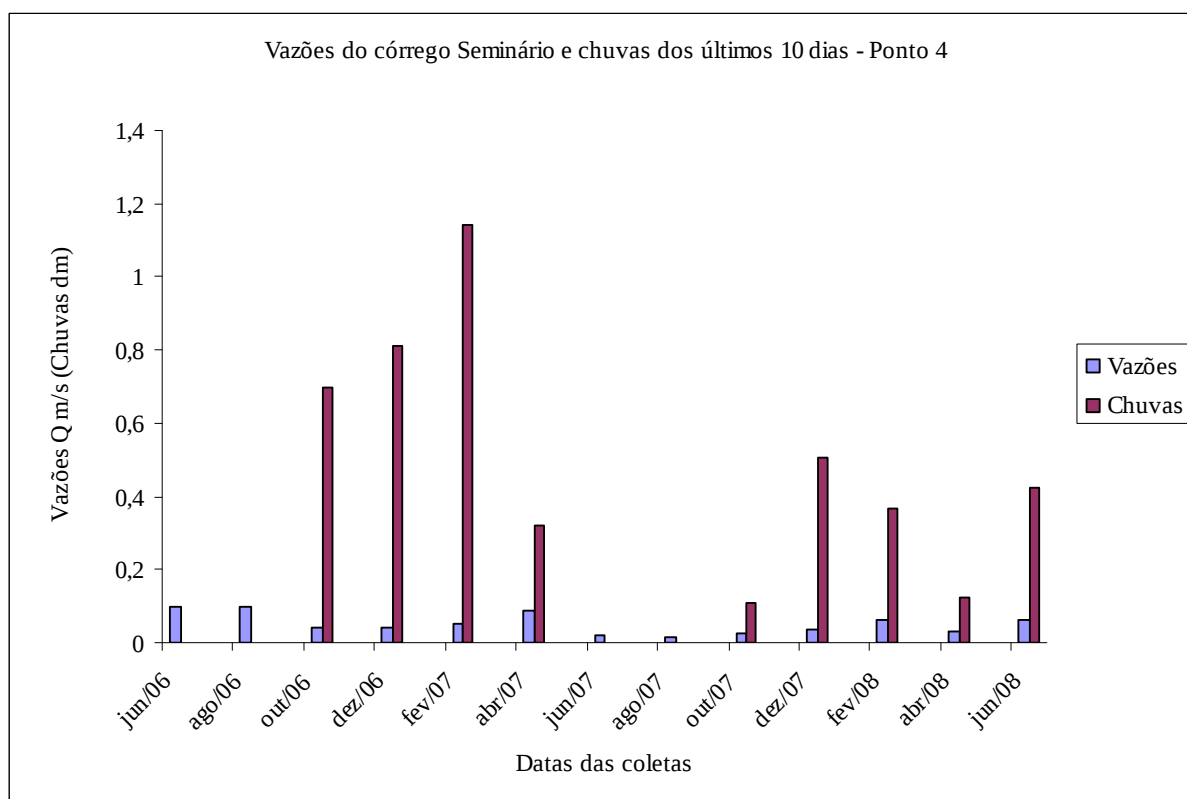


Figura 2.5 – Vazões do Córrego Seminário e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.

As vazões no córrego cascudo não variaram muito durante as 13 coletas. Este é um curso d'água localizado totalmente no perímetro urbano, com pouca contribuição de água de percolação. A vazão mais baixa de 0,025 m³/s ocorrida em abril de 2008, pode ter sido causada por alguma retirada, em razão de obras que ocorriam no local neste período. O pico de vazão foi de 0,084 m³/s em dezembro de 2007, que coincide com dia chuvoso.

A visão geral da figura 2.6 permite a percepção de que os períodos chuvosos não influenciam muito nas descargas. Possivelmente, a urbanização que é grande nesta bacia, com grandes áreas impermeabilizadas, faça com que as variações ocorram somente nos momentos das chuvas, por serem muito rápidas devido ao escoamento ser realizado por captações pluviais. A média das vazões do córrego foi de 0,062 m³/s e a média da velocidade da água foi de 0,51 m/s, com profundidade média de 0,138 metros.

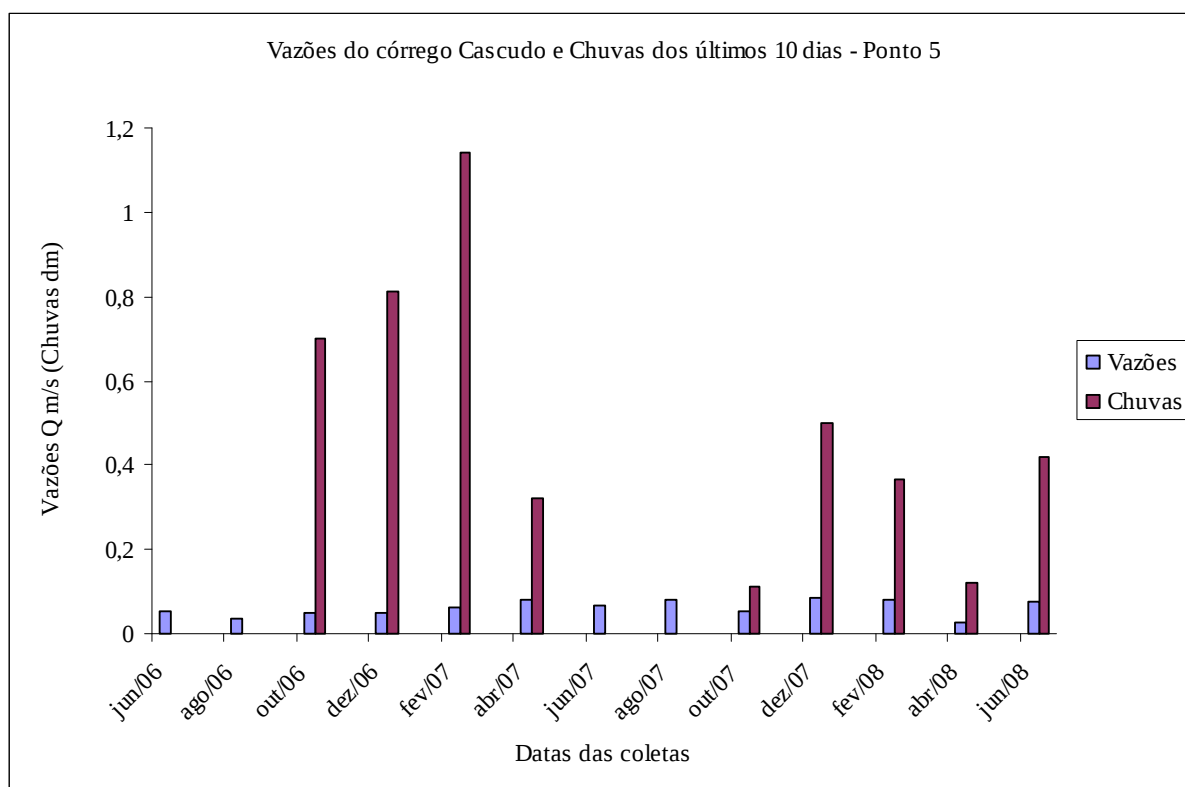


Figura 2.6 – Vazões do Córrego Cascudo e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.

O córrego Desbarrancado sofreu poucas variações de vazões. Trata-se de um curso d'água estável por estar localizado dentro de uma reserva florestal com aproximadamente 135 hectares, além de fragmentos florestais no entorno, localizados dentro do Parque dos Poderes e, conseqüentemente com estabilidade, devida a contribuição de água percolada na bacia. Houve um pico de vazão de 0,065 m³/s, em abril de 2007, possivelmente devido as chuvas no momento da coleta. No dia anterior havia chovido 4,1 mm e, no dia da coleta choveu 2,3 mm. Ainda nos dez dias anteriores à coleta, choveu 32 mm, porém, não foi a maior frequência de chuva nos 10 dias anteriores à coleta (figura 2.7).

Vazões altas também ocorreram em fevereiro de 2008, abril e junho de 2008. Mesmo em período sem chuva, as vazões se mantiveram dentro da média, indicando a estabilidade do curso d'água. A média das descargas foi de 0,042 m³/s; com velocidade média da água de 0,42 m/s e profundidade média de 0,10 metros.

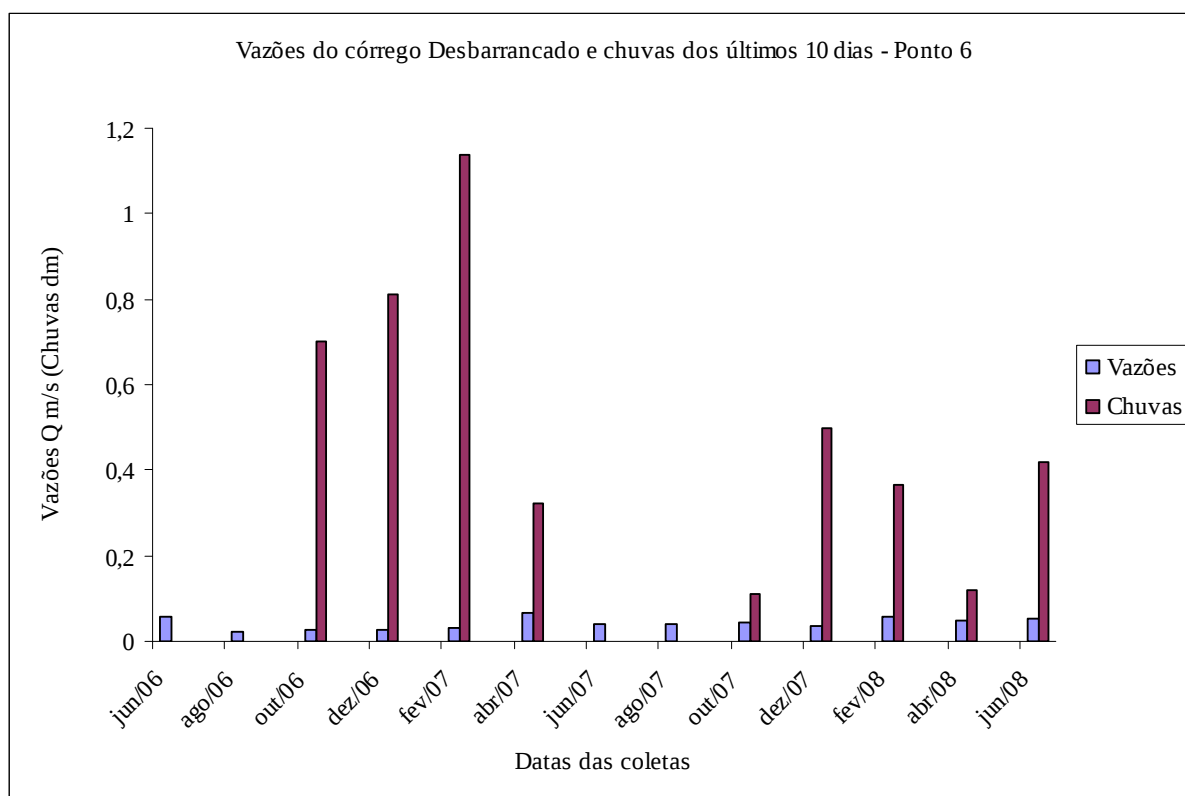


Figura 2.7 – Vazões do Córrego Desbarrancado e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.

O córrego Joaquim Português manteve uma vazão geral com pouca variabilidade. Somente com pico de vazão de 0,099 m³/s em fevereiro de 2007, possivelmente devido as fortes chuvas que atingiram 32,2 mm nos dois dias anteriores à coleta e também no dia da coleta de 0,1 mm, sendo a data com maiores chuvas nos 10 dias anteriores à coleta com 114 mm. Apesar de ser um córrego impactado por um processo erosivo na região das nascentes, este curso d'água sofre influência de água infiltrada, por estar dentro da reserva florestal do Parque dos Poderes. Atingiu sua menor vazão, de 0,017 m³/s em agosto de 2006, possivelmente por motivo de período prolongado de seca (figura 2.8).

As variações de vazões deveriam ser coincidentes com o córrego Desbarrancado, entretanto, este é um córrego que sofre impactos fora da reserva florestal, fator que possivelmente influenciou nas diferenças de descargas. A vazão média durante as coletas foi de 0,047 m³/s, com velocidade média da água de 0,434 m/s e profundidade média de 0,141 metros. A cobertura vegetal na zona de recarga possivelmente foi importante para a menor variação de vazão.

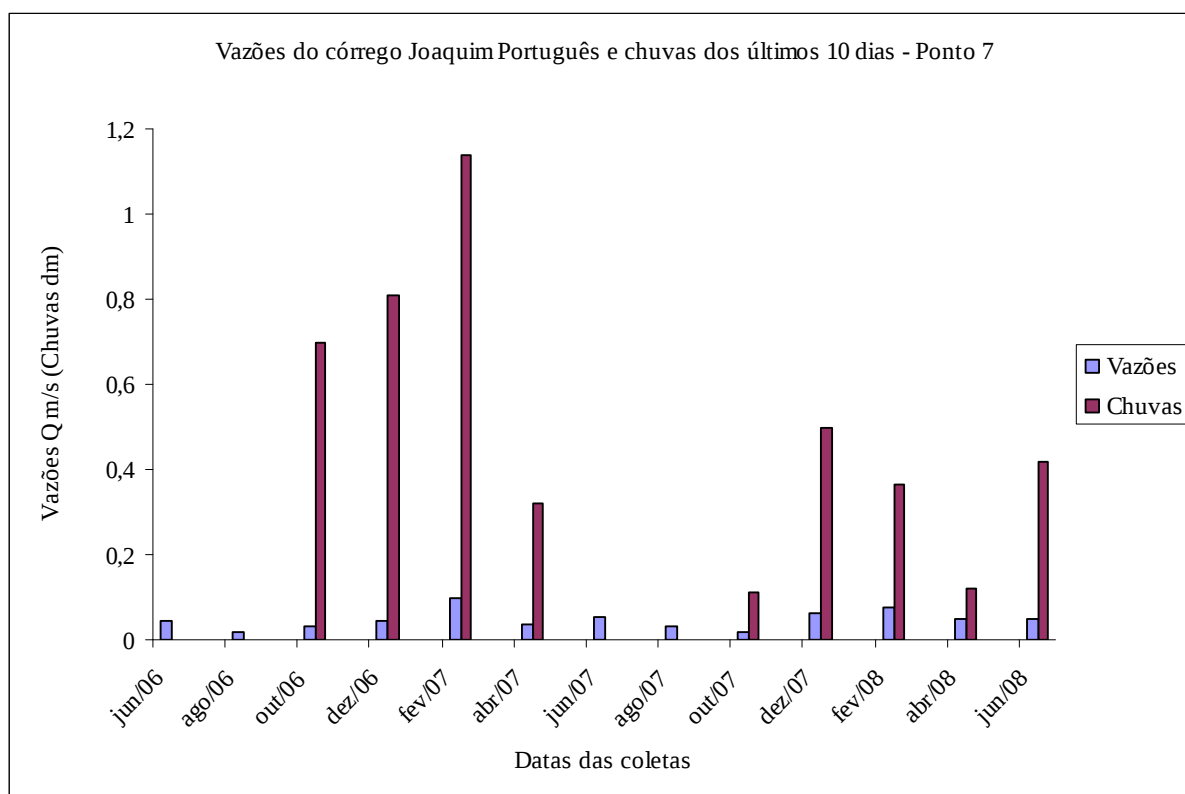


Figura 2.8 – Vazões do Córrego Joaquim Português e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.

O córrego Réveillon possui suas nascentes em uma represa que constitui uma atividade comercial de pesque-pague, atravessando a Avenida Mato Grosso, situada a aproximadamente 250 metros do ponto de coleta. Esta atividade, possivelmente, é que realmente controla o fluxo de vazões do córrego. Isso pode ser analisado para explicar as vazões altas em junho de 2006 e o pico em agosto de 2006, período que não se registraram chuvas. A exceção dessas datas, as vazões não tiveram muita variabilidade, mesmo com chuvas fortes nos 10 dias anteriores às coletas, confirmando o controle de vazão pela represa na atividade de pesque-pague (figura 2.9). A média da vazão de 0,011 m³/s mostra tratar-se de um pequeno curso d'água. A velocidade média da água é de 0,395 m/s e a profundidade média de 0,11 metros.

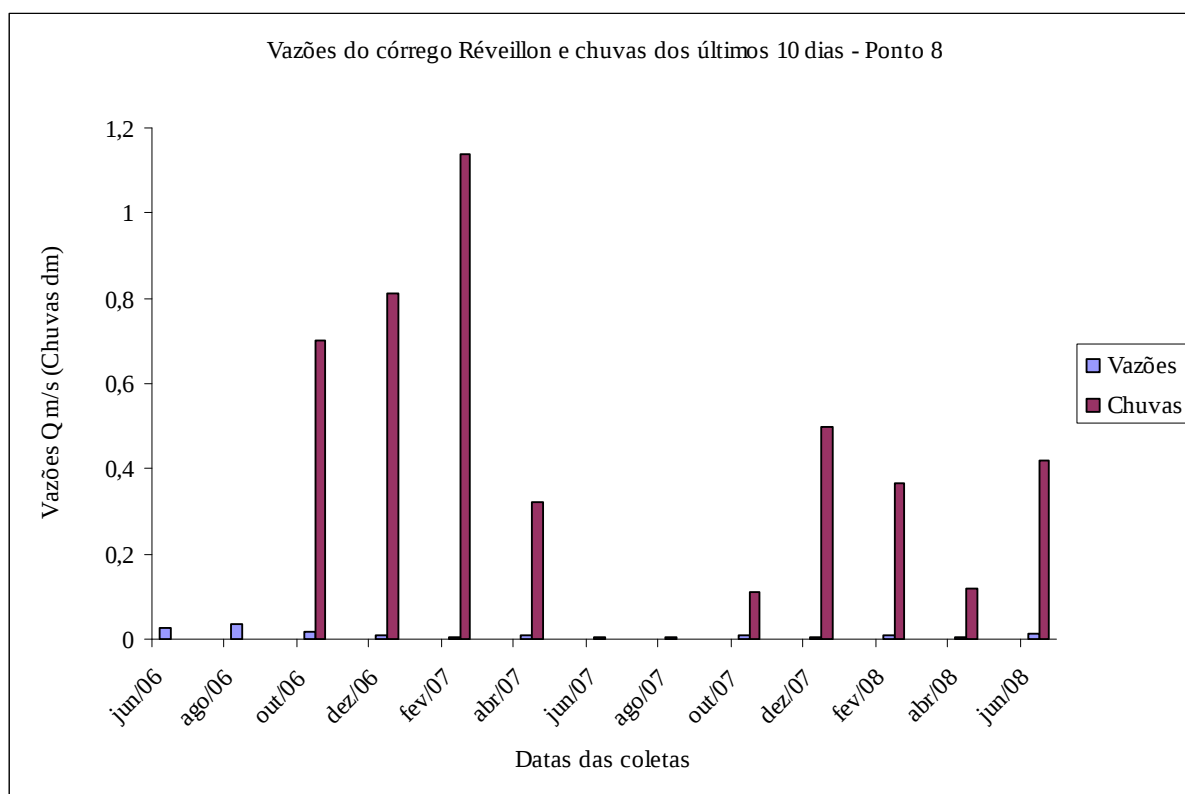


Figura 2.9 – Vazões do Córrego Réveillon e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.

Este se trata do córrego com maior vazão das duas bacias analisadas e o de maior área de bacia. Os picos de vazões ocorreram concomitantemente com chuvas no dia das coletas ou chuvas pesadas nos dias anteriores. Coincidentemente, as menores vazões deram-se no mês de junho e agosto de 2006, período que não se registraram chuvas e outubro de 2007, apesar de registro de chuva (figura 2.10).

Este fator indica a baixa influência da água de infiltração na bacia na manutenção da vazão do córrego, em razão do alto grau de impermeabilização, aliado à baixa cobertura vegetal nos pontos de recarga, haja vista estar este corpo d'água localizado todo no perímetro urbano. Este fator faz com que, mesmo havendo chuvas, as águas escoem rapidamente. A vazão média do córrego foi de 0,203 m³/s; com velocidade média da água de 0,35 m/s e profundidade média de 0,19 metros.

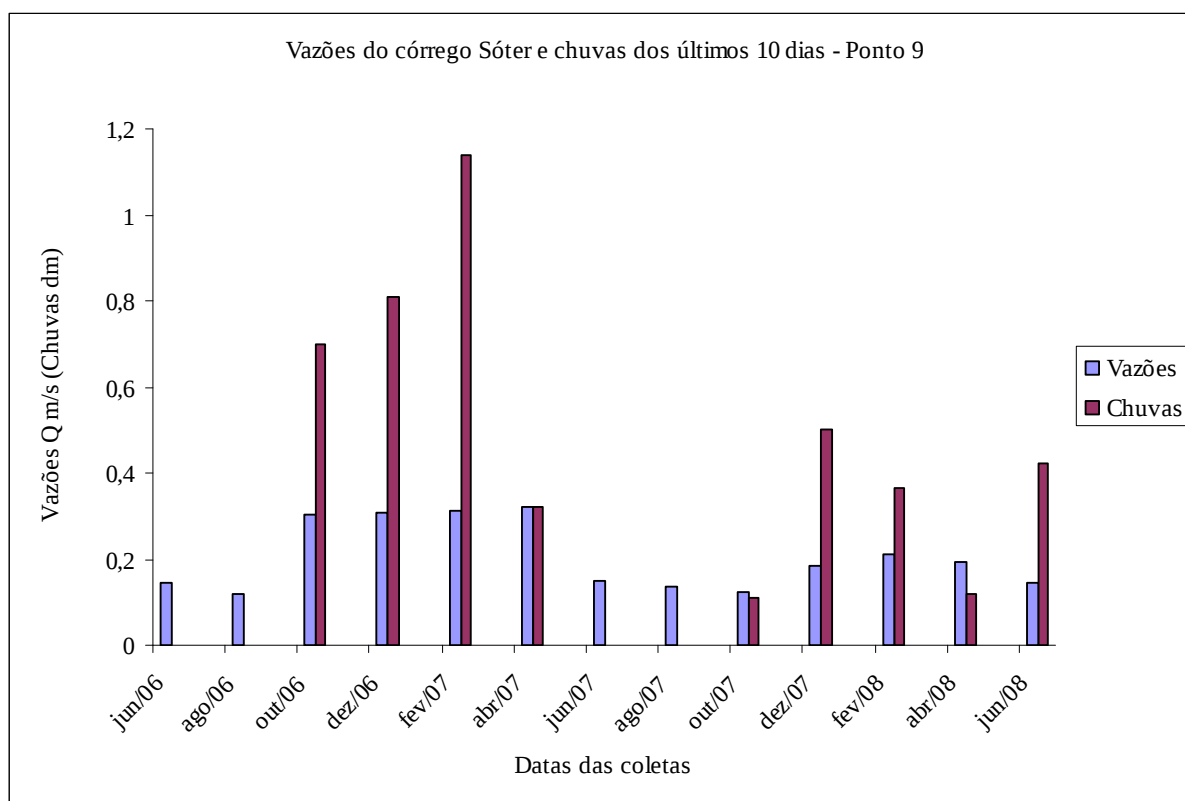


Figura 2.10 – Vazões do Córrego Sóter e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.

O córrego vendas foi o que apresentou maior variabilidade com relação às vazões. Os picos de vazões ocorridos em outubro de 2006, abril de 2007 e junho de 2008 foram coincidentes com dias de chuvas (figura 2.11). Por outro lado, as demais variabilidades podem ser explicadas pela existência de uma atividade comercial de lava-jato, localizada a 600 metros a montante do ponto de coleta, a qual pode influenciar nas vazões do curso d'água que é pequeno. Em algumas coletas podiam ser observadas espumas na água geradas por esta atividade. A vazão média do córrego foi de 0,088 m³/s; com velocidade média da água de 0,534 m/s e profundidade média de 0,132 metros.

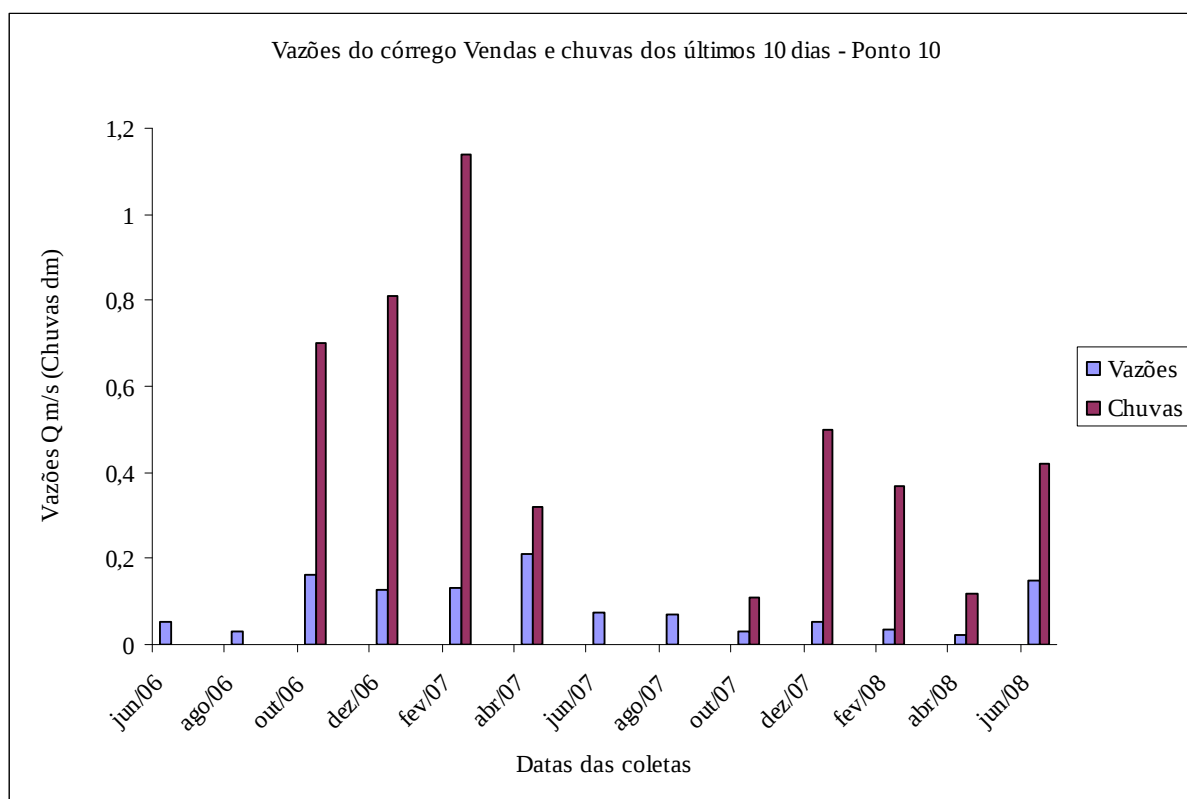


Figura 2.11 – Vazões do Córrego Vendas e chuvas em Campo Grande-MS nos últimos 10 dias à coleta.

5 – Os dados de chuvas diárias em Campo Grande-MS.

As chuvas diárias analisadas foram fundamentais para as conclusões relacionadas às vazões e, na maioria das vezes, foram coincidentes os dias chuvosos e com chuvas anteriores e dias secos, com as maiores e menores vazões registradas na maioria dos 10 cursos d'água analisados. Somente, por algum fator artificial determinante como: retirada para atividades agrícolas e escoamento rápido devido à impermeabilização da bacia, esses dados sofreram algumas alterações.

No ano de 2006, o mês de junho, em que foi realizada a primeira coleta foi um mês de seca, havendo chuva de 20,3 mm, somente no dia 11, após a coleta, que foi no dia 2 e, no dia 25 aconteceu uma pequena chuva de apenas 4 mm. No mês anterior houve 92,4 mm de chuva, porém, antes do dia da coleta houve somente uma pequena chuva de 1,2 mm no dia 25 de maio e o restante se concentrou nos dias 20, 21 e 22. No mês de agosto, as chuvas também ocorreram bem depois da coleta, 26, 27 e 28, sendo que a coleta ocorrera no dia 11. Antes ocorrera uma chuva de 1,6 mm no dia 29 de julho e, as demais nos dias 1 e 2. No mês de julho choveu somente 13,2 mm. O mês de outubro, quando ocorreu a terceira coleta, dia 05, foi um

mês chuvoso, com 178,6 mm de chuva em média, inclusive, no dia da coleta choveu 28,1 mm e nos 10 dias anteriores 28,4 mm.

O mês anterior, que foi um mês também bastante chuvoso com 102 mm, apresentou 12,2 mm de chuva no dia 27. Em dezembro, quando houve a quarta coleta choveu 110,3 mm, chovendo 5,7 mm quatro dias antes da coleta e mais 68,4 mm no quinto e sexto dias anteriores. Além disso, houve 7,3 mm de chuvas nos dias 3, 4, 5 e 6. Portanto, as chuvas podem ter influenciado os dados das vazões.

Em 2007, o mês de fevereiro foi bastante chuvoso, com 220,7 mm de média, inclusive, no dia da coleta, 09 de fevereiro, houve uma pequena chuva de 0,1 mm. Nos dois dias anteriores choveu 32,2 mm, ficando o terceiro dia anterior sem chuva, entretanto, nos 4 dias anteriores a este choveu 54,6 mm. No dia 1º houve traços de chuva, mas nos 07 últimos dias do mês de janeiro choveu 79,8 mm. Portanto, as chuvas podem ter tido grande influência nos dados desta coleta.

No mês de abril também choveu 2,3 mm no dia da coleta e no dia anterior 4,1 mm. Quatro dias antes, ainda choveu 25,6 mm. As chuvas podem ter influenciado nos resultados. No mês inteiro choveu em média 73,8 mm. O mês de junho, como em 2006 foi bastante seco, não havendo nem traços de chuva. Em agosto, só houve traços de chuva no dia 27, bem depois do dia da coleta.

Outubro foi um mês chuvoso com 124 mm, porém, diferente do ano anterior, não houve chuva no dia da coleta e, somente choveu um total de 11 mm, no 4º e 5º dia antes da coleta no mês anterior, entretanto, esta chuva pode ter influência nos dados de vazões. Por outro lado, no mês de dezembro choveu 206,3 mm. Apesar de não ter chovido no dia da coleta, nos três dias anteriores choveu 28 mm e, antes do 4º dia, ainda choveu 81 mm, chuvas estas, que podem ter influenciado nos dados da coleta, especialmente os biológicos (Callisto *et al.*, 2005).

No ano de 2008, em fevereiro, quando foi realizada a coleta 11, no dia 08, houve 0,2 mm de chuva e no mês inteiro 261,4 mm, porém, antes da coleta houve chuva no mês de janeiro, desde o dia 11 ao dia 31, atingindo 261 mm neste mês. Chuvas intensas deste tipo, mesmo acontecendo a partir de uma semana antes da coleta, podem ter influência nos dados biológicos. Em abril choveu 105,4 mm, embora a maior parte da chuva tenha ocorrido depois do dia da coleta que foi no dia 11.

Choveu nos dias 1, 2 e 3 um total de 25,4 mm, que se deram sete dias antes da coleta. Já o mês de junho, que nos anos anteriores foram secos, choveu novamente pouco, somente 1,6 mm (até metade do mês, quando foram fechados os dados), porém, aconteceram quatro dias de pequenas chuvas anteriormente à coleta, chovendo 1 mm. Chuvas deste tipo podem ter alguma influência nos dados somente nas áreas mais urbanizadas. Entretanto, no dia 29 e 30 de maio, respectivamente 8º e 7º dias anteriores à coleta choveu 41,2 mm, chuva esta que tem poder de influenciar nos dados, especialmente os biológicos (Callisto *et al.*, 2005).

Vale ressaltar que os dados de chuvas aqui discutidos são para a área de Campo Grande, podendo muitas vezes não terem ocorrido dentro das bacias estudadas, fator este, que pode também ter influenciado para explicar as alterações nas vazões do córregos.

6 – Resultados e discussões da similaridade hidrológica com as comunidades bentônicas nos pontos amostrados nas 13 coletas.

Para as análises da similaridade das características hidrológicas entre os pontos foi realizada uma Análise dos Componentes Principais (PCA) (Figura 2.12). Uma ordenação indireta, por Escalonamento Multidimensional Híbrido (HMDS) foi realizada usando os dados das comunidades de macroinvertebrados (ver Capítulo IV) e depois as características hidrológicas superpostas nos gráficos (Figura 2.13).

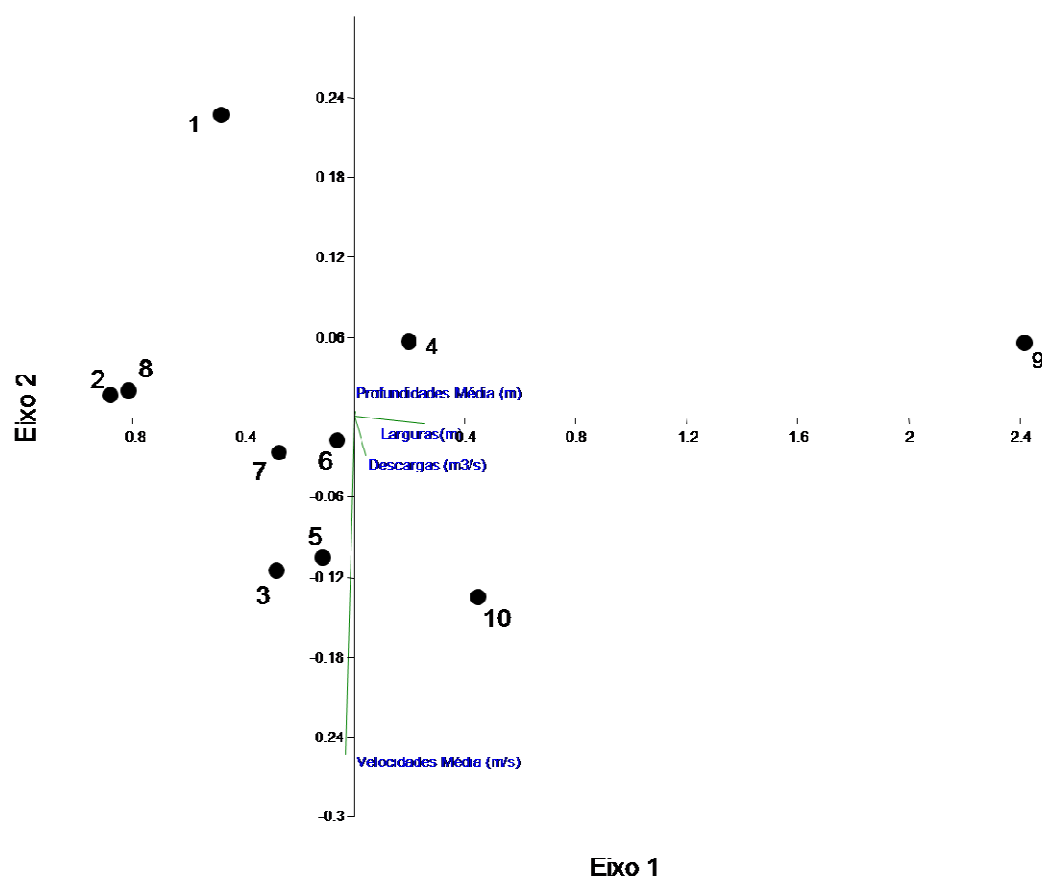


Figura 2.12 – Ordenação dos pontos de coletas, através de Análise de Componentes Principais (PCA) das características hidrológicas. A soma dos 3 primeiros eixos explicou 99,93% da variação encontrada (primeiro eixo 98,6%; segundo eixo 1,29%; terceiro eixo 0,04%).

O ordenação (PCA) mostrou que os cursos d'água mais similares entre si pelas descargas foram onde foram estabelecidos os pontos 9, 10 (figura 2.12). O ponto 9 apresentou maior descarga e, em seguida, os pontos 10 e 7. Estas similaridades seriam esperadas, por se tratarem de pontos da mesma ordem em duas bacias de áreas parecidas. O ponto 9 apresentou maior vazão, contudo, isto era esperado, pois trata-se da maior bacia hidrográfica entre as 10 estudadas.

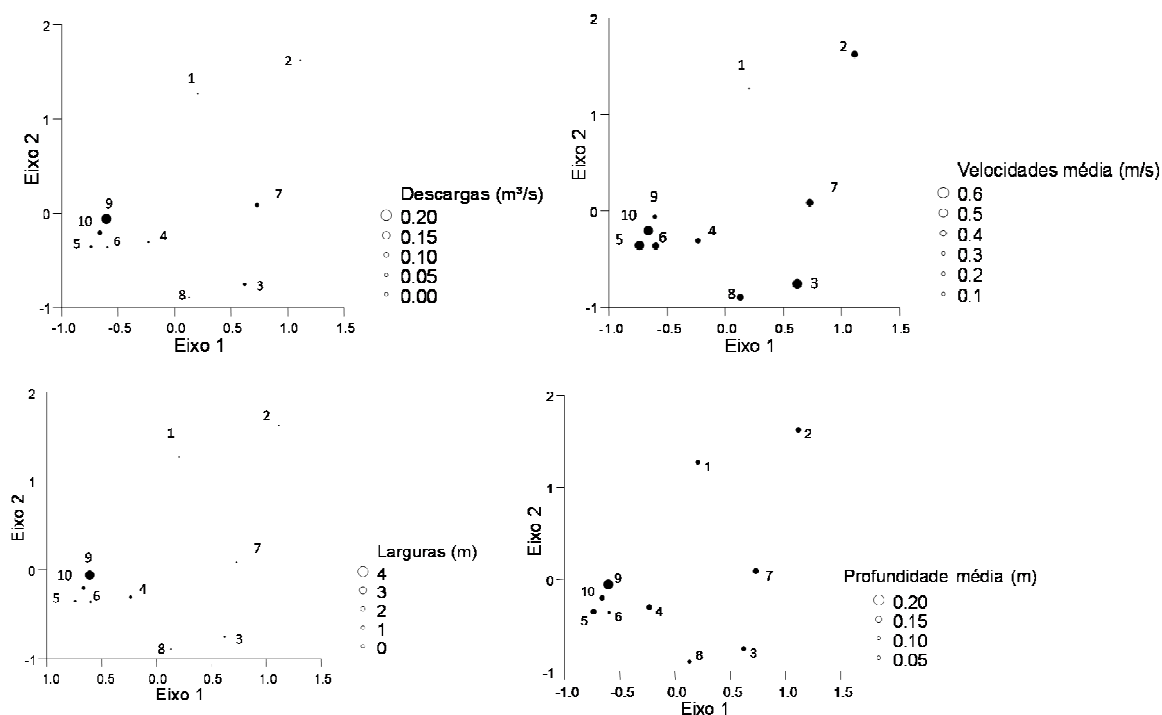


Figura 2.13 – Ordenação indireta dos 10 pontos de coleta, por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS), em duas dimensões em função das comunidades macrobentônicas ($stress = 0,08$, $r^2 = 0,94$). O tamanho dos pontos é diretamente proporcional à variável ambiental indicada.

O escalonamento multidimensional híbrido (HMDS) mostrou que os corpos d'água mais similares entre si pelas descargas foram aqueles em que foram estabelecidos os pontos 9, 10 e 7, sendo o ponto 9 bastante destacado (figura 2.13).

Os pontos 3, 5, 6 e 7 foram estabelecidos como bastante similares hidrológicamente, com relação a quase todos os parâmetros analisados. Os pontos 9 e 10 apresentaram largura e descarga mais similares; os pontos 3, 5 e 10 apresentaram maiores velocidades médias entre todos os pontos. A maior velocidade nestes dois pontos pode ter sido devida a declividade da bacia. Largura e descarga separaram o ponto 9, que foi o de maior vazão, que pode ser explicada em razão do tamanho da bacia.

Os pontos 4, 7, 3, 6, 2, 1 e 8 foram estabelecidos como os de maiores similaridades hidrológicas, com relação a todos os parâmetros analisados. Os pontos 9 e 10 apresentaram largura e descarga mais similares; os pontos 3 e 5 apresentaram maiores velocidades médias entre todos os pontos. A maior velocidade nestes dois pontos pode ter sido devida a declividade da bacia.

A velocidade média explicou 98,6% da variação dos dados, enquanto as descargas explicaram 1,29% e a profundidade explicou 0,04%. Murphy e Davy-Bowker (2005) em estudo da estrutura espacial das comunidades de macroinvertebrados bentônicos na Inglaterra e no País de Gales, encontraram a profundidade explicando 5,1% da variação dos dados da composição da comunidade.

Brooks *et al.* (2005) em estudo de condições hidráulicas em *microhabitats* e distribuição de macroinvertebrados no rio Kangaroo na Austrália encontraram relação negativa da abundância com a profundidade, que explicou pouco a variação espacial ($r = 0,10$). Concluíram também que a combinação de condições hidráulicas e dureza do substrato exercem importante papel na distribuição espacial das comunidades. Velocidade leve foi significativamente relacionada a abundância e riqueza da comunidade.

Na Holanda Peeters *et al.* (2004) encontraram resultados que mostraram que a profundidade, aliada a sedimentação e OD e pH explicaram 45% da variabilidade na comunidade dos macroinvertebrados bentônicos. Bond e Downes (2003) em estudo na Austrália, em experimento controlado, verificaram que o fluxo e a sedimentação podem influenciar na abundância e diversidade da comunidade bentônica.

O curso d'água com maior vazão média das duas bacias foi o córrego Sóter com 0,203 m³/s, seguido pelo córrego vendas com 0,088 m³/s. As menores vazões foram registradas no córrego Segredo 2 e no córrego Réveillon, com média de 0,011 m³/s. A maior velocidade média foi registrada no córrego Vendas com 0,53 m/s, seguido pelos córregos Segredo 3 e Cascudo com 0,51 m/s e o curso d'água com menor velocidade média foi o Segredo 1, com 0,19 m/s. Possivelmente, a declividade das bacias aonde foram estabelecidos os pontos foi determinante para a composição das velocidades médias. O curso d'água mais largo foi o Sóter com 3,58 metros, seguido pelo córrego Vendas com 1,58 m. O mais estreito foi o Segredo 1 com 0,27 m.

Não se esperavam variações das comunidades em relação aos parâmetros hidrológicos, em virtude dos corpos d'água analisados serem muitos parecidos hidrológicamente. As descargas foram mais estáveis nos cursos d'água localizados dentro das Unidades de Conservação nas duas bacias. Naqueles localizados no perímetro urbano, as vazões foram um pouco mais variadas. Geralmente as maiores vazões nos pontos com maior conservação ambiental ocorreram em dias chuvosos, ou quando houve chuvas em dias anteriores. Possivelmente, isso se deve ao recebimento de água percolada. Já nas estações em áreas predominantemente urbanizadas as vazões não variaram muito com relação às chuvas. Isso,

possivelmente, se deve ao fato de que as águas pluviais são canalizadas e escoam rapidamente, voltando o curso d'água em pouco tempo às vazões normais.

.7 – Conclusões.

A urbanização exerceu influência decisiva nos dados. Murphy e Davy-Bowker (2005) chegaram a resultados indicativos de que as correntes urbanas, a poluição e atividades antropogênicas foram duas vezes mais influentes na integridade da comunidade do que outras variáveis, como entrada de agroquímicos e canalização. Substrato, alcalinidade, escoamento urbano e categoria de vazões foram os mais importantes descritores da composição da comunidade nestes países. Pires *et al.* (2000) em estudo na bacia do rio Guadiana em Portugal verificaram que as condições hidrológicas (profundidade e largura) afetam a estrutura da comunidade.

Para caracterização das comunidades de macroinvertebrados na Bélgica, Adriaenssens *et al.* (2007) testaram parâmetros hidrológicos (velocidade, profundidade e largura do curso d'água) juntamente com parâmetros físicos, químicos e comunidades bentônicas. Em uma DCCA, a largura e a (condutividade) explicaram a maior parte da variância dos macroinvertebrados. Os autores afirmaram que, além da largura do curso d'água, as comunidades bentônicas são refletidas pelas variáveis ambientais de velocidade da corrente e profundidade.

Couceiro *et al.* (2007) em estudo em Manaus, Brasil, encontraram correlação dos macroinvertebrados de baixas tolerâncias com maior profundidade e velocidade da água. Em estudo testando a microdistribuição de invertebrados na Alemanha, Effenberger *et al.* (2007) verificaram que a velocidade da corrente, próxima ao leito tem correlação com a microdistribuição da comunidade de invertebrados. Concluiu ainda, que em locais estáveis há maior densidade de invertebrados.

Embora neste trabalho, as condições hidrológicas tenham sido testadas juntas com outras variáveis, elas são fundamentais para o entendimento da composição da comunidade. Collier (2008) identificou a variabilidade do fluxo como um fator de influência na comunidade biológica, em um trabalho na Nova Zelândia. Menor fluxo, maior estabilidade da comunidade. Ainda afirma, que o uso do solo, condições físicas e hidrológicas parecem influenciar especialmente nos organismos mais sensíveis.

Sagnes *et al.* (2008) verificaram que, como para peixes, larvas de insetos aquáticos podem responder diferentemente ao gradiente hidráulico enquanto crescem. Dependendo, espécies podem mudar para alta ou baixa condição de velocidade e mudar sua morfologia para adaptar-se. Populações gargalos podem se superar e se adaptarem para tamanhos adequados às condições hidráulicas. Muotka e Syrjanen (2007), em estudo na Finlândia, perceberam que os bentos conseguem se refugiar durante alto fluxo, em especial nos musgos.

Quinn *et al.* (1997) em estudo de verificação da influência do uso do solo nas comunidades sugeriram que a velocidade do fluxo provavelmente tenha alterado a composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Kovalak (1981) afirma que a velocidade pode interferir na oxigenação e influenciar na composição da comunidade.

As análises por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS) e Análise de Componentes Principais (PCA) das características hidrológicas indicaram serem os cursos d'água bastante similares, o que era esperado por serem de primeira ordens e dentro da mesma bacia, inclusive, sendo estas de áreas semelhantes. A exceção foi o córrego Sóter que obteve maior vazão média, fator explicado devido ao tamanho de sua bacia.

Com relação às chuvas, a predominância de chuvas nos últimos 10 dias às coletas em Campo Grande, foi nos meses de outubro e dezembro de 2006 e fevereiro de 2007, período mais chuvoso de todos e, em dezembro, fevereiro e junho de 2008. Nem sempre os períodos mais chuvosos influenciaram nas vazões. A escolha deste período de 10 dias foi em razão de que as chuvas poderiam explicar algum possível dado discrepante nas análises, já que os dados de chuvas não eram para cada bacia.

Em estudos sobre a colonização de macroinvertebrados, em Itatinga, Brasil, Carvalho e Uieda (2004) perceberam que a estabilização da comunidade, em período seco, se dá entre 7 e 13 dias. Em perímetro urbano, onde os pulsos de inundações são muito fortes, devido a alta impermeabilização, este prazo para recomposição das comunidades, deve ser observado para as coletas. Walsh *et al.* (2001) verificaram que a drenagem urbana altera o regime hidrológico e, dependendo da intensidade das enchentes, afeta a composição da comunidade.

Em suma, os estudos propostos com comunidades bentônicas devem ter a preocupação com dados relativos às condições hidrológicas e de chuvas, devido à importância destas variáveis para as comunidades.

8 - Referências Bibliográficas.

- ADRIAENSSENS, V.; VERDONSCHOT, P. F. M.; GOETHALS, P. L. M.; PAUW, N. de. **Application of clustering techniques for the characterization of macroinvertebrate communities to support river restoration management.** Aquatic Ecology (41), p.387-398, 2007.
- ALBA-TERCEDOR, J. **Macroinvertebrados acuaticos y calidad de las aguas de los rios.** IV Simposio Del Agua en Andalucia (SIAGA). Almeria, 1996. Deptº. de Biología Animal e Ecología. Universidade de Granada. Espanha. v.II p. 203-213 – IBSN: 847840-262-4, 1996.
- BOND, N. R. & DOWNES, B. J. **The independent and interactive effects of fine sediment and flow on benthic invertebrate communities characteristic of a small upland streams.** Freshwater Biology (48), pp. 455-465, 2003.
- CALLISTO, M.; GOULART, M.; BARBOSA, F. A. R.; ROCHA, O. **Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco river (northeastern Brazil).** Braz. J. Biol. 65 (2), pp. 1-6, 2005.
- BROOKS, A. J.; HAEUSLER, T.; REINFELDS, WILLIAMS, S. **Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles.** Freshwater Biology, (50), pp. 331-344, 2005.
- CARVALHO, E. M. & UIEDA, V. S. **Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil.** Revista Brasileira de Zoologia, 21 (2), pp. 287-293, 2004.
- COLLIER, K. J. **Temporal patterns in the stability, persistence and condition of stream macroinvertebrates communities: relationships with catchment land-use and regional climate.** Freshwater Biology (53) pp. 603-616, 2008.
- COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; LUZ, S. L. B.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P. **Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil.** Hydrobiologia (575), pp 271-284, 2007.
- EFFENBERGER, M.; SAILER, G.; TOWNSEND, C. R.; MATTHAEI, C. D. **Local disturbance history and habitat parameters influence the microdistribution of stream invertebrates.** Freshwater Biology (51), pp. 312-332, 2006.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T., and RYAN P. D. **PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis.** Palaeontologia, Electronica 4(1): 9pp., 2001 - http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- HOSE, G. C.; WALTER, T.; BROOKS, A. J. **Short-term colonization by macroinvertebrates of cobbles in main channel and inundated stream bank habitats.** Hydrobiologia (592), pp. 513-522, 2007.

KOVALAK, W. P. **Assessment and prediction of impacts of effluents on communities of benthic stream macroinvertebrates.** Ecological Assessment of Effluent Impacts on Communities Of Indigenous Aquatic Organism, ASTM STP 730. J. M. Bates and C. I. Web. Eds., American society for testing and materials, pp. 255-263, 1981.

MUOTKA, T. & SYRJANEN, J. **Changes in habitat structure, benthic invertebrate diversity, trout populations and ecosystem process in restored forest streams: a boreal perspective.** Freshwater Biology (52), pp.724-737, 2007.

MURPHY, J. & DAVY-BOUKER, J. **Spatial structure in lotic macroinvertebrate communities in England and Wales: relationship with physical, chemical and antropogenic stress variables.** Hydrobiologia (534), pp. 151-164, 2005.

PEETERS, E. T. H. M.; GYLSTRA, R.; VOS, J. H. **Benthic macroinvertebrate community structure in relation to food and environmental variables.** Hydrobiologia (519), pp. 103-115, 2004.

PIRES, A. M.; COWX, i. g.; COELHO, M. M. **Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana basin (Portugal).** Hydrobiologia (435), pp. 167-2000.

SAGNES, P.; MÉRIGOUX, S.; PÉRU, N. **Hydraulic habitat use with respect to body size of aquatic insect larvae: Case of six species from a French Mediterranean type stream.** SciencDirect. ELSEVIER. Limnologica (38), pp. 23-33, 2008.

QUINN, J. M.; COOPER, A. B.; DAVIES-COLLEY, R. J.; RUTHERFORD, J. C.; WILLIAMS. **Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand.** New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, Vol. 31, pp. 579-597, 1997.

UNIDERP – Universidade para o Desenvolvimento da Região do Pantanal. **Estação metereológica de Campo Grande-MS.** 2006, 2007 e 2008.

WALSH, C. J, SHARPE, A. K, BREEN, P. F. **Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. benthic macroinvertebrates communities.** Freshwater Biology (46), pp. 535-551, 2001.

Capítulo III

Análises físicas, químicas e bacteriológicas

1 – Introdução.

Aliar análises físicas e químicas aos trabalhos de monitoramento biológico é fundamental para se entender a estrutura da comunidade dos organismos estudados. Quando se iniciam pesquisas para verificação de uso de organismos em índices biológicos, alguns parâmetros que influenciam diretamente nas comunidades não podem deixar de ser analisados. O entendimento das tolerâncias à poluição dos organismos, que são variáveis conforme as condições ambientais, só ocorre a partir do conhecimento das características físicas, químicas e biológicas dos locais de amostragem e do conhecimento dos próprios organismos.

Por isso, a maioria dos estudos com macroinvertebrados bentônicos, em especial, os em estágios iniciais para determinadas regiões, privilegia análises conjuntas, delineando as físicas e químicas para o tipo de estudo que se quer realizar. Os que se destinam a constituição ou adaptação de índices biológicos, normalmente utilizam esta metodologia de análises conjuntas. Armitage *et al.* (1983); Hilsenhoof (1988); Alba-Tercedor e Sanchez-Ortega (1988), Junqueira e Campos (1998), Junqueira *et al.* (2000); Orfandis *et al.* (2003); Frappier e Eckert (2007) e vários outros autores trabalharam dessa forma.

A qualidade física, química e bacteriológica da água é de suma importância, para se entender o comportamento das comunidades aquáticas, pois a sobrevivências ou alteração dos organismos respondem às características dos parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos da água, bem como, às condições nas adjacências da bacia hidrográfica. Os níveis aceitáveis destes parâmetros de qualidade são regulamentados no Brasil pela Resolução CONAMA 357/2005.

2 – Objetivos.

Realizar uma análise direta dos parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos analisados, com base na Resolução CONAMA 357/2005 e verificar as similaridades entre os pontos com relação a estes parâmetros.

3 – Metodologia.

3.1 – Metodologia de análises dos dados físicos, químicos e bacteriológicos.

Uma amostra da água de cada ponto foi analisada no laboratório para as características, unidades e técnicas listadas na Tabela 3.1, segundo a metodologia de APHA (1998) (Kibichii, et al. 2007). As análises comparativas dos resultados físicos, químicos e bacteriológicos foram realizadas, conforme os padrões exigidos pela legislação com relação ao uso preponderante, que se faz da água, conforme a Resolução do CONAMA 357/2005 e por comparação estatística entre os pontos.

Tabela 3.1 – Parâmetros, unidades e técnicas utilizadas nas análises físicas e químicas (APHA, 1998).

Parâmetros	Unidades	Técnicas analíticas
Temperatura do ar	°C	Termômetro simples
Temperatura da água	°C	Termômetro simples
Alcalinidade total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	Titulométrico, Standard Methods
Cálcio	Mg L ⁻¹ Ca	Titulométrico, Standard Methods
PO ₄	mg L ⁻¹ PO ₄	Titulométrico, Standard Methods
Condutividade	µS/cm	Potenciométrico, Standard Methods
DBO _{5, 20}	mg L ⁻¹	Azida modificado, Standard Methods
Nitrogênio amoniacal	mg L ⁻¹ NH ₃ -N	Espectrofotométrico, Standard Methods
Oxigênio dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	Azida modificado, Standard Methods
pH	-	Potenciométrico, Standard Methods
Turbidez	NTU	Turbidímetro, Standard Methods
Sólidos suspensos totais	mg L ⁻¹ SDT	Resíduo seco à 105°C, Standard Methods
Sólidos suspensos fixos	mg L ⁻¹ SDT	Resíduo seco à 105°C, Standard Methods
Sólidos suspensos voláteis	Mg L ⁻¹ ST	Resíduo seco à 105°C, Standard Methods
Coliformes totais	NMP/100mL	Tubos múltiplos, Standard Methods
Coliformes fecais	NMP/100mL	Tubos múltiplos, Standard Methods

Os cursos d'água de Campo Grande ainda não foram enquadrados em classe de uso pelo órgão gestor de recursos hídricos Estadual, sendo assim, prevalecem os parâmetros para as águas superficiais prevista pela Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005), que considera a partir da Classe 1 para águas superficiais. Portanto, foram determinados para os

pontos estabelecidos dentro das Unidades de Conservação que deveriam atender a esta classe 1 e, Classe 2 para os demais cursos d'água.

Para análise dos dados físicos, químicos e bacteriológicos foram verificados os dados por coleta e por ponto, dentre as 13 coletas. As avaliações de qualidade da água para estas características foram realizadas preliminarmente, comparando-se os resultados obtidos com os padrões exigidos pela Resolução do CONAMA 357, de 17 de março de 2005, a qual dispõe sobre a classificação dos corpos de água; traça diretrizes para o enquadramento e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes no Brasil. O parâmetro de qualidade em cada ponto foi analisado para o cumprimento das condições estabelecidas para o enquadramento, no caso, para a manutenção das comunidades aquáticas.

A Resolução CONAMA 357/2005, regulamenta a Lei Federal 6938 de 31 de agosto de 1981 e dispõe no artigo 4º da Seção I para as águas doces, o enquadramento em 5 classes de usos: Artigo 4º - “*As águas doces são classificadas em*”: I - classe especial: águas destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e, c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

II - classe 1: águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

III - classe 2: águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e) à aquicultura e à atividade de pesca.

IV - classe 3: águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) à pesca amadora; d) à recreação de contato secundário; e) à dessedentação de animais.

V - classe 4: águas que podem ser destinadas: a) à navegação; e b) à harmonia paisagística. Um resumo dos padrões verificados e analisados neste trabalho encontra-se na tabela 3.1.

Tabela 3.2 – Resumo dos parâmetros para as classes de uso (Resolução CONAMA 357/2005).

<i>Parâmetros</i>	<i>Unidade</i>	<i>Classe 1</i>	<i>Classe 2</i>	<i>Classe 3</i>	<i>Classe 4</i>
Oxigênio Dissolvido	mg/L O ₂	>= 6,0	>= 5,0	>= 4,0	> 2,0
Coliformes Fecais	NMP/100ml	200	1.000	4.000	-
pH	-	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9
DBO _{5, 20}	mg/L O ₂	<= 3,0	<= 5,0	<= 10,0	-
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N	3,7 (pH< 7,5)	Idem Classe 1	13,3 (pH< 7,5)	-
		2,0 (7,5<pH< 8)		5,5 (7,5<pH<8)	
		1,0 (8<pH<8,5)		2,2 (8<pH<8,5)	
		0,5 (pH > 8,5)		1,0 (pH > 8,5)	
Fósforo Total	mg/L P	Lêntico 0,02	Lêntico 0,03	Lêntico 0,05	-
		Interm 0,025	Interm 0,05	Interm 0,075	
		Lótico 0,1	Lótico 0,1	Lótico 0,15	
Turbidez	UNT	<= 40	<= 100	<= 100	-
Sólidos Totais	mg/l	500	500	500	-
Na CLASSE ESPECIAL, deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água.					

Os resultados das análises dos pontos localizados dentro de Unidade de Conservação foram comparados segundo a Classe 1, da Resolução CONAMA 357/2005 e, os pontos localizados fora, foram analisados conforme a Classe 2. O parâmetro PO₄ (Fosfato) foi analisado, dividindo-se o resultado por 3, haja vista que o parâmetro presente na Resolução é o Fósforo (P).

Em um segundo momento, para as análises físicas químicas e bacteriológicas, no intuito de se saber a similaridade entre os pontos amostrais e seus respectivos momentos de coleta de acordo com suas características físicas, químicas e bacteriológicas foi feita uma ordenação indireta, por meio do escalonamento multidimensional híbrido (HMDS).

Fez-se ainda uma ordenação, através de uma PCA (Análise de componentes principais). Para esta análise foi utilizado o *software* gratuito PAST (Hammer *et al.*, 2001). Esta análise permite saber o quanto os pontos são similares em função das características citadas, ainda, pode-se saber o quanto cada característica influenciou na distribuição dos pontos, no caso os *loadings*.

3.2 – Metodologia de análises comparando as comunidades de macroinvertebrados bentônicos com as variáveis físicas, químicas, bacteriológicas e hidrológicas.

Para as análises da similaridade das características físicas, químicas e bacteriológicas entre os pontos foi realizada uma Análise dos Componentes Principais (PCA). Uma outra ordenação indireta, por Escalonamento Multidimensional Híbrido (HMDS) foi realizada usando os dados das comunidades de macroinvertebrados (ver capítulo IV) e depois as características físicas, químicas e bacteriológicas superpostas nos gráficos.

Determinou-se ainda, o tamanho do ponto de cada amostra por cada fator físico, químico e bacteriológico, para saber o quanto estes fatores influenciaram na comunidade biológica dos dados.

4 – Resultados e discussões das características físicas, químicas e bacteriológicas.

Na coleta 1 (Tabela 3.3), em análises dos pontos 1 (córrego Segredo 1) e 2 (córrego Segredo 2), 6 (córrego Desbarrancado) e 7 (córrego Joaquim Português) que deveriam atender a classe 1, verificou-se que estes pontos apresentaram parâmetros semelhantes com os padrões da Resolução CONAMA 357/2005. O ponto 1 atendeu a quase todos os padrões da Classe, a exceção foi o pH que ficou uma quantidade de 0,5 pontos abaixo do padrão previsto pela resolução.

Quanto aos coliformes fecais, os pontos 2, 4, 5, 6, 8 e 9 apresentaram-se fora dos padrões para suas respectivas classes analisadas e os demais apresentaram número dentro dos padrões permitidos pela legislação. Para o ponto 2 e 6 não era esperado ficar fora do padrão para a classe com relação aos coliformes, porém, são cursos d'água dentro de Unidades de Conservação e de baixa vazão, dessa forma, até fezes de animais silvestres poderiam influenciar, pois o padrão para Resolução 357/2005 é de apenas 200 NMP/100mL.

O pH apresentou-se pouco abaixo do padrão nos pontos 1 e 2 e, normal nos demais. O fósforo (P) apresentou-se alterado nos pontos 3, 5, 7, 9 e 10. O ponto 10 apresentou-se com alteração, três vezes acima da permitida pela Resolução CONAMA 357/2005, com relação a este nutriente. Estes dados eram esperados para todos estes pontos, os quais são impactados por efluentes urbanos.

A DBO_{5,20} e OD ficaram dentro dos padrões para as classes analisadas, a exceção do córrego Vendas (ponto 10) para a DBO_{5,20}, que apresentou 7,67 mg/L, quando a permitida é

de 5,0 mg/L. A presença de grande quantidade de sólidos suspensos na coluna d'água verificada no momento da coleta no ponto 3, bem como a quantidade elevada de sólidos suspensos totais confirmada em análises laboratoriais (239 mg/L), podem ter refletido o resultado alto da Turbidez (109 NTU), embora esta tenha ficado dentro dos padrões permitidos para a classe analisada.

O nitrogênio amoniacal ficou dentro dos padrões em todos os pontos. A alcalinidade total apresentou-se alta nos córregos mais urbanizados estabelecidos nos pontos 4, 5, 8, 9 e 10 com relação aos demais pontos. Isso poderia ter ocorrido em razão da maior quantidade de águas servidas e outros tipos de lançamentos mais alcalinos que os corpos d'água recebem nestes locais. O cálcio também se apresentou alto nestes pontos.

A condutividade elétrica que também se apresentou alta nos pontos impactados por ações antrópicas, era esperada realmente ser maior nesses pontos, em razão dos possíveis sais dissolvidos na coluna d'água. A temperatura ambiente ficou entre 20°C e 28°C e a da água entre 20°C e 27°C.

Tabela 3.3 – Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 1 - 02 de junho de 2006.

PARÂMETROS	UNIDADES	P1	P2	P3	P4	P5
Hora da coleta	H	07:44	08:05	10:20	11:14	11:55
Temperatura ambiente do ar	°C	20	22	22	24	27
Temperatura da água	°C	20	22	22	24	27
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	5,04	6,05	17,14	37,81	66,56
Cálcio	mg Ca/L	0,79	1,19	4,36	8,73	21,82
Condutividade	µS/cm	3,17	4,67	97,20	82,40	243,00
DBO _(5,20)	mg/L	0,89	3,98	4,97	2,65	2,38
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,01	0,00	0,97	0,18	0,24
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,059	0,026	0,233	0,140	0,619
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,16	5,57	6,36	6,46	7,11
pH	-	5,50	5,46	6,49	6,77	7,08
Turbidez	NTU	0,60	1,04	109,00	7,34	12,70
Sólidos suspensos totais	mg/L	7,00	8,40	239,00	8,00	20,2
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	4,20	5,40	160,00	3,60	12,40
SSF	mg/L	2,80	3,00	79,00	4,40	7,80
Coliformes totais	NMP/100mL	1,8x10 ³	1,6x10 ³	12,0x10 ³	15,0x10 ³	20,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	0,1x10 ²	0,3x10 ²	0,41x10 ²	24,0x10 ²	110,0x10 ²
PARÂMETROS	UNIDADES	P6	P7	P8	P9	P10
Hora da coleta	H	12:54	13:49	14:15	14:55	15:28
Temperatura ambiente do ar	°C	23	23	26	28	25
Temperatura da água	°C	23	23	26	26	23
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	9,07	13,61	55,46	43,36	53,95
Cálcio	mg Ca/L	0,79	1,19	13,69	11,50	15,67
Condutividade	µS/cm	10,63	16,23	106,80	163,3	183,40
DBO _(5,20)	mg/L	2,78	2,28	3,73	3,23	7,67
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,02	0,09	0,41	0,83	0,96
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,076	0,206	0,089	0,744	1,139
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,06	7,11	6,86	6,86	7,06
pH	-	6,87	6,77	6,62	7,24	7,20
Turbidez	NTU	17,00	12,6	39,30	17,20	77,60
Sólidos suspensos totais	mg/L	11,4	5,80	14,80	12,80	86,0
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	8,60	1,60	5,20	7,80	39,00
SSF	mg/L	2,80	4,20	9,60	5,00	47,00
Coliformes totais	NMP/100mL	110,0x10 ³	14,0x10 ³	24,0x10 ³	17,0x10 ³	24,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	35,0x10 ²	2,3x10 ²	110,0x10 ²	42,0x10 ²	0,3x10 ²

Na coleta 2 (tabela 3.4), A $DBO_{5,20}$ apresentou-se dentro dos parâmetros, a exceção dos pontos 5 (córrego Cascudo) e 10 (Córrego Vendas) e o OD apresentou-se alterado somente no ponto 8 (córrego Révellion). O nitrogênio amoniacal apresentou-se dentro dos padrões em todos os pontos.

A turbidez e sólidos suspensos totais também ficaram dentro dos padrões, fator que pode ter ocorrido, pelo não registro de chuvas no período. O fósforo (P) apresentou-se alterado para os pontos 5, 9 e 10, dados que poderiam ser esperados, em razão dos impactos ambientais sofridos por estes pontos estarem dentro do perímetro urbano.

A condutividade elétrica também se apresentou alta nos córregos mais impactados e, menor, nos córregos estabelecidos nos pontos determinados pelo protocolo adaptado respectivamente como naturais e próximo ao natural (ponto 1, 2, 6 e 7). O ponto 5 (córrego Cascudo) apresentou condutividade elétrica de $210,00\mu S/cm$, valor este, 77 vezes maior do que o apresentado no ponto 2 (córrego Joaquim Português) que foi de $2,73\mu S/cm$.

A alcalinidade total também se comportou da mesma forma, estando mais baixa nos pontos determinados como naturais ou próximos ao natural e alta nos pontos determinados como impactados. O cálcio apresentou-se mais alto nos pontos 3, 5, 8, 9 e 10, coincidentemente, os que predominaram com mais baixa qualidade com relação aos outros parâmetros.

O pH esteve dentro dos padrões da Resolução CONAMA 357/2005. Os coliformes fecais mantiveram-se menores do que na coleta 1 e todos os pontos apresentaram-se dentro dos padrões permitidos, a exceção do ponto 7. A temperatura atmosférica esteve entre $20^{\circ}C$ e $29^{\circ}C$ e da água entre $20^{\circ}C$ e $24^{\circ}C$.

Tabela 3.4 – Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 2 – 11 de Agosto de 2006.

PARÂMETROS	UNIDADES	P1	P2	P3	P4	P5
Hora da coleta	H	07:20	07:45	08:35	09:10	09:40
Temperatura ambiente do ar	°C	20	20	28	29	29
Temperatura da água	°C	20	21	21	22	25
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	5,52	6,024	17,57	44,67	65,76
Cálcio	mg Ca/L	1,20	2,00	10,02	4,80	16,83
Condutividade	µS/cm	4,19	2,73	83,30	81,80	210,00
DBO _(5,20)	mg/L	1,05	0,83	1,49	2,11	19,20
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,01	0,03	0,21	0,22	1,80
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,007	0,011	0,069	0,030	2,055
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,24	6,77	8,04	7,30	4,07
pH	-	6,48	6,01	6,86	7,14	7,38
Turbidez	NTU	1,05	0,42	5,02	4,38	13,70
Sólidos suspensos totais	mg/L	8,00	3,60	4,60	3,00	22,60
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	3,70	1,00	3,00	0,40	10,00
SSF	mg/L	4,30	2,60	4,30	2,60	12,60
Coliformes totais	NMP/100mL	0,1x10 ³	1,8x10 ³	1,9x10 ³	1,7x10 ³	1,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	0,01x10 ²	0,37x10 ²	1,8x10 ²	1,4x10 ²	1,8x10 ²
PARÂMETROS	UNIDADES	P6	P7	P8	P9	P10
Hora da coleta	H	10:20	10:40	11:25	12:19	12:52
Temperatura ambiente do ar	°C	26	26	29	32	34
Temperatura da água	°C	22	22	22	24	24
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	7,53	11,54	55,72	35,14	57,73
Cálcio	mg Ca/L	1,60	2,40	17,23	13,62	22,44
Condutividade	µS/cm	8,77	13,92	93,50	130,80	189,70
DBO _(5,20)	mg/L	1,71	1,93	2,81	4,13	9,27
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,04	0,09	0,54	0,32	1,12
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,084	0,055	0,071	0,490	1,023
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,30	7,51	3,01	7,19	5,29
pH	-	6,98	7,04	6,73	7,48	7,70
Turbidez	NTU	1,49	2,54	25,60	3,03	5,12
Sólidos suspensos totais	mg/L	8,00	6,00	9,00	6,30	9,60
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	1,70	1,40	3,40	1,30	4,60
SSF	mg/L	6,30	4,60	5,60	5,00	5,00
Coliformes totais	NMP/100mL	1,7x10 ³	19,0x10 ³	2,3x10 ³	1,9x10 ³	1,9x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	1,4x10 ²	15,0x10 ²	2,0x10 ²	3,1x10 ²	1,8x10 ²

Na análise da tabela 3.5, que trata da terceira coleta, verifica-se que a $DBO_{5,20}$ apresentou-se alterada somente no ponto 10, com 7,46 mg/L. O OD e o nitrogênio amoniacal apresentaram-se dentro dos padrões permitidos pela legislação em todos os pontos. Para o pH, somente o ponto 1 e 2 apresentaram-se pouco abaixo do padrão, demonstrando águas um pouco ácidas, como já havia ocorrido na coleta 1. O fósforo apresentou-se alterado nos pontos, 5, 9 e 10, provavelmente pelos fatores que influenciaram nas coletas anteriores. A análise deste nutriente no ponto 3 não foi realizada.

A alcalinidade total e a condutividade elétrica apresentaram-se altas nos pontos 3, 4, 5, 8, 9 e 10, os quais são impactados e são localizados no perímetro urbano. A alcalinidade variou 21 vezes entre o ponto 10 que apresentou maior valor (64,03 mg/CaCO₃/L) e o ponto 1 que apresentou menor valor (3,00 mg/CaCO₃/L). Já a condutividade elétrica variou 39 vezes entre estes dois pontos (181,90 µS/cm e 4,67 µS/cm) e 67 vezes entre o ponto 10 e o ponto 2, que apresentou mais baixa condutividade (181,90 µS/cm e 2,68 µS/cm). O cálcio se comportou como era esperado, ficando alto nos pontos , 4, 5, 8, 9 e 10, pois estes apresentaram-se com altas alterações na alcalinidade total, que pode ter sido em razão do alto teor de cálcio.

A turbidez e os sólidos suspensos totais apresentaram alterações, especialmente no ponto 3, que sofre problemas de processos erosivos a montante do local de coleta e ainda nos pontos 8, 9 e 10. Este dado era esperado, em razão das chuvas ocorridas antes e no dia da coleta, causando carreamento de sedimentos e turbulência na água, com remoção de material de fundo. Os demais pontos não sofreram grandes alterações, por estarem entre florestas, que permitem maior estabilidade do solo e diminuem a chegada do sedimento na coluna d'água.

Os coliformes fecais apresentaram-se dentro dos padrões para todos os pontos, a exceção do ponto 2. Mais uma vez, a presença de animais silvestres e a baixa vazão do córrego pode ter influenciado neste parâmetro. A temperatura do ar, bem como da água variaram pouco, ficando a primeira entre 19°C e 22°C e a segunda entre 22°C e 24°C.

Tabela 3.5 – Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 3 – 04 de outubro de 2006.

PARÂMETROS	UNIDADES	P1	P2	P3	P4	P5
Hora da coleta	H	06:03	06:25	07:40	08:15	08:45
Temperatura ambiente do ar	°C	19	19	21	21	22
Temperatura da água	°C	22	22	22	22	24
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	3,00	5,00	21,01	40,03	68,04
Cálcio	mg Ca/L	0,40	0,80	5,21	9,61	22,04
Condutividade	µS/cm	4,67	2,68	82,40	70,00	188,10
DBO _(5,20)	mg/L	0,39	0,59	2,18	1,39	4,57
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,02	0,03	0,65	0,11	0,64
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,027	0,108	nd	0,110	0,599
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,18	6,88	6,49	6,98	6,78
pH	-	5,67	5,45	6,71	6,86	7,19
Turbidez	NTU	1,04	2,50	49,20	3,93	1,94
Sólidos suspensos totais	mg/L	3,00	3,80	43,00	3,00	2,60
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	1,20	2,40	8,60	1,60	1,00
SSF	mg/L	1,80	1,40	34,40	1,40	1,60
Coliformes totais	NMP/100mL	8,7x10 ³	2,91x10 ³	>0,24x10 ³	19,9x10 ³	>0,24x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	1,5x10 ²	7,71x10 ²	0,91x10 ²	6,05x10 ²	0,91x10 ²
PARÂMETROS	UNIDADES	P6	P7	P8	P9	P10
Hora da coleta	H	09:43	09:55	10:20	10:55	11:35
Temperatura ambiente do ar	°C	21	21	21	22	22
Temperatura da água	°C	22	22	22	23	23
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	7,00	13,00	45,02	42,02	64,03
Cálcio	mg Ca/L	1,60	2,40	15,23	18,83	21,24
Condutividade	µS/cm	8,47	13,23	75,00	153,80	181,90
DBO _(5,20)	mg/L	2,18	2,38	1,79	3,14	7,46
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,04	0,05	0,76	1,21	1,20
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,037	0,059	0,087	1,088	1,068
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,08	7,28	6,19	7,38	7,58
pH	-	6,61	6,66	6,48	6,99	7,27
Turbidez	NTU	2,56	5,28	11,9	5,53	5,64
Sólidos suspensos totais	mg/L	3,20	3,20	22,60	18,60	17,80
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	2,14	0,80	5,80	4,60	7,60
SSF	mg/L	1,06	2,40	16,80	14,00	10,2
Coliformes totais	NMP/100mL	19,9x10 ³	>0,24x10 ³	>0,24x10 ³	>0,24x10 ³	>0,24x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	0,15x10 ²	1,46x10 ²	1,79x10 ²	0,015x10 ²	0,13x10 ²

Na tabela 3.6, que mostra os dados da Coleta 4, verifica-se a $DBO_{5,20}$ alta com relação aos padrões permitidos pela Resolução CONAMA 357/2008 nos pontos 5 e 10, sendo que neste último, apresentou-se mais de duas vezes maior do que a permitida para a classe 2. Poderia ser esperada $DBO_{5,20}$ alta nestes pontos, em razão dos fortes impactos que os cursos d'água sofrem no perímetro urbano. No entanto, isso não alterou os padrões do OD, ficando somente o ponto 8 em um nível pouco abaixo dos padrões permitidos pela Resolução CONAMA 357/2005.

O fósforo (P) apresentou-se alterado nos pontos 3, 5, 9 e 10. Esta alteração poderia ser esperada, pois trata-se de pontos que sofrem influência de efluentes antrópicos. O pH manteve-se dentro dos padrões, porém, por estar próximo a 8,0 no ponto 5, fez com que o nitrogênio amoniacal ficasse um pouco fora dos padrões, pois, com pH maior, a Resolução CONAMA 357/2005 exige um padrão de pH mais baixo para a classe, em razão da interação entre os parâmetros. Entretanto, este parâmetro manteve-se dentro dos padrões nos demais pontos.

Os sólidos suspensos totais apresentaram-se altos nos pontos 3 e 4 com relação aos demais pontos, porém, dentro do padrão permitido pela Resolução CONAMA 357/2005. Esse dado era esperado estar mais estável, pois havia chovido apenas 4 dias antes, entretanto, o ponto 3 sofre grandes problemas de erosão e, neste período, o ponto 4 (córrego Seminário) estava passando por algumas obras em suas margens.

A turbidez apresentou-se alta no ponto 4 com 265 NTU, quando a permitida para a classe é de menos de 100 NTU e também no ponto 8, quando apresentou-se com 449 NTU. Este último ponto sofre grandes influências de atividades em suas nascentes, que são localizadas em um pesque-pague à montante, que pode ter contribuído com o resultado expressivo de turbidez.

A alcalinidade total apresentou-se alta nos pontos 3, 4, 5, 8, 9 e 10, com destaque para o ponto 5, que apresentou-se 13 vezes maior do que no ponto 1 de menor valor (78,31 mgCaCO_3/L e 6,02 mgCaCO_3/L). O cálcio, como era esperado, se comportou seguindo os padrões da alcalinidade total.

A condutividade elétrica também seguiu este padrão, ficando mais alta nos pontos mais impactados, com destaque para o ponto 5, que apresentou-se 74 vezes maior do que no ponto 2 que apresentou menor condutividade elétrica (169,60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ contra 2,69 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Os coliformes fecais apresentaram-se fora dos padrões permitidos nos pontos 1 e 2 e dentro dos padrões permitidos para as classes analisadas em todos os demais pontos. A baixa tolerância da Resolução 357/2005, de apenas 200 NMP/100 mL para coliformes, bem como a baixa vazão e a presença de animais silvestres dentro da reserva onde foram estabelecidos os pontos, podem ter contribuído para a anormalidade do padrão. Coliformes fecais altos não eram esperados para os pontos 1 e 2, em virtude de estarem em locais considerados naturais. A temperatura do ar e da água variaram pouco, de 22°C a 24°C, para ambas.

Tabela 3.6 – Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 4 – 08 de dezembro de 2006.

PARÂMETROS	UNIDADES	P1	P2	P3	P4	P5
Hora da coleta	H	06:14	06:33	07:34	08:07	08:36
Temperatura ambiente do ar	°C	23	23	23	22	22
Temperatura da água	°C	22	22	23	22	24
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	6,02	8,03	20,08	40,16	78,31
Cálcio	mg Ca/L	0,40	0,40	6,012	10,02	24,44
Condutividade	µS/cm	4,06	2,29	84,50	70,40	169,60
DBO _(5,20)	mg/L	0,85	0,61	2,04	2,42	2,98
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,03	0,02	1,00	0,10	2,52
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,061	0,016	0,247	0,129	0,921
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	6,38	6,06	6,94	7,67	5,67
pH	-	6,34	5,73	6,79	7,07	7,81
Turbidez	NTU	6,21	1,69	1,98	10,20	2,89
Sólidos suspensos totais	mg/L	5,52	3,87	117,6	265,0	8,47
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	3,05	2,62	17,27	76,0	2,82
SSF	mg/L	2,47	1,25	100,33	189,0	5,65
Coliformes totais	NMP/100mL	2,35x10 ³	4,79x10 ³	>0,24x10 ³	>0,24x10 ³	>0,24x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	3,46x10 ²	63,0x10 ²	2,75x10 ²	5,47x10 ²	0,019x10 ²
PARÂMETROS	UNIDADES	P6	P7	P8	P9	P10
Hora da coleta	H	09:35	09:50	10:07	10:30	10:56
Temperatura ambiente do ar	°C	22	22	23	23	24
Temperatura da água	°C	23	23	23	24	24
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	12,04	13,05	59,23	45,18	56,22
Cálcio	mg Ca/L	2,00	2,40	17,23	15,23	21,64
Condutividade	µS/cm	9,68	13,42	95,10	139,40	161,90
DBO _(5,20)	mg/L	0,89	0,81	1,64	3,19	12,83
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,09	0,04	0,73	0,61	0,45
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,081	0,316	0,071	0,645	1,030
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	6,93	6,77	4,29	6,81	6,51
pH	-	6,90	6,95	6,62	7,36	7,42
Turbidez	NTU	5,02	5,16	449,00	10,40	43,50
Sólidos suspensos totais	mg/L	2,70	4,94	13,3	6,23	36,2
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	4,68	2,59	4,47	3,53	14,2
SSF	mg/L	0,70	2,35	8,43	2,70	22,0
Coliformes totais	NMP/100mL	0,14x10 ³	0,14x10 ³	>0,24x10 ³	>0,24x10 ³	>0,24x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	0,19x10 ²	4,35x10 ²	3,54x10 ²	1,73x10 ²	>0,024x10 ²

Na tabela 3.7 com dados referentes à coleta 5, verifica-se que a $DBO_{5,20}$ apresentou-se fora dos padrões nos pontos 3, 4, 5 e 10, os quais são pontos estabelecidos em locais impactados por atividades urbanas. Isto não alterou o OD. O fósforo quase não apresentou alteração na coleta. Somente o ponto 5 apresentou-se com pouca variação acima dos padrões.

O pH ficou abaixo de 6, somente nos pontos 1 e 2 que vêm apresentando qualidade de água um pouco ácida nas coletas anteriores. Nos demais, comportou-se dentro dos padrões. A condutividade elétrica apresentou-se alta com relação aos demais pontos, no ponto 1 ($397 \mu\text{S/cm}$), no ponto 5 ($206 \mu\text{S/cm}$), no ponto 9 ($121,70 \mu\text{S/cm}$) e no ponto 10 ($186,80 \mu\text{S/cm}$). A condutividade elétrica alta era esperada para todos estes pontos, pois se encontram dentro de locais impactados por atividades antrópicas, podendo apresentar variedades de sais dissolvidos na coluna d'água. Para o ponto 1, não era esperada condutividade elétrica alta por estar em área considerada natural, em especial, pelo comportamento dentro dos padrões dos demais parâmetros neste ponto, inclusive, alcalinidade total e cálcio. Algum fator pode ter alterado os sais dissolvidos na coluna d'água, provocando o aumento no parâmetro no dia da coleta.

A alcalinidade total apresentou-se alta nos pontos 4, 5, 8, 9 e 10 com relação aos demais pontos, dado este, que era esperado para os pontos analisados, em razão do recebimento de possíveis efluentes alcalinos urbanos. O cálcio apresentou-se alto nos pontos 5, 8, 9 e 10, combinando com a alcalinidade alta nestes locais, o que é comum. O nitrogênio amoniacal apresentou-se dentro dos padrões em todos os pontos.

Os sólidos suspensos totais e a turbidez foram altas, respectivamente 753 mg/L e 384 NTU no ponto 3. Isso era esperado, em razão das chuvas intensas ocorridas, antes e no dia da coleta, que afetaram os processos erosivos à montante, carreando grande quantidade de sedimento. Nos demais pontos, especialmente os mais impactados, a turbidez esteve um pouco alta com relação à coleta em período estável, mas não houve excesso com relação aos padrões previstos pela Resolução CONAMA 357/2005.

Os coliformes fecais apresentaram-se pouco acima dos padrões para as classes analisadas nos pontos 2, 5, 8, 9 e 10. Os demais se apresentaram dentro dos padrões. A temperatura atmosférica variou de 22°C a 26°C e temperatura da água de 22°C a 25°C .

Tabela 3.7 – Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 5 – 09 de fevereiro de 2007.

PARÂMETROS	UNIDADES	P1	P2	P3	P4	P5
Hora da coleta	H	07:25	07:50	08:50	09:32	10:18
Temperatura ambiente do ar	°C	22	22	23	24	26
Temperatura da água	°C	22	22	23	23	25
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	8,00	6,00	14,00	40,00	84,00
Cálcio	mg Ca/L	0,20	0,40	2,42	8,09	26,71
Condutividade	μS/cm	397,00	2,60	66,30	56,80	206,00
DBO _(5,20)	mg/L	2,28	2,22	17,68	6,88	5,45
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,01	0,02	0,25	0,28	1,07
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,039	0,1170	0,0340	0,0470	0,6090
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	6,75	6,50	6,37	7,03	6,81
pH	-	5,92	5,57	6,47	6,98	7,16
Turbidez	NTU	1,09	2,60	384,00	4,50	2,97
Sólidos suspensos totais	mg/L	3,80	4,50	753,00	13,80	19,20
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	0,20	0,70	105,00	1,00	16,60
SSF	mg/L	3,60	3,80	648,00	12,80	2,60
Coliformes totais	NMP/100mL	9,8x10 ³	>00,24x10 ³	>00,24x10 ³	>00,24x10 ³	>00,24x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	2,0x10 ²	9,8x10 ²	10,0x10 ²	4,6x10 ²	120,0x10 ²
PARÂMETROS	UNIDADES	P6	P7	P8	P9	P10
Hora da coleta	H	11:15	11:27	11:58	12:17	12:50
Temperatura ambiente do ar	°C	24	26	25	26	25
Temperatura da água	°C	23	23	24	24	24
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	14,00	16,00	60,00	50,00	80,00
Cálcio	mg Ca/L	1,65	2,06	16,59	16,19	31,97
Condutividade	μS/cm	7,60	12,24	86,30	121,70	186,80
DBO _(5,20)	mg/L	3,40	3,50	1,52	4,26	5,78
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,37	0,27	0,81	0,45	0,20
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,0380	0,0600	0,1330	0,3190	0,2960
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,02	6,98	5,38	6,58	6,88
pH	-	6,72	6,69	6,97	7,19	7,68
Turbidez	NTU	3,68	5,00	4,58	3,98	4,78
Sólidos suspensos totais	mg/L	3,60	13,60	24,80	11,00	4,60
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	1,00	6,40	7,60	6,20	0,50
SSF	mg/L	2,60	7,20	17,20	4,80	4,10
Coliformes totais	NMP/100mL	>00,24x10 ³	17,0x10 ³	>00,24x10 ³	>00,24x10 ³	>00,24x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	3,7x10 ²	2,4x10 ²	41,0x10 ²	59,0x10 ²	75,0x10 ²

Na tabela 3.8 verificam-se nos dados da coleta 6, que a $DBO_{5,20}$ apresentou-se alterada com relação aos padrões nos pontos 9 e 10. O OD apresentou-se fora do padrão somente no ponto 8, apesar de não ser o que mais excedeu a $DBO_{5,20}$. Isto pode ter sido em razão da baixa vazão deste córrego, que faz com que qualquer outra substância que tenha relação com a redução do oxigênio, além da carga orgânica, possa afetar este parâmetro.

O fósforo (P) apresentou-se pouco alterado com relação aos padrões da Resolução CONAMA 357/2005 nos pontos 5, 9 e 10. O pH mais uma vez apresentou-se com pouca variação em relação ao padrão nos pontos 1 e 2 e dentro dos padrões permitidos pela legislação nos demais pontos. Os pontos 1 e 2 vêm apresentando uma maior acidez com relação aos demais pontos nas coletas. O nitrogênio amoniacal ficou dentro dos padrões em todos os pontos. Os sólidos suspensos totais apresentaram-se dentro dos padrões para as classes analisadas, conforme a Resolução CONAMA 357/2005, porém, sendo mais alto no ponto 3 com 84,80 mg/L. Isso era esperado em razão das chuvas ocorridas antes e no dia da coleta. O ponto mais afetado novamente foi o ponto 3, no qual o curso de água sofre, devido processos erosivos à montante. A turbidez também apresentou maior alteração neste ponto, com 124,67 NTU, portanto, acima do padrão permitido que é de menos 100 NTU.

A alcalinidade total apresentou-se alta nos pontos 4, 5, 8, 9 e 10. Esses resultados eram esperados, pois, a exceção do ponto 8, todos os outros sofrem grandes impactos urbanos. Para o ponto 8, embora esteja localizado dentro de uma reserva (Parque aberto ao público), sofre impactos urbanos, inclusive de uma atividade comercial a montante. A correspondência do cálcio alto foi verdadeira com relação aos pontos que apresentaram alta alcalinidade total. Os pontos determinados pelo protocolo adaptado, como naturais e próximo ao natural apresentaram baixa alcalinidade total. A condutividade elétrica apresentou-se alta em todos os pontos mais impactados, com relação aos pontos não impactados.

Os coliformes fecais apresentaram-se fora dos padrões para as classes analisadas nos pontos 1, 2, 5, 8, 9 e 10. Nos pontos 1 e 2 não eram esperados excessos de coliformes fecais, porém, o excesso foi respectivamente de apenas 90 e 80 coliformes, o que pode ser considerado praticamente dentro do padrão. O fato é que a Resolução CONAMA 357/2005 é muito exigente com relação a este parâmetro para a classe 1 (200 NMP/100/mL). Qualquer presença de animal silvestre, que é comum na reserva onde foram estabelecidos os pontos, pode influenciar neste padrão. A temperatura atmosférica variou de 21°C a 28°C e a temperatura da água variou de 22°C a 27°C.

Tabela 3.8 – Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 6 – 13 de abril de 2007.

PARÂMETROS	UNIDADES	P1	P2	P3	P4	P5
Hora da coleta	H	06:57	07:15	08:16	09:01	09:39
Temperatura ambiente do ar	°C	22	21	22	22	25
Temperatura da água	°C	22	22	22	23	27
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	8,50	10,62	17,00	38,26	138,16
Cálcio	mg Ca/L	0,20	0,30	2,38	7,68	24,36
Condutividade	µS/cm	4,96	3,25	80,4	61,07	183,03
DBO _(5,20)	mg/L	1,40	1,11	1,78	2,28	3,47
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,05	0,08	0,80	0,16	0,28
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,0290	0,0920	0,0390	0,0520	0,7240
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,25	7,16	7,58	7,68	7,88
pH	-	5,76	5,64	6,74	6,90	7,25
Turbidez	NTU	2,30	14,63	124,67	9,12	18,67
Sólidos suspensos totais	mg/L	4,00	16,30	84,80	4,30	20,10
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	0,80	8,40	18,40	1,40	5,30
SSF	mg/L	3,20	7,90	66,40	2,90	14,80
Coliformes totais	NMP/100mL	8,6x10 ³	28,0x10 ³	31,0x10 ³	29,0x10 ³	34,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	2,9x10 ²	2,8x10 ²	5,2x10 ²	3,6x10 ²	25,0x10 ²
PARÂMETROS	UNIDADES	P6	P7	P8	P9	P10
Hora da coleta	H	10:27	10:41	11:19	12:41	12:14
Temperatura ambiente do ar	°C	27	24	26	27	28
Temperatura da água	°C	22	23	23,5	25	25
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	14,87	17,00	61,64	57,39	63,76
Cálcio	mg Ca/L	2,68	3,20	15,60	15,70	28,60
Condutividade	µS/cm	8,86	11,91	79,4	123,27	163,73
DBO _(5,20)	mg/L	1,46	1,91	3,32	6,27	3,51
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,10	0,12	0,71	1,01	0,15
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,0420	0,0720	0,1420	0,4250	0,3460
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,53	7,88	4,71	6,95	7,22
pH	-	6,56	6,69	6,58	6,98	7,56
Turbidez	NTU	2,70	8,80	24,2	17,5	6,46
Sólidos suspensos totais	mg/L	1,90	4,20	14,90	8,80	3,40
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	1,50	2,80	4,13	3,80	0,20
SSF	mg/L	0,40	1,40	10,80	5,00	3,20
Coliformes totais	NMP/100mL	30,0x10 ³	21,0x10 ³	29,0x10 ³	38,0x10 ³	28,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	2,8x10 ²	2,0x10 ²	17,0x10 ²	14,0x10 ²	19,0x10 ²

A tabela 3.9 apresenta os dados da coleta 7 e verifica-se que a $DBO_{5,20}$ apresentou-se fora do padrão nos pontos 5, 6, 8, e 10, com destaque para o ponto 10 que ficou mais do que o dobro acima dos padrões permitidos pela Resolução CONAMA 357/2005, para a classe 2. O ponto 6, para o qual a $DBO_{5,20}$ não era esperada exceder, pois está em local considerado natural apresentou somente 1,2 mg/L acima do padrão, o que não é considerado preocupante, pois, por ser curso d'água de baixa vazão, até a presença de folhiço e galhos podem afetar a $DBO_{5,20}$, além disso, o fundo do córrego no ponto é argiloso, com presença de carga orgânica misturada à argila. O OD apresentou-se dentro dos padrões em todos os pontos.

O fósforo (P) apresentou pequena variação nos pontos 5, 9 e 10, com relação aos padrões exigidos pela Resolução CONAMA 357/2005. O pH ficou dentro dos padrões em todos os pontos, a exceção mais uma vez dos pontos 1 e 2, que apresentaram águas ácidas, com destaque para o ponto 2, que apresentou seu menor pH entre as coletas que foi de 3,76. O nitrogênio amoniacal apresentou-se dentro dos padrões.

A condutividade elétrica apresentou-se alterada com relação aos demais pontos, nas estações impactadas 3, 4, 5, 8, 9 e 10, com destaque para o ponto 5, com 218,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ou seja, 58 vezes maior do que a menor condutividade encontrada que foi no ponto 2 com 3,76 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

A alta alcalinidade total coincidiu estar alta nos pontos impactados 4, 5, 8, 9 e 10. Isso poderia ter ocorrido, em razão dos impactos de possíveis efluentes alcalinos que estes cursos d'água recebem no ambiente urbano. O cálcio em geral, coincidiu ser alto nos pontos onde a alcalinidade total foi alta. Esse dado era esperado, pois existe correlação direta entre estes parâmetros. Nesta coleta, o parâmetro sólidos suspensos totais repetiu no ponto 3 seu maior valor que foi de 753 mg/L, obtido na coleta 5. A turbidez, por sua vez apresentou-se alta neste ponto, coincidindo com os sólidos suspensos totais, apresentando 106,67 NTU, quando o padrão permitido pela Resolução CONAMA 357/2005 é de menos de 100 NTU.

Os coliformes fecais apresentaram-se alterados, mas com pouca variação, no ponto 1 e 7, pouco impactados e, maiores variações nos pontos 3, 4, 5, 8, 9 e 10, com relação aos padrões exigidos para a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005. Os demais estiveram dentro dos padrões. A temperatura do ar ficou entre 19°C e 28°C e a da água variou entre 19°C e 23°C.

Tabela 3.9 – Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 7 – 15 de junho de 2007.

PARÂMETROS	UNIDADES	P1	P2	P3	P4	P5
Hora da coleta	H	6:50	7:05	7:55	8:40	9:10
Temperatura ambiente do ar	°C	21	19	20	23	22
Temperatura da água	°C	20	20	19	21	23
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	8,04	10,05	14,07	40,20	62,31
Cálcio	mg Ca/L	0,20	0,30	2,38	7,68	24,36
Condutividade	µS/cm	10,75	3,76	104,73	74,30	218,33
DBO _(5,20)	mg/L	0,81	0,71	4,35	1,28	7,37
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,07	0,11	0,29	0,19	0,10
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,0200	0,0690	0,0860	0,0740	0,3850
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,31	7,53	7,93	7,73	6,86
pH	-	5,18	3,76	6,18	6,73	6,77
Turbidez	NTU	5,17	2,96	106,67	8,13	3,70
Sólidos suspensos totais	mg/L	3,80	45,40	753,00	13,80	19,20
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	0,20	19,20	105,00	5,20	6,20
SSF	mg/L	3,60	26,20	645,00	8,60	12,80
Coliformes totais	NMP/100mL	1,7x10 ³	1,5x10 ³	1,4x10 ³	17,0x10 ³	24,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	30,0x10 ²	2,0x10 ²	63,0x10 ²	860,0x10 ²	110,0x10 ²
PARÂMETROS	UNIDADES	P6	P7	P8	P9	P10
Hora da coleta	H	9:55	10:05	10:35	10:55	11:25
Temperatura ambiente do ar	°C	22	21	22	25	28
Temperatura da água	°C	20	20	20	22	22
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	20,10	12,06	44,22	42,21	52,26
Cálcio	mg Ca/L	2,68	3,20	15,60	15,70	28,60
Condutividade	µS/cm	9,70	14,76	85,27	144,40	123,00
DBO _(5,20)	mg/L	4,20	1,02	6,03	3,52	10,29
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,12	0,17	0,19	0,41	0,32
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,0500	0,0340	0,0410	0,5780	0,4110
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,78	7,79	6,11	7,23	8,74
pH	-	7,09	6,75	6,43	7,00	7,34
Turbidez	NTU	1,38	7,54	39,33	7,12	184,63
Sólidos suspensos totais	mg/L	3,60	13,60	24,80	11,00	4,60
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	1,00	6,40	7,60	6,20	0,20
SSF	mg/L	2,60	7,20	17,20	4,80	4,40
Coliformes totais	NMP/100mL	1,9x10 ³	4,6x10 ³	16,0x10 ³	24,0x10 ³	24,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	1,7x10 ²	2,3x10 ²	44,0x10 ²	24,0x10 ²	230,0x10 ²

Nas análises da tabela 3.10, a qual se refere aos dados físicos químicos e bacteriológicos da coleta 8, verifica-se que a $DBO_{5,20}$ apresentou-se alterada somente em dois pontos. Foram eles: ponto 5 e 10. Isso era esperado, pois são estes os pontos mais impactados e que mais têm apresentado degradação de qualidade nas análises realizadas neste trabalho. O OD apresentou-se dentro dos padrões permitidos pela Resolução CONAMA 357/2005. O fósforo (P) apresentou alteração nos pontos 5 e 9. Também poderia ser esperado alteração deste nutriente nos pontos, pois são impactados por efluentes urbanos.

A condutividade elétrica apresentou-se alta nos pontos impactados 3, 4, 5, 8, 9 e 10, com relação aos demais pontos. Esse dado é corroborado pelas demais coletas, quando este parâmetro acompanhou este padrão. Os efluentes recebidos nestes pontos colaboram para a alta condutividade, pois podem conter sais dissolvidos na coluna d'água, em razão dos efluentes antrópicos. A alcalinidade total também acompanhou os padrões de condutividade elétrica, sendo mais altas nos pontos considerados impactados e ficou alta, em especial, nos pontos mais impactados por atividades antrópicas 4, 5, 8, 9 e 10.

O cálcio se comportou nos mesmos padrões da alcalinidade total, a exceção do ponto 10, que obteve a maior alcalinidade total e um baixo cálcio. Isso pode ter ocorrido, devido aos fatores que elevaram a condutividade no ponto 10 poderem estar correlacionados a detergentes utilizados em uma atividade de lava-jato existente à montante do ponto de coleta. Esta atividade pode ter corroborado com a alta turbidez da água que atingiu seu maior número nesta coleta, 321 NTU, enquanto os demais pontos apresentaram-se dentro dos padrões. Somente o ponto 3 apresentou 38,67 NTU, porém, este ponto sofre processos erosivos e vem normalmente apresentando turbidez alta.

Os sólidos suspensos totais ficaram alterados nos pontos 8, 9 e 10 com relação aos demais pontos, mas em padrões exigidos pela Resolução CONAMA 357/2005. O nitrogênio amoniacal apresentou-se novamente dentro dos padrões. Os coliformes fecais apresentaram-se com pouca alteração nos pontos 1 e 2 para a classe 1 que foram analisados e, também, baixa alteração nos pontos 5, 8, 9 e 10 para a classe 2 que foram analisados. A temperatura atmosférica obteve a maior variação das coletas, entre 14°C e 26°C. A temperatura da água variou de 20°C a 22°C.

Tabela 3.10 – Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 8 – 10 de agosto de 2007.

PARÂMETROS	UNIDADES	P1	P2	P3	P4	P5
Hora da coleta	H	6:52	7:10	8:06	8:45	9:15
Temperatura ambiente do ar	°C	14	17	20	23	26
Temperatura da água	°C	20	20	19	22,5	24
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	6,94	3,97	8,93	28,78	60,50
Cálcio	mg Ca/L	0,10	0,03	6,80	12,80	21,40
Condutividade	µS/cm	4,69	2,75	105,27	76,10	206,00
DBO _(5,20)	mg/L	1,90	1,54	2,93	1,05	8,87
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,02	0,11	0,44	0,11	0,67
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,0690	0,0710	0,1950	0,0800	1,0610
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	6,58	6,81	7,07	6,82	5,64
pH	-	5,78	5,54	5,91	6,56	7,45
Turbidez	NTU	0,79	1,96	38,67	7,44	17,57
Sólidos suspensos totais	mg/L	3,20	5,40	9,80	8,40	12,60
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	2,00	3,40	4,80	3,20	1,80
SSF	mg/L	1,20	2,00	5,00	5,20	10,80
Coliformes totais	NMP/100mL	4,7x10 ³	21,0x10 ³	25,0x10 ³	28,0x10 ³	3,9x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	3,3x10 ²	2,2x10 ²	7,8x10 ²	8,9x10 ²	13,0x10 ²
PARÂMETROS	UNIDADES	P6	P7	P8	P9	P10
Hora da coleta	H	10:08	10:20	10:50	11:20	11:45
Temperatura ambiente do ar	°C	25	24	24	24	26
Temperatura da água	°C	20	20	20	22	22
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	7,94	11,91	23,82	36,73	51,62
Cálcio	mg Ca/L	2,10	3,80	7,80	12,70	1,58
Condutividade	µS/cm	10,08	14,19	81,27	146,80	196,03
DBO _(5,20)	mg/L	1,02	1,22	2,60	4,96	6,36
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,05	0,06	0,67	0,72	2,41
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,1380	0,1150	0,2730	0,7570	0,0430
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,34	7,21	4,84	6,50	5,77
pH	-	6,78	7,03	6,86	6,36	196,03
Turbidez	NTU	2,81	2,88	45,27	9,79	321,00
Sólidos suspensos totais	mg/L	16,80	6,20	21,80	55,00	19,00
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	2,00	2,40	12,80	43,00	10,00
SSF	mg/L	14,80	3,80	9,00	12,00	9,00
Coliformes totais	NMP/100mL	26,0x10 ³	22,0x10 ³	20,0x10 ³	18,0x10 ³	27,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	2,4x10 ²	1,9x10 ²	15,0x10 ²	18,0x10 ²	17,0x10 ²

Na análise dos dados físicos químicos e bacteriológicos referentes à coleta 9, descritos nas tabela 3.11, verifica-se que a $DBO_{5,20}$ apresentou-se alta nos pontos 9 e 10, os quais são extremamente impactados. O ponto 10 apresentou este parâmetro mais do que o dobro maior ao padrão permitido pela Resolução CONAMA 357/2005. O OD apresentou-se dentro dos padrões, inclusive nos pontos onde a $DBO_{5,20}$ esteve alta.

A exceção esteve por conta do ponto 7, o qual apresentou 1,01 mg/L, resultado este que não era esperado por estar localizado em área considerada próxima ao natural. Algum fator externo poderia estar ocorrendo no momento da coleta no ponto, haja vista que, o ponto 6, o qual é localizado em um córrego próximo apresentou-se dentro do padrão com relação ao OD.

O fósforo (P) apresentou pouca variação nos pontos 9 e 10. O pH esteve um pouco abaixo dos padrões no ponto 2, sendo que este ponto tem demonstrado que o corpo d'água possui águas ácidas. O nitrogênio amoniacal tem se comportado dentro dos padrões e mais uma vez não houve alteração em nenhum dos pontos amostrados.

Todos os pontos impactados (3, 4, 5, 9 e 10) apresentaram condutividade elétrica alta com relação aos demais pontos, com destaque para o ponto 10 que apresentou 252 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ou seja, 78 vezes maior do que o encontrado no ponto 1, que apresentou menor valor com 3,22 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A alcalinidade total também apresentou-se alta nesses pontos, com destaque para o ponto 5 que apresentou 121,30 mg/ CaCO_3/L , 17 vezes maior do que no ponto 1 com 7,30 mg/ CaCO_3/L . O cálcio apresentou-se alto nos pontos com alcalinidade total alta, a exemplo, no ponto 5 ficou com 38,40 mgCa/L, 384 vezes maior do que o ponto 1 que apresentou a menor concentração com 0,1 mgCa/L.

O nitrogênio amoniacal apresentou-se dentro dos padrões. Os sólidos suspensos totais também estiveram dentro dos padrões, apresentando-se em maior quantidade nos pontos 3 e 8, com relação aos demais pontos. A turbidez ficou também mais alta nestes pontos, sendo maior no ponto 8, com 79,57 NTU, que está dentro do padrão da Resolução CONAMA 357/2005.

Os coliformes fecais apresentaram-se dentro dos padrões legais para a classe analisada. A temperatura atmosférica ficou entre 20°C e 25°C e a temperatura da água ficou entre 21°C e 24°C.

Tabela 3.11 – Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 9 – 10 de agosto de 2007.

PARÂMETROS	UNIDADES	P1	P2	P3	P4	P5
Hora da coleta	H	5:55	6:17	7:12	7:45	8:13
Temperatura ambiente do ar	°C	23	20	22	23	25
Temperatura da água	°C	22	21	21	23	24
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	7,30	9,60	19,00	35,60	121,30
Cálcio	mg Ca/L	0,1	0,4	7,80	6,40	38,40
Condutividade	µS/cm	3,22	4,34	154,00	84,33	146,00
DBO _(5,20)	mg/L	0,65	0,72	3,54	3,21	5,63
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,01	0,02	0,36	0,19	0,54
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0.0740	0,0680	0,3560	0,2310	0.3190
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,56	6,88	6,55	5,75	6,05
pH	-	5,56	4,15	5,74	6,92	7,12
Turbidez	NTU	1,87	7,50	14,83	7,07	5,71
Sólidos suspensos totais	mg/L	5,60	16,30	22,60	19,80	6,90
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	1,40	5,06	7,00	6,20	2,20
SSF	mg/L	4,20	11,24	15,60	13,60	4,70
Coliformes totais	NMP/100mL	4,9x10 ³	17,0x10 ³	20,0x10 ³	20,0x10 ³	4,1x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	2,1x10 ²	2,1x10 ²	2,9x10 ²	6,1x10 ²	6,7x10 ²
PARÂMETROS	UNIDADES	P6	P7	P8	P9	P10
Hora da coleta	H	9:05	9:20	9:50	10:12	10:38
Temperatura ambiente do ar	°C	23	24	26	25	25
Temperatura da água	°C	22	22	22	23	24
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	18,90	16,00	40,90	69,00	70,80
Cálcio	mg Ca/L	7,10	6,80	12,00	27,00	17,90
Condutividade	µS/cm	9,22	8,64	9,61	246,00	252,00
DBO _(5,20)	mg/L	2,98	2,36	1,65	11,23	12,65
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,08	0,04	0,56	0,62	1,32
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,1450	0,1230	0,1210	0,5640	0,5910
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,26	1,01	6,12	6,98	7,15
pH	-	6,51	6,87	6,36	7,23	7,61
Turbidez	NTU	6,69	4,08	79,57	28,9	31,63
Sólidos suspensos totais	mg/L	16,20	7,30	23,80	18,50	10,80
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	5,00	2,20	7,40	5,80	3,40
SSF	mg/L	11,20	5,11	16,40	12,70	7,40
Coliformes totais	NMP/100mL	24,0x10 ³	24,0x10 ³	24,0x10 ³	12,0x10 ³	24,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	4,4x10 ²	4,7x10 ²	4,4x10 ²	1,2x10 ²	1,2,0x10 ²

Na tabela 3.12, com dados físicos, químicos e bacteriológicos da coleta 10, verifica-se que a $DBO_{5,20}$ ficou dentro dos padrões para a classe analisada em todos os pontos. A maior vazão em razão de chuvas nos dias anteriores à coleta pode ter contribuído com a diluição da $DBO_{5,20}$, inclusive, para os pontos impactados. O OD apresentou-se dentro dos padrões em todos os pontos. O fósforo (P) apresentou pequena variação nos pontos 5, 9 e 10.

A alcalinidade total apresentou-se alta com relação aos demais pontos, nos pontos 4, 5, 8, 9 e 10, os quais são mais impactados por atividades antrópicas no perímetro urbano. O cálcio, embora não tenha se apresentado muito fora dos padrões, ficou alto nos pontos com alta alcalinidade total, inclusive, sendo mais alto no ponto 10 que apresentou alcalinidade total maior entre todos os pontos.

A condutividade elétrica apresentou-se alta com relação aos demais pontos, nos pontos 3, 4, 5, 8, 9 e 10, os quais são pontos mais impactados por atividades antrópicas. Mais uma vez o ponto 10 apresentou-se mais alterado com relação a este parâmetro, 236,67 $\mu S/cm$, 92 vezes maior do que o ponto 2, que apresentou menor valor com 2,56 $\mu S/cm$.

O pH apresentou-se dentro dos padrões em todos os pontos. Os sólidos suspensos totais não sofreram alterações de destaque, inclusive no ponto 3, que tem mostrado mais alterações com relação a este parâmetro. Já a turbidez apresentou-se alta neste ponto com 130,33 NTU, dado acima do padrão da Resolução CONAMA 357/2005, que é de menos de 100 NTU para a classe. As chuvas anteriores ao dia de coleta podem ter contribuído com a alta deste parâmetro no ponto.

Os coliformes fecais apresentaram-se com pouca variação nos pontos 1, 2, 8, 9 e 10, com relação às classes analisadas. Não eram esperados coliformes alterados para o ponto 1 e 2, porém, houve outras alterações em coletas anteriores, que podem ter sido causadas pela presença de animais silvestres dentro da reserva onde os pontos estão localizados. A temperatura do ar variou entre 19°C e 24°C e a temperatura da água entre 21°C e 24°C.

Tabela 3.12 – Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 10 - 07 de dezembro de 2007.

PARÂMETROS	UNIDADES	P1	P2	P3	P4	P5
Hora da coleta	H	6:03	6:20	7:12	7:53	8:25
Temperatura ambiente do ar	°C	19	19	22	22	24
Temperatura da água	°C	22	21	22	23	24
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	4,46	2,97	18,86	32,75	65,51
Cálcio	mg Ca/L	0,20	0,50	3,65	4,26	10,80
Condutividade	µS/cm	4,62	2,56	102,63	72,37	217,33
DBO _(5,20)	mg/L	1,63	1,43	1,55	1,13	3,28
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,01	0,13	1,17	0,24	0,43
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,0710	0,0750	0,3750	0,1530	0,4120
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,57	6,83	6,77	6,35	5,96
pH	-	5,89	5,86	7,03	7,05	7,53
Turbidez	NTU	1,08	2,27	130,33	20,73	7,55
Sólidos suspensos totais	mg/L	6,60	9,00	14,20	10,40	4,80
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	2,00	3,20	5,20	4,00	1,40
SSF	mg/L	4,60	5,80	9,00	6,40	3,40
Coliformes totais	NMP/100mL	8,2x10 ³	240,0x10 ³	240,0x10 ³	240,0x10 ³	240,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	4,3x10 ²	2,4x10 ²	6,4x10 ²	9,9x10 ²	1,7x10 ²
PARÂMETROS	UNIDADES	P6	P7	P8	P9	P10
Hora da coleta	H	9:16	9:27	10:05	10:30	11:05
Temperatura ambiente do ar	°C	24	22	24	24	24
Temperatura da água	°C	22	22	22	24	24
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	7,44	10,91	49,63	40,20	72,46
Cálcio	mg Ca/L	0,29	0,42	5,16	8,96	11,28
Condutividade	µS/cm	8,15	12,45	89,63	144,77	236,67
DBO _(5,20)	mg/L	1,59	1,69	0,65	3,68	4,48
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,08	0,12	0,62	0,58	0,52
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,1290	0,1100	0,1410	0,4660	0,6480
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,22	6,91	5,26	6,87	7,26
pH	-	6,97	6,96	7,09	7,35	7,91
Turbidez	NTU	2,19	6,41	19,07	19,07	54,47
Sólidos suspensos totais	mg/L	18,20	6,00	16,00	15,60	11,60
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	2,00	3,80	4,60	6,00	6,60
SSF	mg/L	16,20	2,20	22,40	15,60	11,60
Coliformes totais	NMP/100mL	17,0x10 ³	13,0x10 ³	24,0x10 ³	24,0x10 ³	24,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	2,9x10 ²	1,3x10 ²	11,0x10 ²	17,0x10 ²	20,0x10 ²

Os dados da coleta 11 (tabela 3.3) indicam que a $DBO_{5,20}$ esteve dentro dos padrões na maioria dos pontos. Somente o ponto 8 apresentou pouca variação para a classe analisada. O OD esteve dentro dos padrões, inclusive no ponto 8, onde a $DBO_{5,20}$ foi mais alta. O fósforo (P) apresentou-se com pouca variação nos pontos 5 e 9.

O nitrogênio amoniacal apresentou-se fora dos padrões, ficando alto nos pontos 4, 5, 6, 8, 9 e 10. Poderia ser normal para os pontos impactados, embora em nenhuma coleta, diferente desta, tenha aparecido alterações tão altas com relação aos demais pontos. Entretanto, não era esperado amônia tão alta para o ponto 6, que foi estabelecido em local natural, segundo o protocolo de coleta aplicado. Este ponto, aparentemente sofre algum impacto direto ou indireto que tem influenciado nos dados. Por outro lado, quando se analisa a alcalinidade total alta com 40,07 mg/ $CaCO_3$ /L, verifica-se que ela foi incomum para o ponto, indicando, que no dia, o curso d'água sofrera algum impacto incomum para a região.

A alcalinidade total apresentou-se alta ainda nos pontos 3, 4, 5, 8, 9 e 10, porém, para estes pontos, poderia ser esperada a alteração, visto que são pontos impactados por atividades antrópicas. O cálcio apresentou-se alto nos pontos onde a alcalinidade total fora alta, especialmente no ponto 5, com 25,10 mgCa/L.

A condutividade elétrica apresentou-se alta nos pontos impactados, sendo os mesmos que apresentaram alta a alcalinidade total e o cálcio. Destaque com relação à condutividade elétrica foi para o ponto 5 e 10, com respectivamente 89 e 88 vezes maior que o valor apresentado pelo ponto 2 que obteve a menor taxa referente a este parâmetro. O pH manteve-se dentro dos padrões previstos pela Resolução CONAMA 357/2005 em todos os pontos.

O sólidos suspensos totais apresentaram-se altos no ponto 3, o que é comum, por tratar-se de ponto altamente impactado por erosão. A turbidez também foi alta neste ponto; 360,33 NTU, quando o padrão para a classe previsto na Resolução CONAMA 357/2005 é de menos de 100 NTU. Nos demais pontos estes parâmetros não apresentaram alterações de destaque.

Os coliformes fecais apresentaram-se com pouca variação somente no ponto 1 e, dentro dos parâmetros em todos os pontos. A temperatura do ambiente apresentou-se entre 20°C e 28°C e a temperatura da água entre 21°C e 26°C.

Tabela 3.13 – Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 11 – 08 de fevereiro de 2008.

PARÂMETROS	UNIDADES	P1	P2	P3	P4	P5
Hora da coleta	H	6:17	6:40	8:09	8:52	9:25
Temperatura ambiente do ar	°C	20	20	21	24	24
Temperatura da água	°C	21	22	22	23	25
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	8,34	7,12	18,61	39,99	47,09
Cálcio	mg Ca/L	0,80	0,40	8,10	7,70	25,10
Condutividade	µS/cm	5,47	2,48	115,70	73,80	220,00
DBO _(5,20)	mg/L	0,96	1,56	2,53	0,72	3,30
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,01	0,80	6,40	18,10	21,40
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,0580	0,0170	0,2260	0,1210	0,5360
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	6,88	6,91	6,25	6,62	6,54
pH	-	6,11	6,01	7,05	7,08	7,52
Turbidez	NTU	1,83	0,86	360,33	7,79	4,77
Sólidos suspensos totais	mg/L	4,40	2,70	421,60	4,80	6,60
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	0,50	3,80	149,27	1,40	3,80
SSF	mg/L	3,90	1,10	277,33	3,40	2,80
Coliformes totais	NMP/100mL	24,0x10 ³	17,0x10 ³	19,0x10 ³	18,0x10 ³	25,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	3,2x10 ²	1,5x10 ²	2,0x10 ²	1,2x10 ²	2,4x10 ²
PARÂMETROS	UNIDADES	P6	P7	P8	P9	P10
Hora da coleta	H	10:20	10:33	10:51	11:15	11:50
Temperatura ambiente do ar	°C	23	23	24	25	28
Temperatura da água	°C	21	22	23	24	26
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	40,07	14,13	53,70	30,92	60,11
Cálcio	mg Ca/L	2,43	2,00	14,10	12,60	21,00
Condutividade	µS/cm	8,25	12,38	98,60	141,47	216,00
DBO _(5,20)	mg/L	1,26	1,65	6,26	3,84	3,10
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	19,60	2,00	20,10	10,20	22,80
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,0680	0,3080	0,06660	0,4460	0,0370
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,77	7,11	7,16	6,78	7,40
pH	-	7,12	6,97	7,14	7,22	7,55
Turbidez	NTU	2,22	19,3	47,16	5,79	4,28
Sólidos suspensos totais	mg/L	3,60	7,40	26,92	3,40	5,00
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	1,30	2,50	21,54	1,30	3,70
SSF	mg/L	2,30	4,90	5,38	2,10	1,30
Coliformes totais	NMP/100mL	24,0x10 ³	24,0x10 ³	21,0x10 ³	21,0x10 ³	21,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	3,5x10 ²	1,8x10 ²	1,6x10 ²	1,1x10 ²	1,4x10 ²

Analisando os dados da coleta 12 (tabela 3.14), verifica-se que a $DBO_{5,20}$ apresentou-se com pouca variação do padrão somente no ponto 10. Os demais pontos estiveram dentro dos padrões. O OD apresentou-se dentro dos padrões em todos os pontos. O fósforo (P) apresentou pouca variação no ponto 9 e 10.

A condutividade elétrica apresentou-se alta, com relação aos demais pontos, nos locais mais impactados por atividades antrópicas, os quais foram estabelecidos no perímetro urbano. Os pontos com alterações foram o 3, 4, 5, 8, 9 e 10, sendo a maior alteração no ponto 5, que ficou 95 vezes maior do que no ponto 2 que apresentou menor valor para o parâmetro (239,33 $\mu S/cm$ e 2,51 $\mu S/cm$).

A alcalinidade total também se apresentou alterada para todos os pontos impactados, que foram os mesmos que apresentaram condutividade elétrica alta. O cálcio também se apresentou mais alto para estes pontos. Esses dados eram esperados, em razão dos impactos antrópicos que ocorrem nestes cursos d'água que atravessam o perímetro urbano.

Os sólidos suspensos totais apresentaram-se dentro dos limites e a turbidez ficou dentro dos padrões permitidos pela Resolução CONAMA 357/2005, apesar de um pouco alta no ponto 10, com 74,23 NTU. O pH só apresentou pouca alteração nos pontos 1 e 2, os quais vêm apresentando normalmente águas ácidas.

Os coliformes fecais apresentaram pouca variação no ponto 2 para a classe analisada e dentro dos padrões nos demais pontos. Na verdade, alterações mínimas desse tipo, no ponto 2 que é considerado de pouco impacto, poderiam ocorrer em razão de animais silvestres existentes na reserva onde está localizado o ponto. A temperatura ambiente variou entre 21°C e 28°C e da água variou entre 21°C e 25°C.

Tabela 3.14 – Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 12 – 11 de abril de 2008.

PARÂMETROS	UNIDADES	P1	P2	P3	P4	P5
Hora da coleta	H	5:37	5:58	7:00	7:40	8:14
Temperatura ambiente do ar	°C	23	21	22	24	25
Temperatura da água	°C	21	21	22	23	24
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	4,01	3,16	22,18	45,42	73,52
Cálcio	mg Ca/L	0,40	0,40	7,69	11,33	7,06
Condutividade	µS/cm	5,40	2,51	126,47	80,40	239,33
DBO _(5,20)	mg/L	3,03	2,30	3,20	2,58	4,94
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,02	0,04	1,43	0,02	0,09
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,0950	0,0510	0,0670	0,0790	0,1850
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,43	6,75	8,43	7,73	7,20
pH	-	5,80	5,76	6,81	6,95	7,34
Turbidez	NTU	2,24	3,71	2,39	14,03	3,12
Sólidos suspensos totais	mg/L	3,80	4,60	3,70	20,60	4,20
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	1,50	1,80	1,90	5,00	1,70
SSF	mg/L	2,30	2,80	1,80	15,60	2,50
Coliformes totais	NMP/100mL	24,0x10 ³	40,0x10 ³	18,0x10 ³	26,0x10 ³	16,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	1,4x10 ²	7,4x10 ²	1,8x10 ²	6,9x10 ²	1,2x10 ²
PARÂMETROS	UNIDADES	P6	P7	P8	P9	P10
Hora da coleta	H	09:10	09:37	10:03	10:40	09:10
Temperatura ambiente do ar	°C	24	27	27	28	24
Temperatura da água	°C	23	24	24	25	23
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	18,59	67,81	40,14	69,93	18,59
Cálcio	mg Ca/L	2,02	9,71	4,45	9,06	2,02
Condutividade	µS/cm	13,73	109,06	147,30	206,00	13,73
DBO _(5,20)	mg/L	1,60	3,32	3,45	5,70	1,60
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,12	0,13	0,05	0,17	0,12
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,0490	0,0630	0,4240	0,5490	0,0490
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,51	6,90	7,12	7,59	7,51
pH	-	6,74	6,88	6,88	7,62	6,74
Turbidez	NTU	15,67	29,63	10,20	74,23	15,67
Sólidos suspensos totais	mg/L	22,60	25,80	17,50	29,00	22,60
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	8,00	9,30	3,30	9,40	8,00
SSF	mg/L	14,60	16,50	14,20	19,60	14,60
Coliformes totais	NMP/100mL	72,0x10 ³	16,0x10 ³	13,0x10 ³	18,0x10 ³	72,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	6,3x10 ²	2,3x10 ²	1,6x10 ²	1,9x10 ²	6,3x10 ²

Analisando a tabela 3.15, que mostra dados físicos químicos e bacteriológicos da coleta 13, verifica-se que a $DBO_{5,20}$ excedeu um pouco o padrão somente no ponto 9. O OD apresentou-se dentro dos padrões em todos os pontos. A alcalinidade total apresentou-se alta com relação aos demais pontos, nas estações 3, 4, 5, 8, 9 e 10, padrões estes esperados em razão dos impactos ambientais sofridos nos cursos d'água, onde foram estabelecidos os pontos. O cálcio apresentou-se também mais alto nas mesmas estações, com destaque para o ponto 5 que havia obtido maior alcalinidade e o cálcio também com 25,10 mgCa/L foi o mais alto entre os pontos. O fósforo (P) apresentou pouca variação nos pontos 4, 9 e 10.

A condutividade elétrica também ficou alta nestes pontos, com destaque para o ponto 5, que apresentou 230,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$; maior 81 vezes do que no ponto 2 que apresentou menor valor 2,83 $\mu\text{S}/\text{cm}$. O pH e o nitrogênio amoniacal mantiveram-se dentro dos padrões exigidos para as classes analisadas, conforme Resolução CONAMA 357/2005.

Os sólidos suspensos totais apresentaram-se dentro dos padrões, entretanto, a turbidez apresentou-se um pouco alta no ponto 3 com 98,53 NTU, porém dentro dos padrões permitidos pela Resolução CONAMA 357/2005, que é de menos de 100 NTU para a classe 2 analisada.

Os coliformes fecais apresentaram-se com grande variação dos padrões nos pontos 5 e 6 e pouca variação nos pontos 8 e 10. Vale destacar o ponto 9 que apresentava-se com maiores características de recebimento de efluentes, aqui houve uma recuperação, que pode ser em razão das ligações de serviços de esgotos ocorridas nos bairros à montante do ponto. A temperatura ambiente variou entre 19°C e 22°C e a temperatura da água variou entre 22°C e 24°C.

Tabela 3.15 – Resultados das análises físicas químicas e bacteriológicas dos dez pontos de amostragem. Coleta 13 – 13 de junho de 2008.

PARÂMETROS	UNIDADES	P1	P2	P3	P4	P5
Hora da coleta	H	6:03	6:20	7:12	7:46	8:17
Temperatura ambiente do ar	°C	18	18	18	19	23
Temperatura da água	°C	21	21	19	21	25
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	5,72	7,35	18,69	36,06	60,78
Cálcio	mg Ca/L	0,80	0,40	8,10	7,70	25,10
Condutividade	µS/cm	5,91	2,83	126,40	79,10	230,00
DBO _(5,20)	mg/L	1,29	1,81	3,83	0,79	0,97
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,03	0,04	1,15	0,06	0,20
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,1010	0,0250	0,1270	0,550	0,2510
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,85	7,68	7,88	7,97	7,38
pH	-	6,10	5,94	6,61	6,79	7,17
Turbidez	NTU	29,4	4,60	98,53	8,40	13,57
Sólidos suspensos totais	mg/L	15,60	4,20	21,30	6,90	8,40
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	9,36	2,80	15,60	3,20	4,20
SSF	mg/L	6,24	1,40	5,70	3,70	4,20
Coliformes totais	NMP/100mL	3,6x10 ³	3,4x10 ³	17,0x10 ³	3,1,0x10 ³	24,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	0,1x10 ²	2,0x10 ²	7,0x10 ²	3,9x10 ²	2400,0x10 ²
PARÂMETROS	UNIDADES	P6	P7	P8	P9	P10
Hora da coleta	H	9:04	9:20	10:06	10:34	11:06
Temperatura ambiente do ar	°C	19	19	21	25	23
Temperatura da água	°C	21	26	22	21	23
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	7,86	13,28	51,08	60,88	55,98
Cálcio	mg Ca/L	2,40	2,00	14,20	12,50	21,10
Condutividade	µS/cm	8,73	13,45	98,83	151,50	198,63
DBO _(5,20)	mg/L	1,79	1,19	2,82	6,14	3,05
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	0,01	0,03	0,05	0,56	0,40
Fosfato (PO ₄)	mg PO ₄ /L	0,0830	0,0670	0,1380	0,5320	0,5660
Oxigênio dissolvido	mg O ₂ /L	7,67	7,99	6,36	7,78	7,26
pH	-	7,05	6,87	6,88	7,10	7,44
Turbidez	NTU	2,43	6,80	32,67	5,67	40,53
Sólidos suspensos totais	mg/L	3,60	6,45	15,60	6,42	19,50
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	1,98	3,56	8,60	3,40	14,20
SSF	mg/L	1,62	2,89	7,00	3,02	5,30
Coliformes totais	NMP/100mL	24,0x10 ³	24,0x10 ³	24,0x10 ³	22,0x10 ³	21,0x10 ³
Coliformes fecais	NMP/100mL	1170,0x10 ²	3,5x10 ²	23,0x10 ²	2,0x10 ²	24,0x10 ²

4.1 – Resultados e discussões gerais entre os pontos pelos dados físicos, químicos e bacteriológicos dos dez pontos.

Nas análises gerais dos dados físicos, químicos e bacteriológicos, verifica-se que os padrões ficaram dentro do esperado. Os pontos localizados dentro das Unidades de Conservação apresentaram melhor qualidade, porém, dentro da análise para a classificação 2, conforme a Resolução CONAMA 357/2005, os demais pontos não apresentaram qualidade tão ruins, em especial, quanto ao Oxigênio Dissolvido, que somente em poucos pontos e em poucas coletas apresentou-se com pouca variação com relação ao padrão permitido pela legislação.

Da mesma forma, para o parâmetro coliformes fecais eram esperados em mais pontos e mais coletas estarem fora dos padrões para a classe analisada, pois visualmente, em várias coletas, os pontos 5, 9 e 10 aparentavam características de grande contaminação por carga orgânica de águas servidas e esgotos. A justificativa é que a carga orgânica aparente e existente, conforme os dados apresentados, poderia ser mais de água servida de serviços como efluentes domésticos de cozinhas e outros tipos e, menos de efluentes contendo fezes de qualquer natureza.

A contaminação por coliformes nos pontos localizados dentro das reservas pode ser advinda de animais silvestres que lá vivem, corroborada pela baixa vazão dos cursos d'água. As vezes, as fezes dos animais podem ser fator de influência no aparecimento de coliformes acima dos padrões. Entretanto, nos pontos localizados dentro das reservas, poucas vezes o número de coliformes excedeu o valor da classe 1 para a qual os curso d'água foram analisados.

A alcalinidade total por várias vezes esteve muito alta, em especial nos pontos 4, 5, 9 e 10, em momentos em que o cálcio aparecia baixo, indicando que os detergentes e outras substâncias existentes nos efluentes podem ter sido influentes para o aumento deste parâmetro. Isso corrobora os dados de que a carga orgânica está mais ligada a efluentes de águas servidas no perímetro urbano.

4.2 – Resultados e discussões das características físicas, químicas e bacteriológicas por ponto em todas as coletas.

Os dados físicos, químicos e bacteriológicos do córrego Segredo 1 (ponto 1) demonstram estar este ponto com pouquíssimo impacto, confirmando os dados biológicos e da

aplicação do protocolo de diversidade de *habitat* adaptado de Callisto *et al.* (2002). Os resultados apresentaram-se dentro dos padrões exigidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para a classe 1, para a qual foram analisados. Somente o pH apresentou-se um pouco abaixo em 69% das coletas, demonstrando ser as águas um pouco ácidas.

Com relação aos demais parâmetros, somente os coliformes fecais apresentaram-se um pouco acima do padrão na coleta 6, 7, 8, 10 e 11. Vale ressaltar que para a classe 1 o limite permitido pela Resolução CONAMA 357/2005 para coliformes fecais é de apenas 200 coliformes/100mL. A presença de animais dentro das reservas podem ter influenciado para esta pequena alteração dos padrões.

Para o córrego Segredo 2 (ponto 2) os dados confirmam ser o curso d'água pouco impactado. Somente a DBO_{5,20} na primeira coleta apresentou-se um pouco acima do padrão para a classe 1, para a qual fora analisada. O pH demonstrou ser as águas um pouco ácidas, apresentando-se um pouco abaixo do padrão em 12 das 13 coletas.

Os coliformes fecais apresentaram-se dentro do padrão somente na coleta 2, 7 e 11, indicando que, embora o curso d'água esteja dentro de uma Unidade de Conservação, pode existir algum fator alterando este padrão, o qual pode estar vinculado à presença de animais silvestres, pois o curso d'água é de baixa vazão.

O córrego Segredo 3 (ponto 3) demonstra pelos dados apresentados ser impactado. A alcalinidade total e o cálcio mantiveram-se altos em quase todas as coletas, com relação aos pontos não impactados. Na coleta 5, a DBO_{5,20} apresentou o triplo do valor para a Classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005, classe para a qual a estação foi analisada, porém, dentro dos padrões nas demais coletas.

Como era esperado, os sólidos suspensos totais apresentaram-se altos em quase todas as coletas, com relação aos demais pontos. Excederam os padrões nas coletas 5 e 7, atingindo 753 mg/L, quando o padrão permitido para a classe 2, para a qual fora analisado é de 500 mg/L. A Turbidez também esteve elevada em quase todas as coletas e esteve acima dos padrões nas coletas 1, 5, 6, 7, 10 e 11. O uso do solo interfere na morfologia do curso d'água (Quinn *et al.*, 1997)

O nitrogênio amoniacal excedeu o padrão somente na coleta 11. Um dado relevante é que a estação não é muito castigada por esgotos domésticos, pois, os coliformes fecais estiveram dentro dos padrões para todas as coletas, a exceção somente da coleta 7. A condutividade elétrica manteve-se alta em todas as coletas, inclusive, nas coletas 12 e 13

atingiu mais de 126 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 55 vezes maior do que a menor condutividade do ponto anterior, considerado próximo ao natural e 27 vezes o valor da maior registrada no mesmo ponto.

Os dados físicos, químicos e bacteriológicos do córrego Seminário (ponto 4) indicam alterações que demonstram os impactos sofridos pelo curso d'água. A alcalinidade total, o cálcio e a condutividade elétrica estiveram bastante elevadas, com relação aos pontos não impactados 1 e 2. Porém, a $\text{DBO}_{5,20}$ só esteve alterada na coleta 5, com relação à classe 2, para qual a estação fora analisada. O nitrogênio amoniacal apresentou-se bem acima dos padrões na coleta 11 e os coliformes fecais apresentaram alteração somente na coleta 7.

Para os demais parâmetros a estação apresentou-se dentro dos padrões para a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005, para a qual fora analisada. Os sólidos suspensos totais apresentaram-se elevados na coleta 4, com relação às demais coletas, porém, dentro dos padrões para a classe analisada. As atividades agrícolas no local podem ter influenciado nas alterações do nitrogênio amoniacal, alcalinidade total e cálcio.

Os dados referentes ao córrego Cascudo (ponto 5) demonstram os impactos sofridos pelo curso d'água, apresentando-se alterados em vários parâmetros e em várias coletas. A $\text{DBO}_{5,20}$ apresentou-se alterada para a classe 2, para a qual o córrego foi analisado, nas coletas 2, 5, 7, 8 e 9 e no limite nas demais coletas. Na coleta 2 foi quase 4 vezes maior; 19,20 mg/L, quando a permitida é de 5,0 mg/L.

A alcalinidade total, o cálcio e a condutividade apresentaram-se elevadas com relação aos pontos não impactados. A maior alcalinidade foi 13 vezes; O maior cálcio foi 22 vezes e a maior condutividade foi 52 vezes maiores do que os mais elevados valores para estes parâmetros encontrados no ponto 2, que é ponto pouco impactado. O nitrogênio amoniacal excedeu o padrão na coleta 11 em quase 6 vezes o valor, porém apresentou-se dentro dos padrões nas demais coletas. O fósforo (P) excedeu os padrões nas coletas 2, 3, 4, 5, 6, 8 e 11. Os coliformes fecais excederam os padrões somente nas coletas 1, 5, 7 e 13. Essas alterações eram esperadas, por tratar-se de ponto altamente impactado por atividades antrópicas urbanas.

O córrego Desbarrancado (ponto 6) apresentou $\text{DBO}_{5,20}$ alterada somente na coleta 7; 4,20 mg/L, quando a previsão para a Classe 1 da Resolução CONAMA 357/2005 é de 3,0 mg/L. A alcalinidade total apresentou-se alta, com relação aos pontos 1 e 2 não impactados, na coleta 11 e com valores que podem ser considerados altos para o ponto, por tratar-se de

local não impactado, nas coletas 5, 7 e 12. Algum fator não identificado no estudo pode ter influenciado neste parâmetro.

O nitrogênio amoniacal apresentou-se bastante alterado na coleta 11. A condutividade elétrica apresentou-se dentro dos padrões com relação aos demais locais pouco impactados. Os coliformes fecais apresentaram-se alterados na coleta 1, 5, 6, 8, 9, 10, 11 e 13, sendo bastante alterados na coleta 13, com 585 vezes mais do que o limite permitido pela Resolução CONAMA 357/2005, com relação à classe 1 para a qual foi analisado. Isso pode estar ocorrendo devido a uma rede de esgoto que passa dentro da Unidade de Conservação, onde o ponto está localizado, ou algum lançamento clandestino, que não pôde ser identificado durante as coletas. Por último, a coleta poderia ter ocorrido próxima a fezes de animais silvestres presentes na reserva e não vista no momento. Com relação aos demais parâmetros não houve alterações.

O córrego Joaquim Português (Ponto 7) apresentou a $DBO_{5,20}$ alterada em meio ponto com relação à Classe 1 e os valores médios de alcalinidade total com pouca variação, com relação aos demais pontos não impactados. Os coliformes fecais apresentaram-se alterados nas coletas 1, 2, 3, 4, 5, 7, 9, 12 e 13, demonstrando estar a Unidade de Conservação sendo afetada por alguma atividade antrópica que não foi identificada durante os trabalhos em campo, ou ainda, em razão da presença de animais silvestres, que podem afetar este parâmetro, em especial, devido a pouca vazão do curso d'água. Nos demais parâmetros o curso d'água não apresentou alterações.

Vale ressaltar, que as alterações de coliformes apresentadas, tanto para este ponto, como para os demais localizados dentro das Unidades de Conservação não são preocupantes, pois, a Resolução CONAMA 357/2005 é muito exigente com relação a este parâmetro. No caso dos coliformes fecais a permissão é de apenas 200 NPM/100mL.

O córrego Réveillon (ponto 8) apresentou alterações com relação à $DBO_{5,20}$ na coleta 7 e 11, com relação à classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005. A alcalinidade total, o cálcio e a condutividade apresentaram-se alterados em todas as coletas, com relação aos pontos não impactados. A turbidez apresentou-se além dos padrões na coleta 4, com valor de 449 NTU, quando o permitido para a classe 2 é de 100 NTU e o nitrogênio amoniacal apresentou-se alterado na coleta 11. Os coliformes fecais apresentaram-se alterados nas coletas 1, 5, 6, 7, 8, 10 e 13, demonstrando ser o curso d'água afetado por atividades antrópicas. Os demais parâmetros estiveram dentro dos padrões.

O córrego Sóter (ponto 9) apresentou a $DBO_{5,20}$ alterada nas coletas 6, 9 e 11. O fósforo (P) apresentou-se alterado em 10 das 13 coletas e, a alcalinidade total, o cálcio e a condutividade elétrica apresentaram-se altas em todas as coletas, com relação aos pontos não impactados. O nitrogênio amoniacal apresentou-se alterado na coleta 11. Os coliformes fecais apresentaram-se alterados nas coletas 1, 5, 6, 7, 8 e 10. Os demais parâmetros apresentaram-se dentro dos padrões para a classe analisada. A quantidade de parâmetros alterados indicam os impactos sofridos pelo curso d'água por atividades antrópicas urbanas.

O córrego Vendas (ponto 10) apresentou $DBO_{5,20}$ alta em 10 das 13 coletas. A alcalinidade total, o cálcio e a condutividade elétrica apresentaram-se altas em todas as coletas com relação aos pontos não impactados. O nitrogênio amoniacal apresentou-se alterado na coleta 11 e a turbidez apresentou-se além dos padrões nas coletas 7 e 8; respectivamente 184,63 NTU e 321 NTU, quando o padrão permitido para a classe analisada é de 100 NTU. O fósforo (P) apresentou-se alterado em 8 das 13 coletas.

Os coliformes fecais apresentaram-se alterados nas coletas 5, 6, 7, 8, 10 e 13. Os demais parâmetros apresentaram-se dentro dos padrões. A quantidade de parâmetros alterados confirmam que o curso d'água sofre diversos impactos ambientais, em especial recebimento de efluentes antrópicos urbanos.

4.3 – Resultados e discussões da similaridade entre os pontos pelos dados físicos, químicos e bacteriológicos.

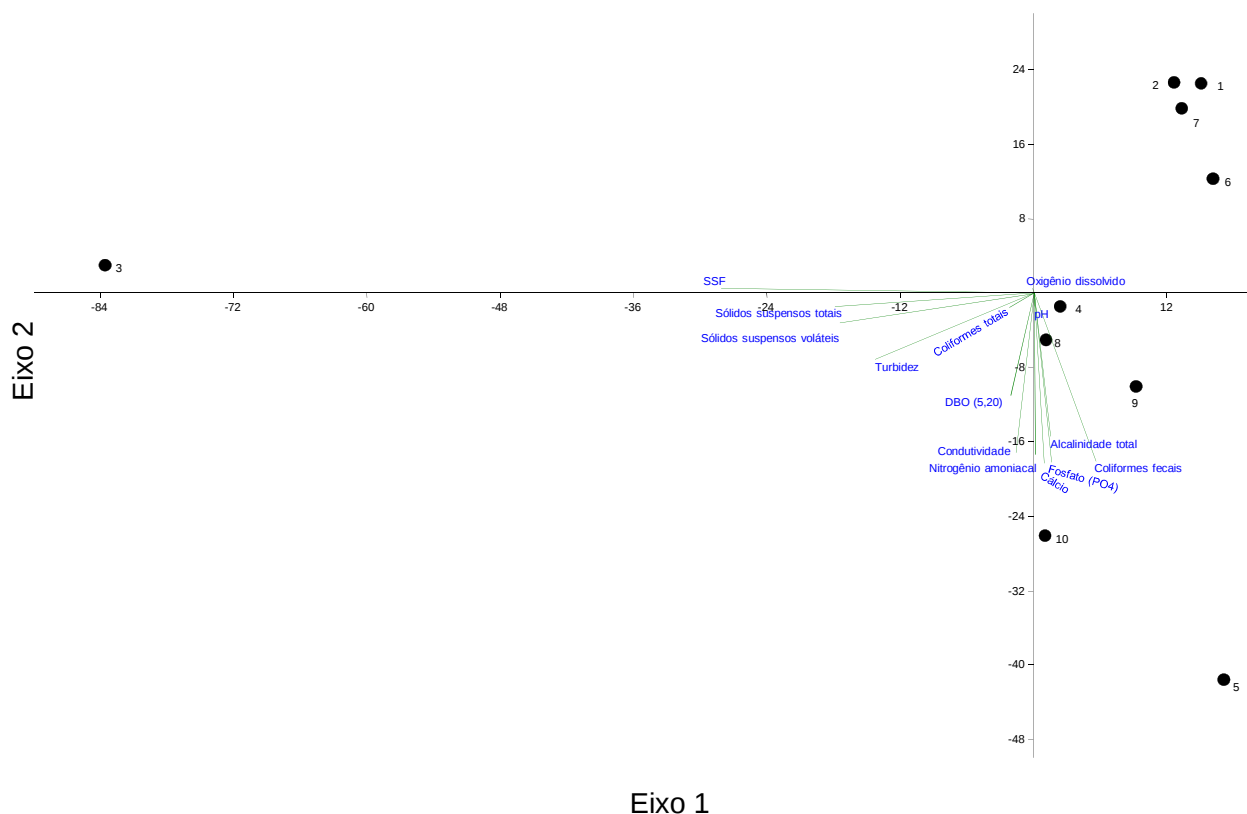
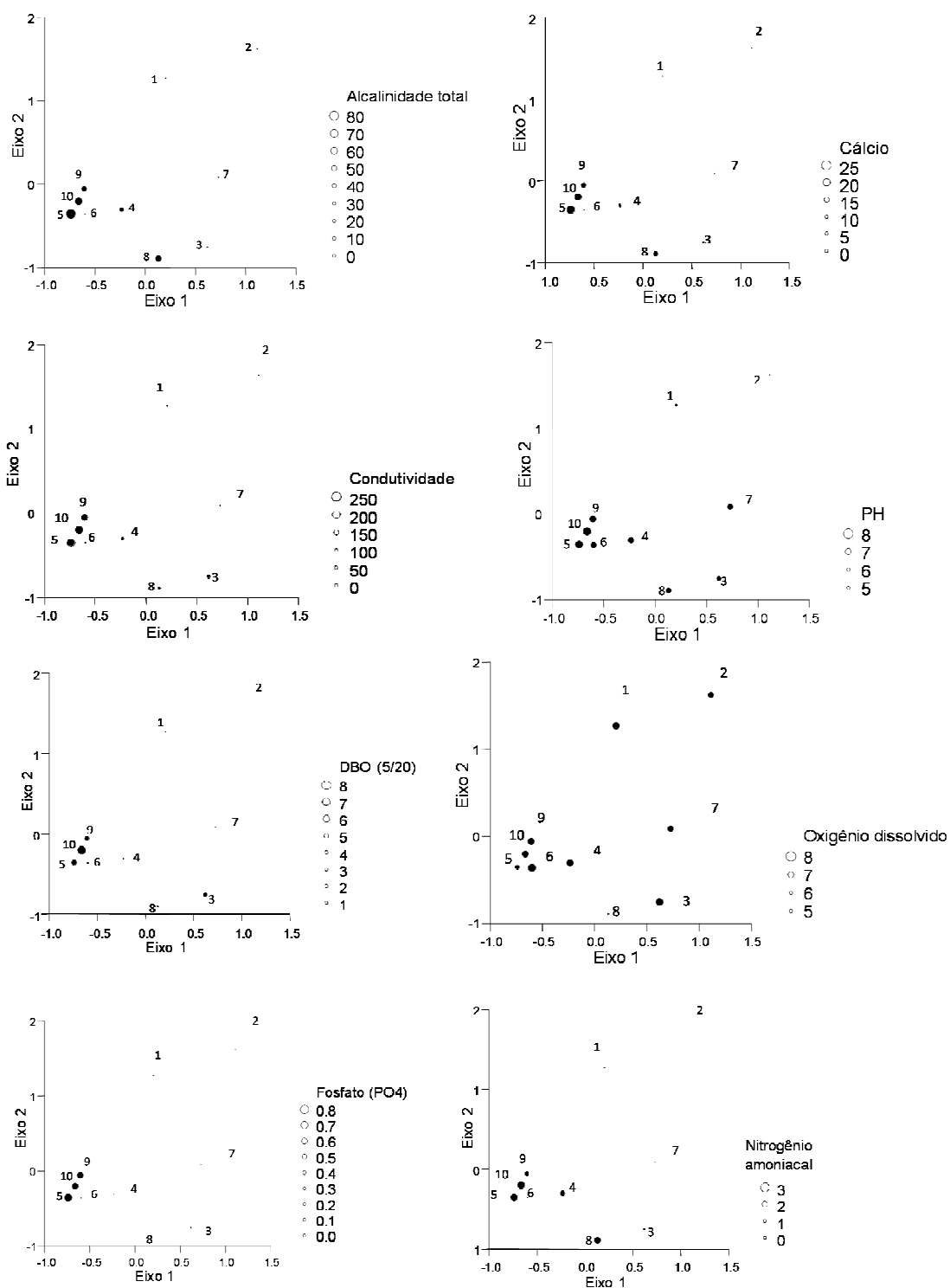


Figura 3.1 – Ordenação dos pontos de coletas, através de Análise dos Componentes Principais (PCA) das características físicas, químicas e bacteriológicas. A soma dos 3 primeiros eixos explicou 95,3% da variação encontrada (primeiro eixo 56,72%; segundo eixo 28,4%; terceiro eixo 10,15%).

A Análise de Componentes Principais (PCA) agrupou os pontos 4, 8, 9 e 10 pelos parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos, com destaque para a condutividade elétrica, que por ser baixa nos pontos 1, 2 e 7 foram agrupados em separado dos primeiros (Figura 3.1). Isto era esperado, pois os primeiros pontos foram estabelecidos em locais impactados e, estes, em locais caracterizados como naturais e próximo ao natural (ponto 7) pelo protocolo de diversidade de *habitat* adaptado.

O ponto 6 foi agrupado mais próximo aos pontos não impactados, porém com uma ligação com os impactados, relacionada aos parâmetros de alcalinidade total, cálcio e fosfato. A PCA também mostrou este ponto estar sofrendo impactos, apesar de ter sido caracterizado como natural pelo protocolo de diversidade de *habitat* adaptado. Os sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF), sólidos suspensos voláteis (SSV) e a turbidez separaram

o ponto 3 de todos os demais, fator explicado pelos processos erosivos a montante deste ponto de coleta.



Continuação da figura 3.2.

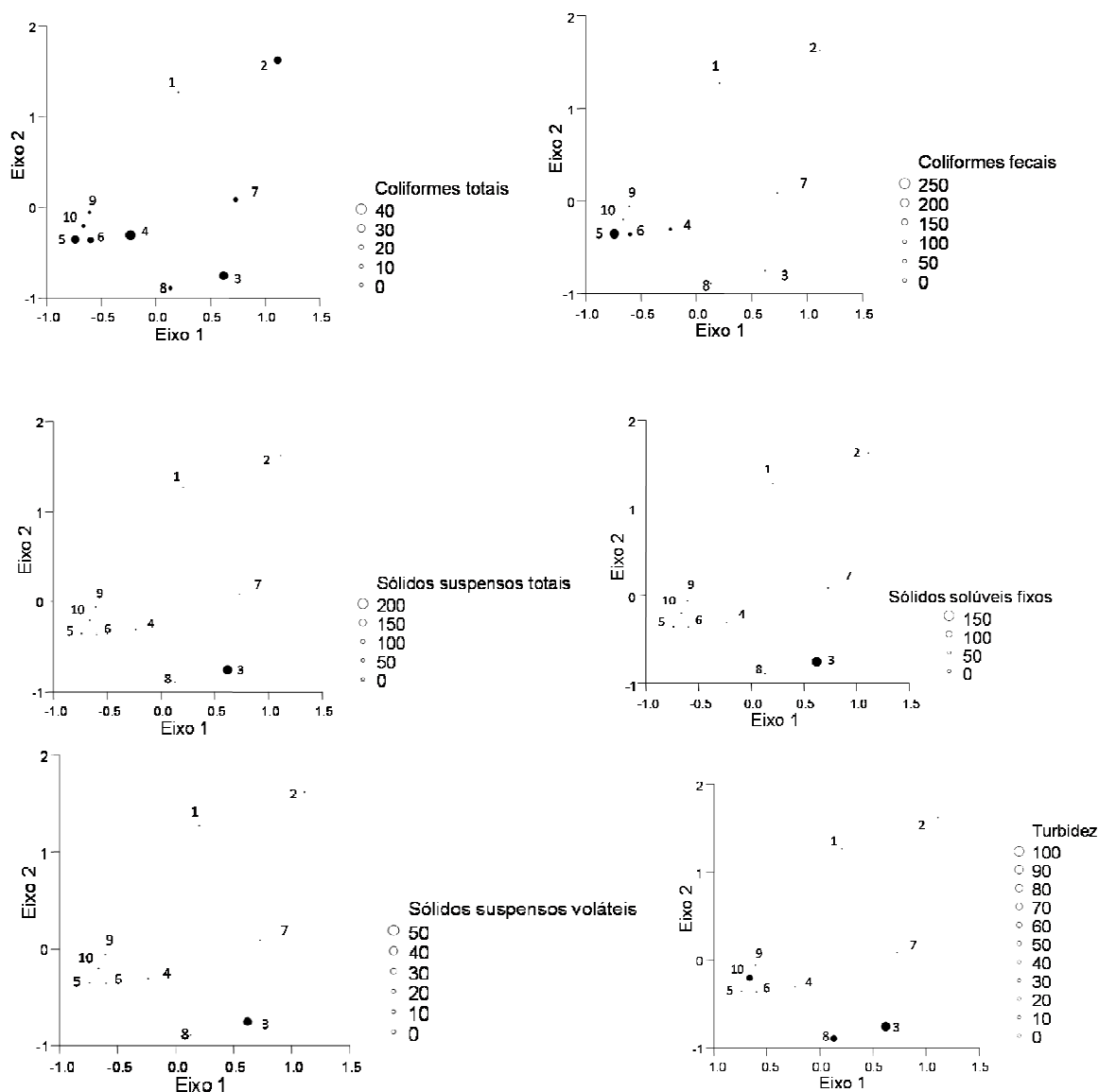


Figura 3.2 – Ordenação dos 10 pontos de coleta, por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS), em duas dimensões, com sobreposição das variáveis físicas, químicas e bacteriológicas ($stress = 0,08$, $r^2 = 0,94$). O tamanho dos pontos é diretamente proporcional à variável ambiental indicada.

Os pontos 4, 10, 8, 9 e 4 apresentaram na ordenação HMDS, respectivamente em ordem crescente, maior alcalinidade, cálcio, condutividade elétrica, $DBO_{5,20}$ e nitrogênio amoniacal (Figura 3.2). Estes são pontos localizados no perímetro urbano e eram esperados ser mais impactados, devido aos efluentes que recebem, justificando inclusive, a alteração dos nutrientes e nitrogênio amoniacal.

O OD (oxigênio dissolvido) foi ordenado com pequena alteração somente no ponto 8, mesmo apresentando baixa $DBO_{5,20}$. Possivelmente, nas atividades a montante, algum

impacto diferente de carga orgânica, pode ter afetado o padrão deste parâmetro em alguma das coletas (OD tão baixo esperaria-se mais alta $DBO_{5,20}$, se o motivo fosse carga orgânica). Porém, nos demais pontos, mesmo alguns que apresentaram $DBO_{5,20}$ mais alta, este fator não foi importante ao ponto de alterar o oxigênio dissolvido.

Segundo Hering *et al.* (2006) os organismos respondem ao tipo de uso do solo, mas a relação maior com macroinvertebrados é em resposta a eutrofização. O enriquecimento por nutrientes provenientes de entradas orgânicas no curso d'água reduzem o OD e influenciam na comunidade bentônica, de macroinvertebrados, peixes, diatomáceas bêmicas e macrófitas.

Um outro parâmetro que chamou a atenção nos dados foi a turbidez. No ponto 3 (Córrego Segredo 3), este parâmetro era realmente esperado ser ordenado alto com relação aos demais pontos, em virtude da alta carga de sólidos (SST, SSF, SSV) que o escalonamento multidimensional híbrido (HMDS) mostrou, sendo que tais parâmetros são normalmente correlacionados. Entretanto, nos pontos 8 e 10 a turbidez mostrou-se alterada com relação aos demais pontos.

A explicação para tal ocorrência, pode ser devida a atividade de pesque-pague a montante do ponto 8 e da atividade comercial de lava-jato a montante do ponto 10. Em estudos no sul da África para avaliação do impacto do escoamento relacionado à agricultura com as comunidades de macroinvertebrados, Thiere e Schultz (2004) concluíram que, até 50 mg/L, os sólidos suspensos totais não afetam abundância, mas afetam a estrutura da comunidade.

Os parâmetros de coliformes totais e fecais foram agrupados com alteração de forma decrescente nos pontos 4, 5, 3 e 6. A exceção do ponto 6, estes são cursos d'água afetados por impactos urbanos. O córrego Segredo 1 (ponto 1) também foi agrupado com pequena alteração relacionada aos coliformes, em especial, os coliformes totais. A explicação para a alteração pode ser devido ao curso d'água ser de baixa extensão e vazão e estar dentro de uma Unidade de Conservação com presença de animais silvestres, permitindo com que uma coleta ocorrida próxima a fezes de animais, estas, poderem afetar os parâmetros. O mesmo motivo pode ser atribuído ao ponto 6, porém, os demais dados indicam que este curso d'água, provavelmente, está sofrendo algum tipo de impacto.

Na Nova Zelândia Huryn *et al.* (2002) encontraram em locais florestados as comunidades de macroinvertebrados bentônicos com maior integridade às dos cursos d'água com uso do solo urbano. Nos locais florestados predominaram organismos sensíveis EPT

(Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera). Também na Nova Zelândia em estudo testando o efeito do uso do solo na comunidade de macroinvertebrados, Quinn *et al.* (1997) encontraram, tanto em locais com florestas nativas e de *pinus* três vezes mais organismos sensíveis (EPT) do que em locais de pastagem.

A exceção foi o ponto 6 (córrego Desbarrancado) que foi sempre agrupado junto aos impactados, mesmo tendo sido caracterizado pelo protocolo de diversidade de habitat como natural. Isso aconteceu, inclusive, com relação às comunidades biológicas. Tanto as características físicas, químicas, bacteriológicas e biológicas indicaram este ponto ser impactado, porém, neste trabalho, os dados não forneceram elementos que levassem à identificação dos possíveis impactos sofridos por este curso d'água. Este fator pode estar ligado ao leito argiloso, que favorece a organismos tolerantes e de respiração aeral (Archambault *et al.* 2007), ou ao método de coleta *Kicking sampling*, que não é adequado para fundo argiloso (Sanderson *et al.*, 2005), ou ainda, algum tipo de impacto, que precisa ser melhor investigado.

5 – Conclusões.

Com relação à qualidade físicas, químicas e bacteriológicas, os cursos d'água estabelecidos nas Unidades de Conservação apresentaram melhor qualidade aos constituídos no perímetro urbano. Embora analisados para classes diferentes, com relação à Resolução CONAMA 357/2005, estes cursos d'água apresentaram poucas variações. Somente o córrego Desbarrancado apresentou-se um pouco mais alterado, em especial, para os parâmetros de alcalinidade, nitrogênio amoniacal, em algumas coletas, além dos coliformes fecais, que em uma coleta apresentou-se 585 vezes maior do que o permitido para a classe 1 da Resolução 357/2005. Isto indica que o curso d'água está sofrendo impactos, os quais não foram detectados visualmente pelo protocolo de diversidade de *habitat* que indicou o ponto como natural. O leito argiloso pode ter influenciado nas comunidades (Galdean *et al.*, 1999). Possíveis impactos antrópicos também podem ter influenciado nos dados.

O Córrego Segredo 3 apresentou os parâmetros de Sólidos alterados na maioria das coletas, devido aos processos erosivos à montante do ponto. Estas alterações podem ter sido decisivas para que este curso d'água fosse o que apresentou menor abundância. A Análise de Componentes Principais (PCA) separou totalmente este ponto dos demais, em razão dos altos padrões de sólidos. As espécies de macroinvertebrados podem diferenciar os vários tipos de impactos antrópicos (Dolédec *et al.*, 1999).

As mesmas análises (HMDS e PCA) para os parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos mostraram o mesmo padrão de separação dos pontos, indicando aqueles classificados pelo protocolo de diversidade de *habitat* adaptado como naturais e próximo ao natural, que foram respectivamente os pontos 1, 2 e 7 com melhor qualidade. Os demais, as análises mostraram que se tratavam de pontos impactados, inclusive, o ponto 6 que fora caracterizado como natural.

Peeters *et al.* (2004) estudaram a estrutura das comunidades de macroinvertebrados com relação a alimento e variáveis ambientais e encontraram explicação de 45% da variabilidade da comunidade em razão das variáveis de sedimentos e outras variáveis ambientais como OD, pH e a profundidade do curso d'água. Afirmam que, em larga escala, fatores ambientais são mais importantes e, em pequena escala, os bióticos são mais importantes com relação à abundância das espécies. Não avaliaram, mas afirmam que a predação por peixes, pássaros e por outros macroinvertebrados exercem funções importantes na estrutura da comunidade.

6 - Referências Bibliográficas.

- ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. **Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el índice de Hellawell (1978)**. Limnética 4: p.51-56, 1988.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. AWWA, WPCF, 18. ed., Washington D. C, 1155p, 1998.
- ARCHAIMBAULT, V.; USSEGLIO-POLATERA, P.; JEAN-PIERRE, V. B. **Functional differences among benthic macroinvertebrate communities in referent streams of same order in a given biogeographic area**. Hydrobiologia (551), pp. 171-182, 2005.
- ARMITAGE, P. D., MOSS, D.; WRIGHT, J. F.; FURSE, M.T. **The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites**. Water Research. 17: p.333-347, 1983.
- BRASIL. Leis, **Lei Federal 6938 de 31 de agosto de 1981** (Lei da Política Nacional de Meio Ambiente) – www.ibama.gov.br – acesso em 10 de abril de 2009.
- BRASIL. Leis, **Decreto 99274, de 06 de junho de 1990** (Regulamenta a Lei Federal 6938/81) – www.ibama.gov.br – acesso em 10 de abril de 2009.
- BRASIL. Leis. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a Classificação dos corpos d'água e diretrizes para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providência. www.mma.gov.br – acesso em 25 de agosto de 2008.
- BRASIL. Leis. **Resolução CONAMA nº 274, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a balneabilidade dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de efluentes e dá outras providências. www.mma.gov.br – acesso em 25 de agosto de 2008.
- CALLISTO, M; FERREIRA, W. R; MORENO, P; GOULART, M; PETRUCIO, M. **Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ)**. Acta Limnológica Brasileira (4), pp. 91-98, 2002.
- DOLÉDEC, S.; STATZNER, B.; BOUNARD, M. **Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river**. Freshwater Biology (42), pp. 737-758, 1999.
- FRAPPIER, B. & ECKERT, R. T. **A new index of habitat alteration and comparison of approaches to predict stream habit conditions**. Freshwater Biology. p.2009-2020, 2007.
- GALDEAN, N.; BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M.; ROCHA, L. A.; MARQUES, M. M. G. S. M. **A proposed typology for the rivers of Serra do Cipó (Minas Gerais, Brazil) based on the diversity of Benthic macroinvertebrates and the existing habitats**. Trav. Mus. Hist. Nat. "Grigore Antipan". Vol. XLI, pp. 445-453, 1999.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., AND P. D. RYAN. **PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis.** *Palaeontologia, Electronica* 4(1): 9pp., 2001 - http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.

HERING, D.; JOHNSON, R. K.; KRAMM, S.; SCHMUTZ, S.; SZOSZKIEWICZ, K.; VERDONSCHOT, P. F. M. **Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress.** *Freshwater Biology* (51), pp. 1757-1785, 2006.

HILSENHOFF, W. L. **Family level biotic rapid field assessment of organic pollution with an index.** *J. N. Am. Benthol. soc.* 7(1): p.65-68, 1.988.

HURYN, A. D.; HURYN, V. M. B.; ARBUCKLE, C. J.; TSOMIDES, L. **Catchment land-use, r macroinvertebrates and detritus processing in headwater streams: taxonomic richness versus function.** *Freshwater Biology* (47), pp. 401-415, 2002.

JUNQUEIRA, M. V.; CAMPOS, S. C. M. **Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil).** *Acta Limnol. Brasil.* 10(2): p.125-135, 1998

JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S.; FRANÇA, E. S. **Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados.** *Acta Limnol. Brasil.* 12 (1): p.73-87, 2000.

ORFANIDIS, S; PANAYOTIDIS, P; STAMATIS, N. **An insight to the ecological evaluation index (EEI).** *Ecological Indicators* (3). ELSEVIER. Pp. 27-33, 2003.

PEETERS, E. T. H. M.; GYLSTRA, R.; VOS, J. H. **Benthic macroinvertebrate community structure in relation to food and environmental variables.** *Hydrobiologia* (519), pp. 103-115, 2004.

QUINN, J. M.; COOPER, A. B.; DAVIES-COLLEY, R. J.; RUTHERFORD, J. C.; WILLIAMS. **Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand.** *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, Vol. 31, pp. 579-597, 1997.

THIERE, G. & SCHULTZ, R. **Runoff-related agricultural impact in relation to macroinvertebrate communities of the Lorens river.** *Water Research* (38). ELSEVIER. pp. 3092-3102.

Capítulo IV

Análises biológicas e aplicação de índices biológicos: Influência dos fatores físicos, químicos, bacteriológicos e hidrológicos nas comunidades bentônicas e similaridade das comunidades entre os pontos de coleta.

1. Introdução.

O grupo dos macroinvertebrados é atualmente o mais utilizado para avaliações da qualidade ambiental da água (Baptista, 2008). Fala-se em qualidade ambiental, pois, os macroinvertebrados bentônicos respondem a todos os impactos sofridos na bacia e não somente aos parâmetros físicos e químicos presentes na água. O entendimento da estrutura da comunidade destes organismos permite o entendimento geral dos impactos e, portanto, constitui-se em uma ferramenta importantíssima para o monitoramento dos ecossistemas aquáticos.

Em geral, a estrutura taxonômica, biológica e ecológica das comunidades de macroinvertebrados varia com a natureza física, química e biológica do ambiente e os padrões de perturbação destas características variam geralmente tendo gradientes longitudinais (Vannote *et al.*, 1980; Wright *et al.*, 1984; Winterbourn e Townsend, 1991; Hildrew e Giller, 1994; Townsend e Hildrew, 1994; Moss, 1998).

3. Objetivos gerais.

Caracterizar as comunidades de macroinvertebrados bentônicos nos pontos de coletas.

2.1 – Objetivos específicos:

Verificar semelhanças entre as comunidades entre os pontos de coletas;

Analisar as comunidades com relação aos parâmetros físicos químicos e bacteriológicos;

Aplicar os índices BMWP, ASPT e FBI sem adaptação em todas as coletas.

2. Metodologia.

3.1 – Metodologia de amostragem das comunidades dos macroinvertebrados.

Em cada ponto, as comunidades foram amostradas usando o método de *Kicking Sampling* (Haase *et al.*, 2008; Muotka e Syrjanen, 2007; Johnson *et al.*, 2005; Walsh *et al.*, 2001), sendo colocadas em vasilhas plásticas, com fixação em etanol 70% (Peckarsky, 1984; Wetzel e Likens, 1991; Bueno *et al.*, 2003; Walsh *et al.*, 2001). Foram tomadas 03 amostragens de um minuto cada uma por ponto, de forma a abranger a diversidade do local (Feio *et al.*, 2007), verificando a oxigenação da água, sombreamento, folhiço, sendo o material colocado na mesma vasilha.

O método de *Kicking Sampling* é um dos mais utilizados para amostragem de bentos, quando para utilização em índices biológicos e é realizado pela colocação de uma rede com uma haste, contrária à corrente, sendo realizados chutes no sedimento, que são direcionados à rede. A rede de coleta usada tem entre 200 a 500 μm (figura 4.1).



(2008)

Figura 4.1 – Coleta pelo método de *Kicking Sampling*.

A triagem e identificação dos macroinvertebrados encontrados em cada ponto foram determinadas no laboratório, usando microscópios estereoscópios. A identificação taxonômica foi em nível de família. As chaves de identificação utilizadas incluíram: (Pérez, 1988); (Merriitt e Cummins, 1984), Anisoptera (Daigle, 1992), Hydracarina (Pluchino *et al.*, 1999); (Higuti e Franco, 2001) e (Bouchard, 2004).

3.1.1 – Métodos de análises das comunidades dos macroinvertebrados bentônicos.

A identificação dos organismos foi realizada em nível de família. Segundo Gayraud *et al.* (2003) o nível taxonômico de família ou gênero é suficiente para biomonitoramento.

Foram feitas contagens diretas dos *taxa* nos pontos, bem como a possível correspondência com as características gerais dos pontos e possíveis chuvas nos dias de coleta. Foram também testados os dados coletados das famílias de macroinvertebrados bentônicos, utilizando diretamente alguns índices biológicos sem quaisquer adaptações.

Os índices bióticos testados foram: o FBI – *Family Biotic Index* (Hilsenhoff, 1988), também utilizado por Klemm *et al.* (1990), e os índices BMWP modificados por Alba-Tercedor (1996) e Junqueira *et al.* (2000). As famílias não existentes nos índices não foram contabilizadas. As formas de aplicação destes índices estão detalhadas no capítulo V.

Para analisar os dados da comunidade biológica foi realizada uma caracterização direta por cada coleta e cada ponto. Em seguida, estatisticamente foi realizada primeiramente uma transformação dos dados em valores relativos à soma de toda a amostra, ou seja, relativizaram-se os dados para que pudessem ficar comparáveis, na mesma escala. Feito isso foi determinada uma distância de dissimilaridade, sendo utilizado o índice de *Bray-Curtis*, o qual pesa também a abundância dos dados, utilizando o *software* livre *PAST* (Hammer *et al.*, 2001).

Assim, foi obtida uma matriz triangular das distâncias de dissimilaridade entre cada ponto amostral, neste caso, cada ponto de coleta e seu respectivo momento. Com essa matriz foi realizada uma ordenação indireta, do tipo escalonamento multidimensional híbrido (HMDS) (Quinn *et al.*, 1997). Optou-se pela visualização em duas dimensões, devido ao alto *stress* quando feito em uma dimensão somente. Com isso, obteve-se o gradiente de distribuição da comunidade biológica em duas dimensões, e então foi “plotado” um gráfico desse gradiente em função dos pontos de coleta e suas respectivas datas de coleta.

Para ajudar a compreender a distribuição dos pontos, foi feita uma análise de avaliação da ordenação, a qual permite saber a influência de cada família na distribuição dos pontos. Foram utilizadas somente famílias que influenciaram mais de 50% na distribuição dos pontos.

Índices de diversidade e equitabilidade de *taxa* (Shannon-Wiener) (na base logarítmica natural) e de dominância de Simpson foram calculados, utilizando o *software* livre *PAST* (Hammer *et al.*, 2001). Por último, foram realizadas diversas análises das comunidades de macroinvertebrados para a definição de métricas, que pudessem ser utilizadas na constituição do índice de qualidade do ecossistema aquático. (A metodologia de criação e constituição do índice está no Capítulo V).

4 – Análises e discussões dos resultados bentônicos e da aplicação dos índices BMWP₁ adaptado por Junqueira *et al.* (2000), BMWP₂ adaptado por Alba-Tercedor, 1996, ASPT e FBI.

Os macroinvertebrados bentônicos analisados e identificados foram organizados em ordem e família, tendo em vista que os índices aplicados neste trabalho utilizam estes organismos até o nível de classificação de família. Verificaram-se nas análises os dados brutos por coleta e as aplicações dos índices biológicos. Em seguida foram analisados os dados por ponto entre as coletas. No que se refere às tolerâncias dos organismos à poluição, elas foram consideradas segundo os índices biológicos existentes, sem serem adaptadas para a região.

Na coleta 01 (figura 3.2) foram encontradas 19 famílias de 11 ordens e abundância total de 571 organismos, sendo 64,8% (n=370) de Chironomidae. A segunda família mais abundante foi Physidae com 13,66% (n=78), que apareceu nos pontos 5, 9 e 10. Esta família da classe Mollusca poderia ser esperada para estes pontos que são impactados, pois são organismos com alta tolerância à poluição (Pérez, 1988). O ponto 1 e 2 apresentaram a maior riqueza, respectivamente 7 e 5 famílias, embora com baixa abundância entre os *taxa* encontrados. A maioria dos *taxa* encontrados nestes pontos foi de baixa tolerância à poluição.

O ponto 10 apresentou apenas 2 famílias, as quais são consideradas de alta tolerância à poluição (Chironomidae e Physidae). Os pontos 5 e 9 apresentaram maior abundância dentro dos 4, *taxa* encontrados em cada ponto, com destaque para a família Chironomidae. A maior riqueza realmente era esperada nos pontos 1 e 2, pois estes foram estabelecidos em locais caracterizados como naturais, enquanto os pontos 5, 9 e 10 foram estabelecidos em local com altos impactos urbanos. Por outro lado, os pontos 6 e 7 que foram estabelecidos em locais considerados respectivamente natural e próximo ao natural apresentaram baixa riqueza e *taxa* considerados de média e alta tolerância à poluição. Isso pode ter ocorrido em virtude da localização da estação de coleta ou da tipologia dos leitos dos córregos nestes pontos.

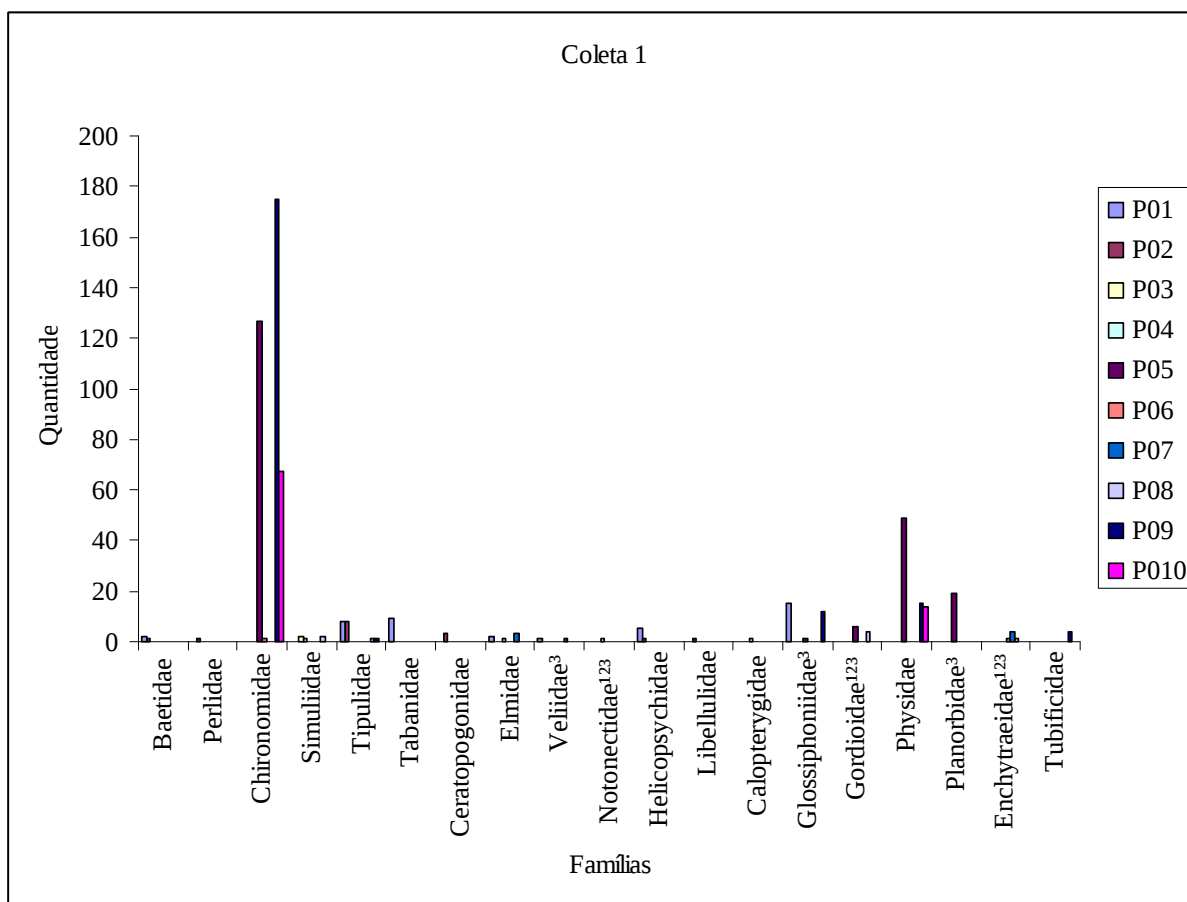


Figura 4.2 – Dados biológicos da Coleta 1 – 02 de junho de 2006.

Na aplicação direta dos índices biológicos (BMWP1, BMWP2, ASPT1, ASPT2 e FBI) a pontuação nos 2 BMWPs refletiram algumas alterações ambientais dos locais, entretanto, as pontuações indicaram baixa qualidade ambiental do curso d'água, mesmo nos pontos 1 e 2; 6 e 7 considerados de baixo impacto. A exceção se fez na aplicação do ASPT2 para o ponto 2, que apresentou significância de água limpa e para o FBI para os pontos 1 e 2 que apresentou qualidade da água muito boa. Estas exceções devem-se ao formato de aplicação do índice e não a reprodução da riqueza (tabela 4.1).

Embora não tenham sido computadas as famílias que não apareciam nos índices, esses dados indicam a necessidade de adaptação dos índices para a região e para os cursos d'água analisados. Pires *et al.* (2000), utilizando o BMWP, encontraram baixas pontuações. Mesmo para locais próximos às nascentes, menos impactados, a maior pontuação foi 45, que no índice BMWP de Armitage *et al.* (1983); de Alba-Tercedor (1996) e Junqueira *et al.* (2000) daria um significado de qualidade de água ruim.

Tabela 4.1 – Resultados da aplicação dos índices na coleta 1.

Aplicação dos índices por Ponto (Pontuação e significância da qualidade de água) – BMWP1/ASPT1 (Junqueira *et al.*, 2000) BMWP2/ASPT2 (Alba-Tercedor, 1996).

<i>Índice</i>	<i>P-1</i>	<i>P-2</i>	<i>P-3</i>	<i>P-4</i>	<i>P-5</i>	<i>P-6</i>	<i>P-7</i>	<i>P-8</i>	<i>P-9</i>	<i>P-10</i>
BMWP1	35/Ru	33/Ru	5/P	17/P	11/P	2/P	12/P	8/P	12/P	5/P
BMWP2	29/Ru	36/Ru	5/P	18/Ru	11/P	2/P	9/P	10/P	14/P	5/P
ASPT1	5/Qd	5,5/Qd	5/Qd	5,6/Qd	2,7/PPS	2/PPS	4/PPM	4/PPM	2,4/PPS	2,5PPS
ASPT2	4,3/PPM	7,2/L	5/Qd	6/L	2,7/PPS	2/PPS	3/PPS	5/PPM	2,8/PPS	2,5PPS
FBI	4,19/MB	3,93/MB	6/MR	5/B	7,73MRu	8/MRu	5,5/R	5,75/R	7,97/MRu	8/MRu

-Qualidade da água – BMWP - E – Excelente ; B – Boa ; Re – Regular; R – Ruim e P – Péssima.

-ASPT – L – Limpa; Qd – Qualidade Duvidosa; PPM – Possível Poluição Moderada; PPS – Possível Poluição Severa.

-FBI – E – Excelente; MB – Muito Boa; B – Boa; R – Regular; MR – Muito Regular; R – Regular; Ru – Ruim; MRu – Muito Ruim. ³Ausente no FBI; ¹²³Ausente em todos os índices.

Na coleta 02 foram encontradas 13 famílias de 7 ordens, perfazendo um total de 566 organismos e a família mais abundante foi Chironomidae com 76,68% (n=434). No ponto 5 foram 230 indivíduos desta família e 2 indivíduos da família Planorbidae, ambas de alta tolerância à poluição, o que corrobora com os dados de alterações ambientais do local e da baixa qualidade, conforme alguns parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos de qualidade da água. A segunda família predominante foi Glossiphonidae (Classe Hirudinea) com 12,19% (n=69), seguida pela família Physidae com 7,24% (n=41) (Classe Mollusca). Estas apareceram nos ambientes impactados, pois são organismos de alta resistência à poluição (figura 4.3).

A estação 4 apresentou maior número de famílias, sendo 6, contra apenas 2 famílias no ponto 1 e, 3 famílias no ponto 2, que são considerados naturais, enquanto o ponto 4 é considerado de média para grande alteração. Isso não era esperado, haja vista que a qualidade da água pelos dados físicos, químicos e bacteriológicos não apresentou melhoras no ponto 4, com relação à coleta 1, que apresentou baixa riqueza neste ponto. Porém, as famílias encontradas no ponto foram de média para alta tolerância à poluição.

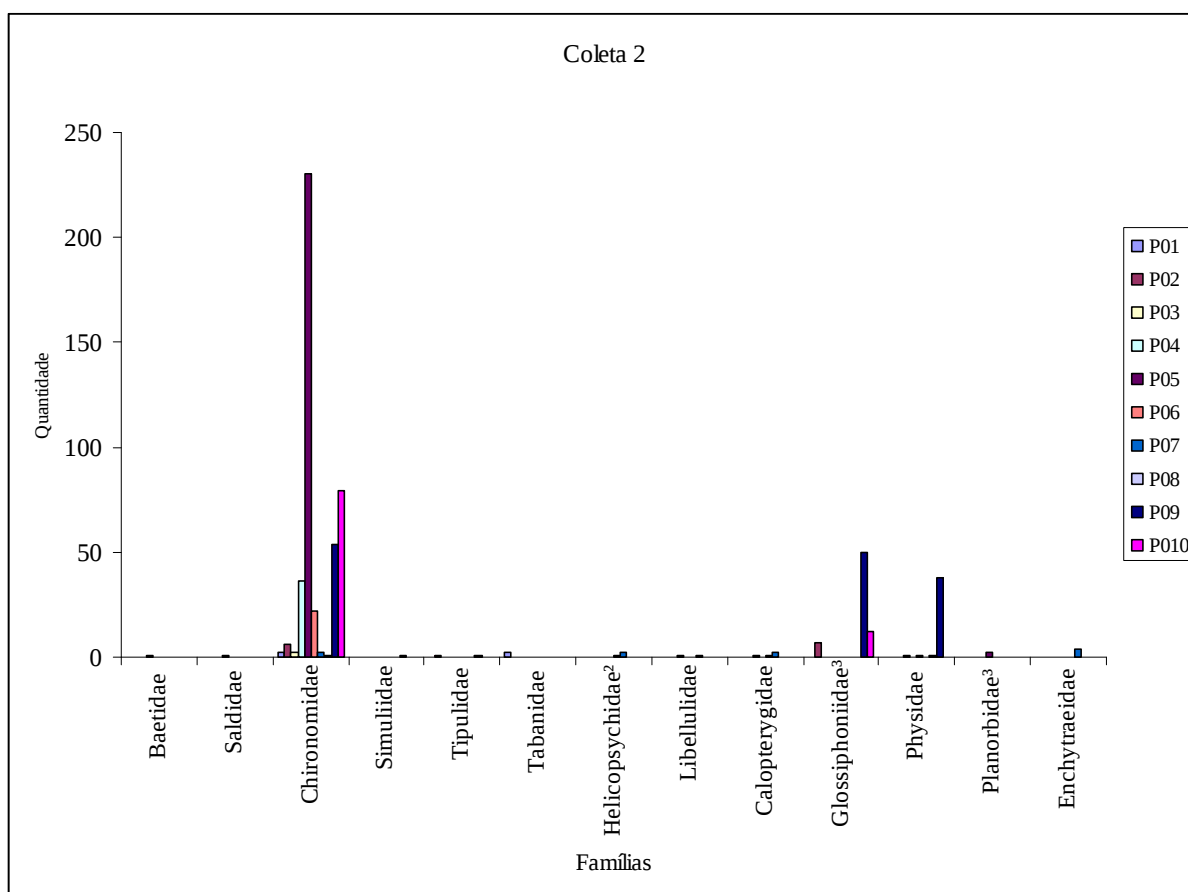


Figura 4.3 – Dados biológicos da Coleta 2 – 11 de agosto de 2006.

Todos os índices aplicados apresentaram significância de baixa qualidade da água para todos os pontos (tabela 4.2).

Tabela 4.2 – Resultados da aplicação dos índices na coleta 2.

Aplicação dos índices por Ponto (Pontuação e significância da qualidade de água) – BMWP₁/ASPT₁ (Junqueira *et al.*, 2000) BMWP₂/ASPT₂ (Alba-Tercedor, 1996).

Índice	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6	P-7	P-8	P-9	P-10
BMWP ₁	5/P	8/P	2/P	22/P	5/P	23/P	29/Ru	15/P	8/P	5/P
BMWP ₂	3/P	10/P	2/P	25/Ru	5P	13/P	19/Ru	15/P	8/P	5/P
ASPT ₁	2,5/PPS	2,66/PPS	2/PPS	4,4/PPM	2,5/PPS	5,75/Qd	5,8/Qd	3,75/PPS	2,66/PPS	2,5PPS
ASPT ₂	3/PPS	3,33/PPS	2/PPS	5/PPM	2,5/PPS	4,33/PPM	4,75/PPM	3,75/PPM	2,66/PPS	2,5/PPS
FBI	7/MRu	5,57/R	8/MRu	7,85/MRu	8/MRu	7,36/MRu	4,45/B	6,25/MR	8/MRu	8/MRu

*Qualidade da água – BMWP - E – Excelente ; B – Boa ; Re – Regular; R – Ruim e P – Péssima.

**ASPT – L – Limpa; Qd – Qualidade Duvidosa; PPM – Possível Poluição Moderada; PPS – Possível Poluição Severa.

***FBI – E – Excelente; MB – Muito Boa; B – Boa; R – Regular; MR – Muito Regular; Ru – Ruim; MRu – Muito Ruim.

Na coleta 03 foram encontradas 12 famílias, com destaque para a variação do nível de 10 ordens diferentes, entre os 223 organismos. Mais uma vez a família Chironomidae foi a que apareceu em maior abundância com 70,40% (n=157), seguida pelas famílias Glossiphoniidae e Helicopsychidae com 11,66% (n=26) cada uma. O ponto 9 apresentou

maior riqueza, 4 famílias, porém, todas de alta tolerância à poluição (Chironomidae, Physidae, Glossiphonidae, Tubificidae), o que corrobora os dados de alterações do ambiente, bem como os dados físicos químicos e bacteriológicos, que indicam de médio a alto grau de poluição (figura 4.4).

Os pontos 1 e 2 apresentaram 3 famílias cada um, sendo estas de média para baixa tolerância à poluição, o que era esperado para estes pontos, que foram localizados em locais naturais, inclusive, a família Helicopsychidae, que foi a segunda dominante, todos os organismos apareceram no ponto 2. Por outro lado, o ponto 6, localizado em região com baixa alteração apresentou apenas 1 família e ainda de alta tolerância (Chironomidae). Isso ocorreu também nas coletas anteriores e, este dado controverso, pode estar ocorrendo provavelmente por algum outro fator que não esteja relacionado à degradação do ambiente e parâmetros físicos e químicos da água. Possivelmente, o fundo argiloso com parte orgânica pode favorecer a essas famílias (Archaimbault *et al.*, 2005).

Nos pontos 3 e 4 não foram encontrados organismos. Isso era esperado para alguns pontos, em razão das chuvas no dia e antes da coleta, em especial o ponto 3, que além do arraste, ainda aumenta muito a sedimentação com as chuvas, devido aos processos de erosão a montante do ponto de coleta.

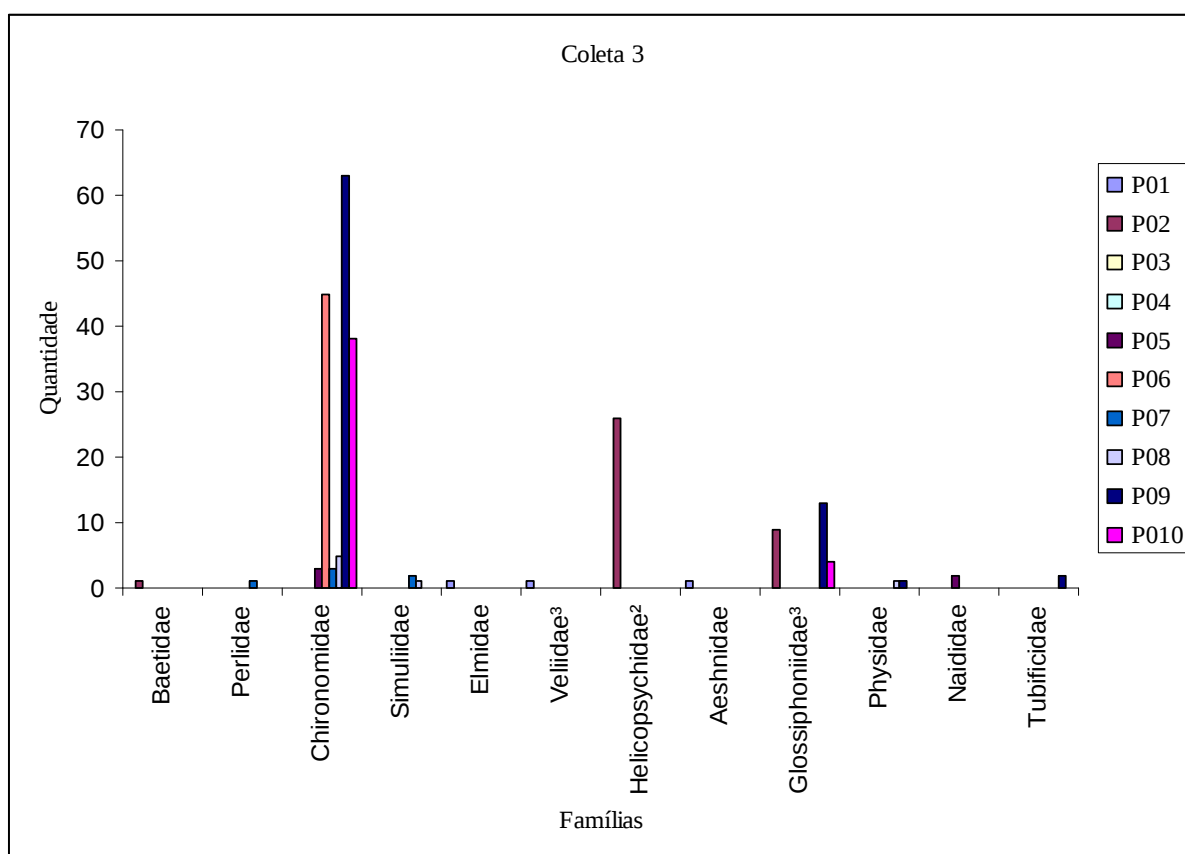


Figura 4.4 – Dados biológicos da Coleta 3 – 05 de outubro de 2006.

Na aplicação dos índices, mais uma vez, os BMWPs indicaram baixa qualidade, inclusive nos pontos com baixa alteração ambiental, identificados no protocolo adaptado, porém, o ASPT1 para os pontos 1 e 2 indicaram água limpa e o FBI indicou excelente. Para os demais pontos, os índices indicaram baixa qualidade, inclusive, para os pontos 6 e 7, que era esperada melhor qualidade da água, por estarem em locais pouco impactados. Estes indicadores mostram que os índices precisam ser adaptados para sua utilização em regiões diferentes (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 – Resultados da aplicação dos índices na coleta 3.

Aplicação dos índices por Ponto (Pontuação e significância da qualidade de água) – BMWP1/ASPT1 (Junqueira *et al.*, 2000) BMWP2/ASPT2 (Alba-Tercedor, 1996).

Índice	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6	P-7	P-8	P-9	P-10
BMWP1	20/P	18/P	0	0	3/P	2/P	15/P	10/P	10/P	9/P
BMWP2	16/Ru	7/P	0	0	3/P	2/P	17/Ru	10/P	14/P	10/P
ASPT1	6,67/L	6/L	0	0	1,5/PPS	2/PPS	5/PPM	3,33/PPS	3,25/PPS	4,5PPM
ASPT2	5,33/PPM	3,5/PPS	0	0	1,5/PPS	2/PPS	5,67/Qd	3,33/PPS	3,5/PPS	5PPM
FBI	3,5/E	3,03/E	0	0	8/MRu	8/MRu	6,17/MR	6,71/Ru	8/MRu	8/MRu

-Qualidade da água – BMWP - E – Excelente ; B – Boa ; Re – Regular; R – Ruim e P – Péssima.

-ASPT – L – Limpa; Qd – Qualidade Duvidosa; PPM – Possível Poluição Moderada; PPS – Possível Poluição Severa.

-FBI – E – Excelente; MB – Muito Boa; B – Boa; R – Regular; MR – Muito Regular; Ru – Ruim; MRu – Muito Ruim. ³Ausente no FBI; ¹²³Ausente em todos os índices.

Na coleta 04 foram encontradas 13 famílias de 10 ordens diferentes e 441 organismos. Destes, 88,44% (n=390) de Chironomídeos, sendo que, a segunda família dominante, que foi Glossiphonidae apresentou somente 5,67% (n=25). Nesta coleta os pontos que obtiveram maior riqueza foram o 1 com 5 famílias, o 2 com 4 famílias e o 7 com 3 famílias, o que era esperado, pois são pontos considerados naturais e próximo ao natural. No ponto 6, que também é considerado natural, mais uma vez, obteve-se pouca riqueza, 2 famílias e ainda de alta tolerância. Um fator que chama a atenção foi que o ponto 2 apresentou boa riqueza, mas de famílias de alta tolerância à poluição, o que não era esperado, com destaque para a família Glossiphonidae (Classe Hirudinea).

Vale ressaltar que estes organismos não são muitos utilizados como indicadores de qualidade de água (Pérez, 1988), mas é comum aparecerem em ambientes com degradação. Por outro lado, podem aparecer em ambientes aquáticos limpos (Figura 4.5).

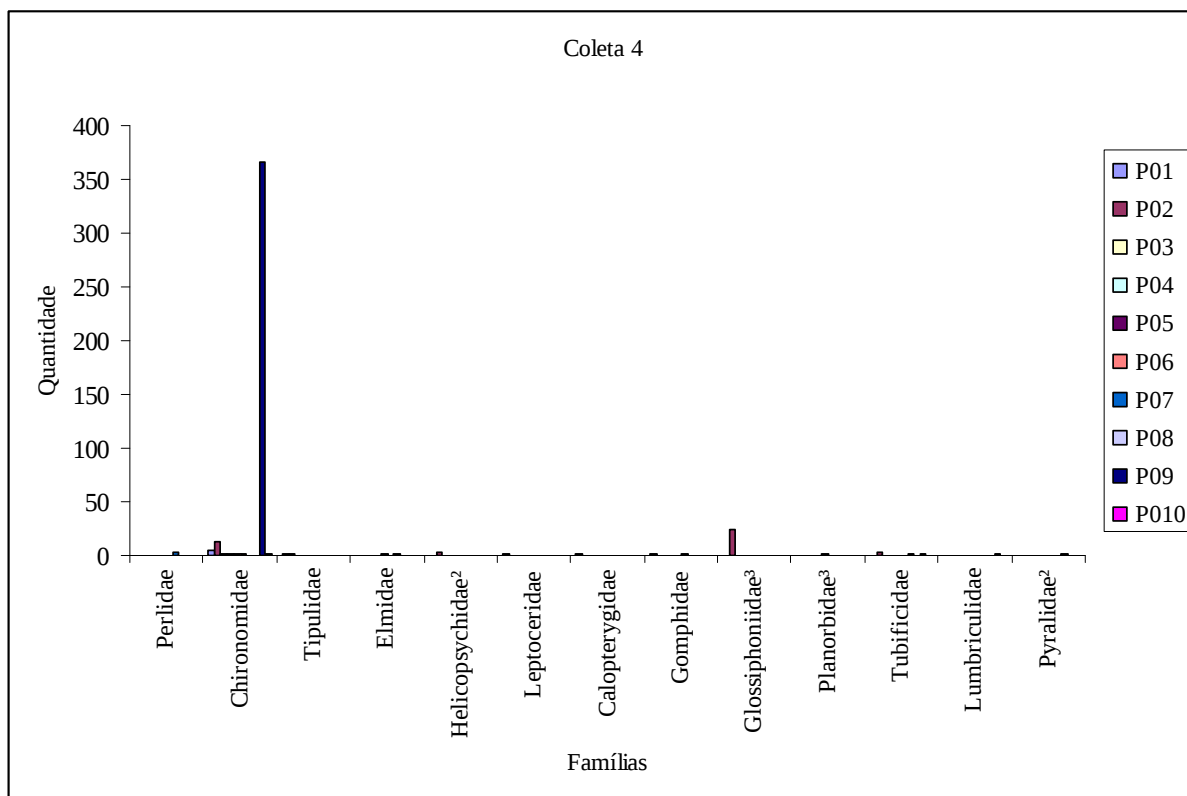


Figura 4.5 – Dados biológicos da Coleta 4 – 14 de dezembro de 2006.

Na aplicação dos índices, as águas de todos os pontos apresentaram-se com baixa qualidade, a exceção para a aplicação do ASPT1 que apresentou qualidade como limpa no ponto 8, porém, isso é mais pelo formato de aplicação do índice do que pela riqueza da comunidade. Neste ponto, como foi encontrada apenas 1 família com alta pontuação, a divisão por um único *taxa*, fez com que a pontuação permanecesse alta, fator que influenciou no índice, indicando boa qualidade. Para o BMWP2 e conseqüentemente o ASPT2 não foi

possível aplicá-los, pois a única família encontrada Helicopsychidae não aparece no índice (Tabela 4.4).

Tabela 4.4 – Resultados da aplicação dos índices na coleta 4.

Aplicação dos índices por Ponto (Pontuação e significância da qualidade de água) – BMWP1/ASPT1 (Junqueira *et al.*, 2000) BMWP2/ASPT2 (Alba-Tercedor, 1996).

<i>Índice</i>	<i>P-1</i>	<i>P-2</i>	<i>P-3</i>	<i>P-4</i>	<i>P-5</i>	<i>P-6</i>	<i>P-7</i>	<i>P-8</i>	<i>P-9</i>	<i>P-10</i>
BMWP1	30/Ru	21/P	2/P	2/P	10/P	7/P	14/P	8/P	4/P	2/P
BMWP2	33/Ru	11/P	2/P	2/P	10/P	8/P	16/Ru	0	4/P	2/P
ASPT1	6/Qd	4,2/PPM	2/PPS	2/PPS	3,33/PPS	3,5/PPS	4,67/PPM	8/L	1/PPS	2/PPS
ASPT2	5,5/Qd	2,75/PPS	2/PPS	2/PPS	3,33/PPS	4/PPS	5,53/Qd	0	1/PPS	2/PPS
FBI	5,55/R	5,54/R	8/MRu	8/MRu	6/MR	5,67/R	3/E	5/B	8/MRu	8/MRu

-Qualidade da água – BMWP - E – Excelente ; B – Boa ; Re – Regular; R – Ruim e P – Péssima.

-ASPT – L – Limpa; Qd – Qualidade Duvidosa; PPM – Possível Poluição Moderada; PPS – Possível Poluição Severa.

-FBI – E – Excelente; MB – Muito Boa; B – Boa; R – Regular; MR – Muito Regular; R – Regular; Ru – Ruim; MRu – Muito Ruim. ³Ausente no FBI; ¹²³Ausente em todos os índices.

A coleta 05 foi a que apresentou menos famílias e organismos. Foram apenas 5 famílias de 3 ordens e 16 organismos, sendo a família Tabanidae com 37,5% (n=16) dos organismos a mais abundante. Foi a única vez em que a família Chironomidae não representou a mais abundante, ficando com 18,75% (n=3), ainda atrás da família Tipulidae que apresentou 25% (n=4) dos organismos (Figura 4.6).

Em 4 pontos não foram encontrados organismos. Todas as famílias encontradas constituem-se de organismos resistentes à poluição, inclusive, nos pontos considerados pouco impactados. Esta pouca quantidade de organismos pode ser justificada pela grande quantidade de chuvas, 28,1 mm, no dia da coleta e de 29,4 mm nos três dias anteriores.

Os pontos 1 e 2 apresentaram 2 famílias cada um, mas ambas foram famílias de alta tolerância à poluição. Isto pode ter ocorrido, devido a, possivelmente, essas famílias sofrerem menos influência do arraste às famílias de baixa tolerância.

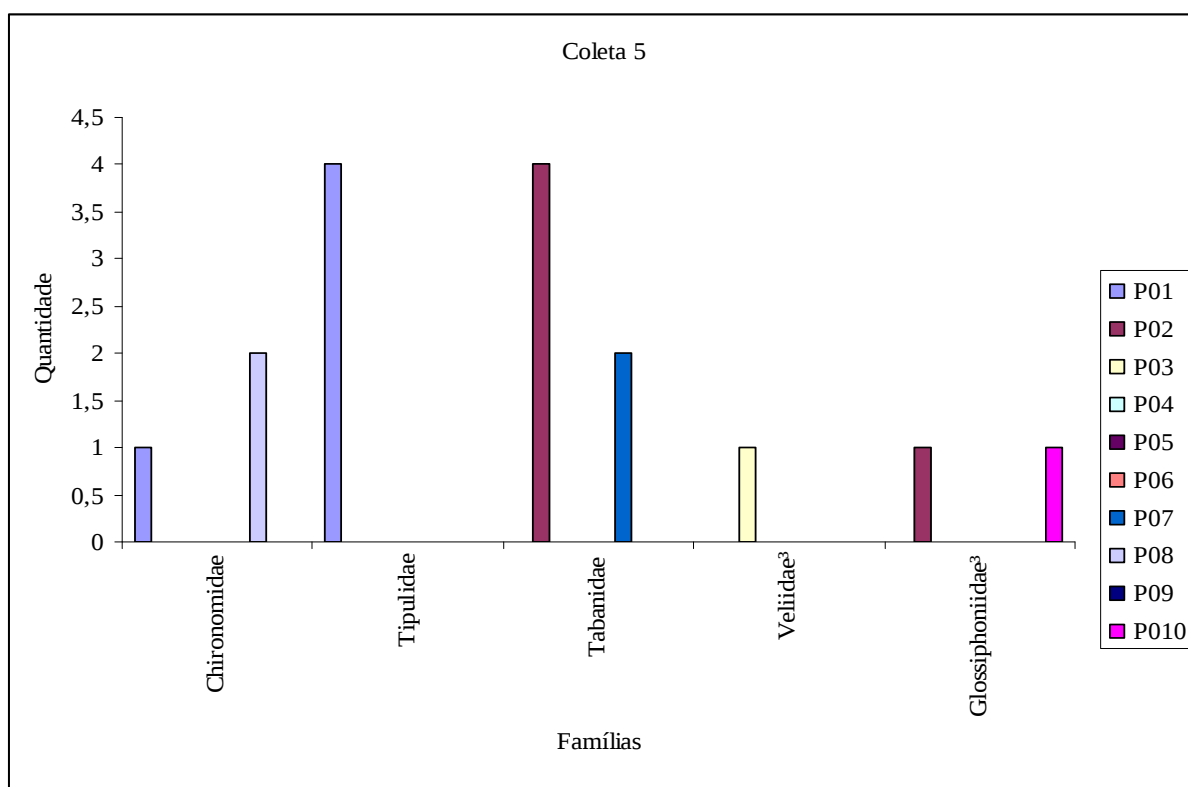


Figura 4.6 – Dados biológicos da Coleta 5 - 09 de fevereiro de 2007.

Na aplicação dos índices, como era esperado em função da baixa riqueza, todos apresentaram resultados para a qualidade de água muito ruins (Tabela 4.5).

Tabela 4.5 – Resultados da aplicação dos índices na coleta 5.

Aplicação dos índices por Ponto (Pontuação e significância da qualidade de água) – BMWP1/ASPT1 (Junqueira *et al.*, 2000) BMWP2/ASPT2 (Alba-Tercedor, 1996).

Índices	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6	P-7	P-8	P-9	P-10
BMWP1	7/P	6/P	7/P	0	0	0	3/P	2/P	0	3/P
BMWP2	7/P	7/P	3/P	0	0	0	4/Ru	2/P	0	3/P
ASPT1	3,5/PPS	3/PPS	7/L	0	0	0	3/PPS	2/PPS	0	3/PPS
ASPT2	3,5/PPS	3,5/PPS	3/PPS	0	0	0	4/PPM	2/PPS	0	3/PPS
FBI	5,6/R	6/Ru	0	0	0	0	6/MR	8/MRu	0	0

-Qualidade da água – BMWP - E – Excelente ; B – Boa ; Re – Regular; R – Ruim e P – Péssima.

-ASPT – L – Limpa; Qd – Qualidade Duvidosa; PPM – Possível Poluição Moderada; PPS – Possível Poluição Severa.

-FBI – E – Excelente; MB – Muito Boa; B – Boa; R – Regular; MR – Muito Regular; R – Regular; Ru – Ruim; MRu – Muito Ruim. ³Ausente no FBI; ¹²³Ausente em todos os índices.

Na coleta 06 foram encontradas 12 famílias de 6 ordens, com abundância dominante da família Chironomidae com 57,76% (n=93), seguida da família Simuliidae com 17,39% (n=28). Ambas as famílias pertencentes à ordem Diptera, de alta e média tolerância à poluição. Os pontos que apresentaram maior riqueza foram o 1, 2 e 4 com 3 famílias cada um, destacando famílias de média para baixa tolerância nos pontos 1 e 2 e famílias de alta

tolerância à poluição no ponto 4 como era esperado, pois este é mais impactado aos outros (Figura 4.7).

O ponto 6 mais uma vez apresentou somente duas famílias, sendo estas de alta tolerância, corroborando com uma tendência de que algum fator não identificado possa estar influenciando na comunidade, visto que se trata de local caracterizado pelo protocolo de riqueza do *habitat* como natural. O ponto 7 apresentou apenas 1 família (Ptilodactylidae), a qual não aparece em nenhum dos índices utilizados.

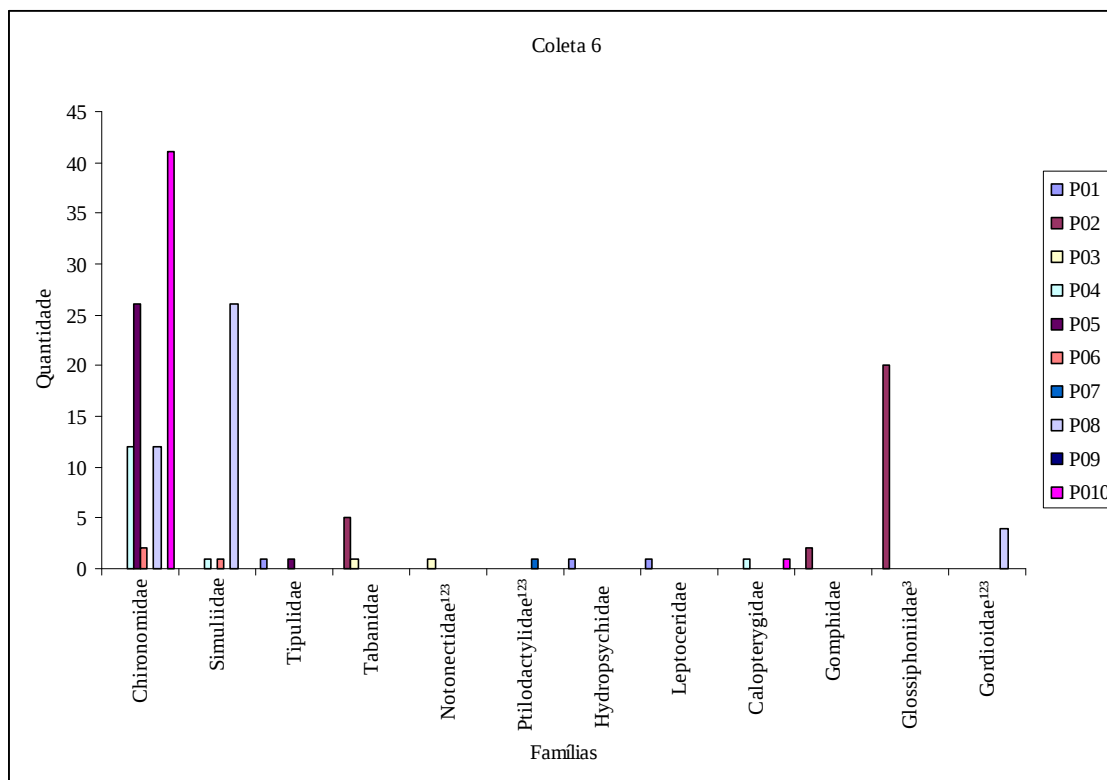


Figura 4.7 – Dados biológicos da Coleta 6 - 13 de abril de 2007.

Com relação à aplicação dos índices, todos os pontos apresentaram baixa qualidade ambiental, a exceção do ponto 1 que apresentou baixa qualidade apenas para os BMWPs e Qualidade Duvidosa para o ASPT1, mas com significado de limpa para o ASPT2 e excelente para o FBI. Para o ponto 7 não foi possível aplicar os índices, pois a família encontrada Ptilodactylidae não ocorre em nenhum dos índices aplicados. Estes resultados reforçam que os índices precisam de adaptações para serem aplicados (Tabela 4.6).

Tabela 4.6 – Resultados da aplicação dos índices na coleta 6.

Aplicação dos índices por Ponto (Pontuação e significância da qualidade de água) – BMWP1/ASPT1 (Junqueira *et al.*, 2000) BMWP2/ASPT2 (Alba-Tercedor, 1996).

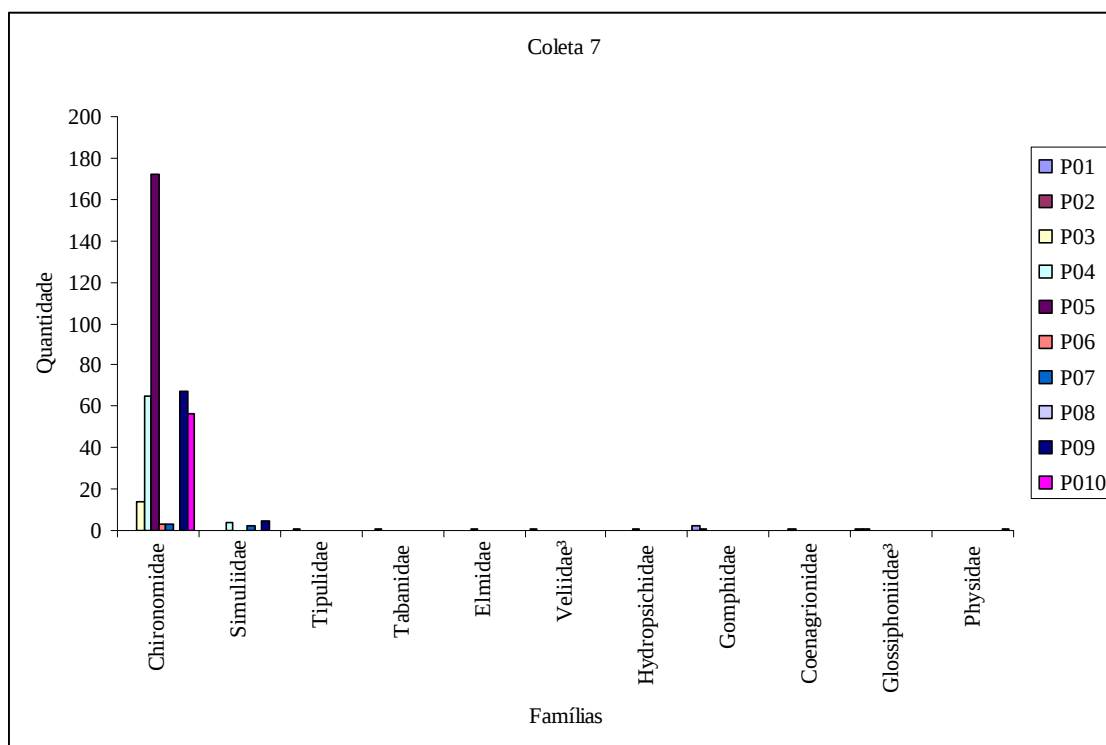
Índice	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6	P-7	P-8	P-9	P-10
BMWP1	18/P	11/P	3/P	15/P	7/P	7/P	0	10/P	0	10/P
BMWP2	20/Ru	15/Ru	4/P	15/Ru	7/P	7/P	0	10/P	0	10/P
ASPT1	6/Qd	3,67/PPS	3/PPS	5/PPM	3,5/PPS	3,5/PPS	0	5/Qd	0	5/Qd
ASPT2	6,67/L	5/PPM	4/PPS	5/PPM	3,5/PPS	3,5/PPS	0	5/Qd	0	5/Qd
FBI	3,67/E	4,57/B	6/MR	7,64/MRu	7,70/MRu	6,33/MR	0	6,63/Ru	0	7,93/MRu

-Qualidade da água – BMWP - E – Excelente ; B – Boa ; Re – Regular; R – Ruim e P – Péssima.

-ASPT – L – Limpa; Qd – Qualidade Duvidosa; PPM – Possível Poluição Moderada; PPS – Possível Poluição Severa.

-FBI – E – Excelente; MB – Muito Boa; B – Boa; R – Regular; MR – Muito Regular; R – Regular; Ru – Ruim; MRu – Muito Ruim. ³Ausente no FBI; ¹²³Ausente em todos os índices.

Na coleta 07 foram encontradas 11 famílias de 7 ordens, com predominância na abundância de Chironomídeos com 94,76% (n=380) dos 403 organismos encontrados. A maior riqueza foi encontrada respectivamente nos pontos 2, 4 e 1, sendo 4 famílias para os dois primeiros pontos e 3 para o ponto 2. No ponto 8 não foi encontrado nenhum organismo e, nos demais, foram encontradas famílias de alta tolerância à poluição, o que era esperado, a exceção do ponto 6 que não se esperava encontrar famílias de alta tolerância, sozinhas, sem famílias de baixa tolerância, em razão dos poucos impactos ambientais no ponto, o qual, mais uma vez, apresentou somente a família Chironomidae que é de alta tolerância (Figura 4.8).

**Figura 4.8** – Dados biológicos da Coleta 7 – 15 de junho de 2007.

Na aplicação dos índices, somente o FBI indicou qualidade excelente nos pontos 1 e 2 e todos os índices indicaram baixa qualidade nos outros pontos. Para o ponto 8 não foram aplicados os índices, pois não foram encontrados organismos (Tabela 4.7).

Tabela 4.7 – Resultados da aplicação dos índices na coleta 7.

Aplicação dos índices por Ponto (Pontuação e significância da qualidade de água) – BMWP1/ASPT1 (Junqueira *et al.*, 2000) BMWP2/ASPT2 (Alba-Tercedor, 1996).

<i>Índice</i>	<i>P-1</i>	<i>P-2</i>	<i>P-3</i>	<i>P-4</i>	<i>P-5</i>	<i>P-6</i>	<i>P-7</i>	<i>P-8</i>	<i>P-9</i>	<i>P-10</i>
BMWP1	15/P	16/P	9/P	13/P	2/P	2/P	7/P	0	7/P	5/P
BMWP2	14/P	20/Ru	8/P	12/P	2/P	2/P	7/Ru	0	7/P	5/P
ASPT1	5/PPM	4/PPM	4,5/PPM	4,33/PPM	2/PPS	2/PPS	3,5/PPS	0	3,5/PPS	2,5/PPS
ASPT2	4,67/PPM	5/PPS	4/PPM	4/PPS	2/PPS	2/PPS	3,5/PPS	0	3,5/PPS	2,5/PPS
FBI	1/E	3,33/E	8,06/MRu	7,72/MRu	8/MRu	8/MRu	7,2/MRu	0	7,86/MRu	8/MRu

-Qualidade da água – BMWP - E – Excelente ; B – Boa ; Re – Regular; R – Ruim e P – Péssima.

-ASPT – L – Limpa; Qd – Qualidade Duvidosa; PPM – Possível Poluição Moderada; PPS – Possível Poluição Severa.

-FBI – E – Excelente; MB – Muito Boa; B – Boa; R – Regular; MR – Muito Regular; R – Regular; Ru – Ruim; MRu – Muito Ruim. ³Ausente no FBI; ¹²³Ausente em todos os índices.

Na coleta 8 foram encontradas 13 famílias de 9 ordens. A abundância da família Chironomidae, com 88,64% (n=242) foi dominante com relação às outras, haja vista que a segunda família com maior abundância, que foi Simuliidae, só apresentou 2,19% (n=6). Os pontos com maior riqueza foram o 1 e 2, com respectivamente 4 e 5 famílias.

O ponto 6, como nas coletas anteriores, apesar de estar em condições quase naturais e com água de boa qualidade, conforme os dados físicos, químicos e bacteriológicos e visualmente limpa, apresentou mais uma vez somente a família Chironomidae, que é de alta tolerância à poluição, quando era esperado até ser encontrada esta família, mas junta com famílias de baixa e média tolerância (Figura 4.9).

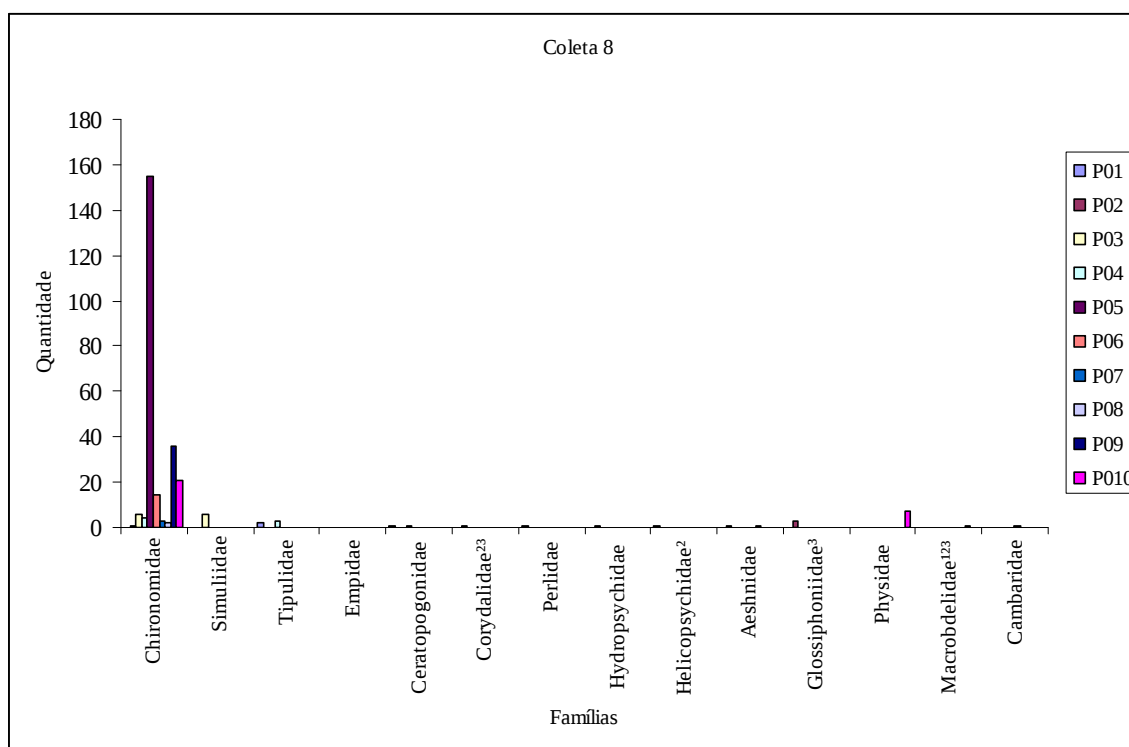


Figura 4.9 – Dados biológicos da Coleta 8 – 10 de agosto de 2007.

Com relação à aplicação dos índices, os BMWPs indicaram baixa qualidade da água para todos os pontos. Os ASPTs indicaram também baixa qualidade para os pontos, a exceção dos pontos 1 e 2, que houve indicação de água limpa. O mesmo aconteceu com o FBI que indicou qualidade ruim para todos os pontos, menos para o 1 e 2 que indicou respectivamente qualidade excelente e boa. Isso era esperado, para estes pontos que estão em locais de baixo impacto, mas esperava-se também alta qualidade para o ponto 6 e 7. Os dados corroboram com a necessidade de adequação dos índices para a região (Tabela 4.8).

Tabela 4.8 – Resultados da aplicação dos índices na coleta 8.

Aplicação dos índices por Ponto (Pontuação e significância da qualidade de água) – BMWP1/ASPT1 (Junqueira *et al.*, 2000) BMWP2/ASPT2 (Alba-Tercedor, 1996).

Índice	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6	P-7	P-8	P-9	P-10
BMWP1	27/P	23/P	7/P	11/P	2/P	2/P	10/P	2/P	2/P	5/P
BMWP2	19/Ru	18/P	7/P	11/P	2/P	2/P	10/P	2/P	2/P	5/P
ASPT1	6,75/L	4,6/PPM	3,5/PPM	3,67/PPM	2/PPS	2/PPS	5/PPM	2/PPS	2/PPS	2,5/PPS
ASPT2	6,33/L	4,5/PPS	3,5/PPM	3,67/PPS	2/PPS	2/PPS	5/PPM	2/PPS	2/PPS	2,5/PPS
FBI	3,2/E	5/B	7/MRu	7/MRu	8/MRu	8/MRu	6,75/Ru	8/MRu	8/MRu	8/MRu

-Qualidade da água – BMWP - E – Excelente ; B – Boa ; Re – Regular; R – Ruim e P – Péssima.

-ASPT – L – Limpa; Qd – Qualidade Duvidosa; PPM – Possível Poluição Moderada; PPS – Possível Poluição Severa.

-FBI – E – Excelente; MB – Muito Boa; B – Boa; R – Regular; MR – Muito Regular; Ru – Ruim; MRu – Muito Ruim. ³Ausente no FBI; ¹²³Ausente em todos os índices.

Na coleta 9 houve a maior riqueza total, igualando-se à coleta 1 no número de famílias. Foram 19 famílias de 9 ordens. A predominância em termos de abundância, mais uma vez foi da família Chironomidae com 66,76% (n=243). Nesta coleta ocorreu riqueza de 7 famílias no ponto 2. Os demais pontos, que foram caracterizados como de baixo impacto apresentaram também boa riqueza, com 4 famílias para o 1 e 7. A exceção mais uma vez ficou por conta do ponto 6, que apresentou somente duas famílias, sendo estas de alta tolerância à poluição (Figura 4.10).

Por outro lado, pela primeira vez o ponto 3, considerado de médio para grande impacto pelo protocolo de coleta, apresentou a segunda maior riqueza de famílias, inclusive, uma de baixa tolerância à poluição que foi Leptophlebiidae (Ephemeroptera), que é considerada com pontuação 10 na escala de 0 a 10 para o índice BMWP adaptado por Junqueira *et al.* (2000). Isso pode ter ocorrido, em razão da estabilidade do córrego, devido aos 4 dias sem chuvas, visto que este ponto sofre grandes problemas de sedimentação, devido a processos erosivos à montante.

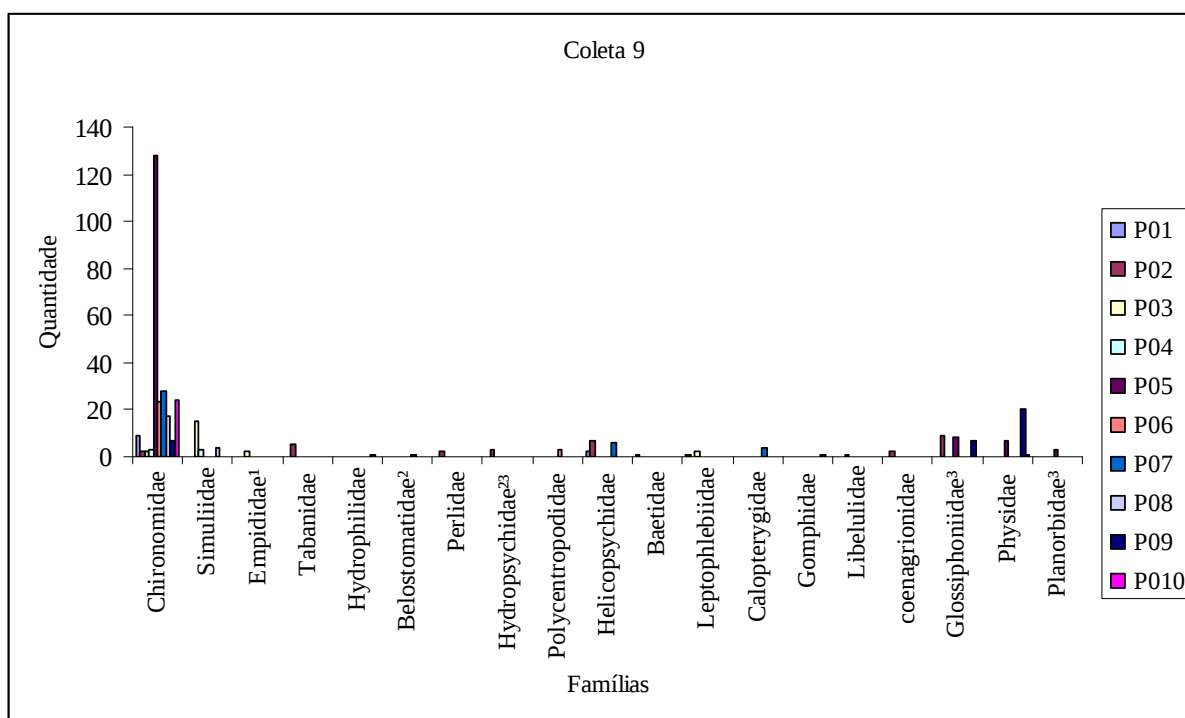


Figura 4.10 – Dados biológicos da Coleta 9 – 03 de outubro de 2007.

Na aplicação dos índices, somente o ASPT₁ indicou qualidade limpa para o ponto 1 e o FBI registrou boa qualidade para os pontos 2 e 3. Os demais registraram baixa qualidade. Novamente corroboram-se aos dados de necessidade de adequações regionais dos índices (Tabela 4.9).

Tabela 4.9 – Resultados da aplicação dos índices na coleta 9.

Aplicação dos índices por Ponto (Pontuação e significância da qualidade de água) – BMWP₁/ASPT₁ (Junqueira *et al.*, 2000) BMWP₂/ASPT₂ (Alba-Tercedor, 1996).

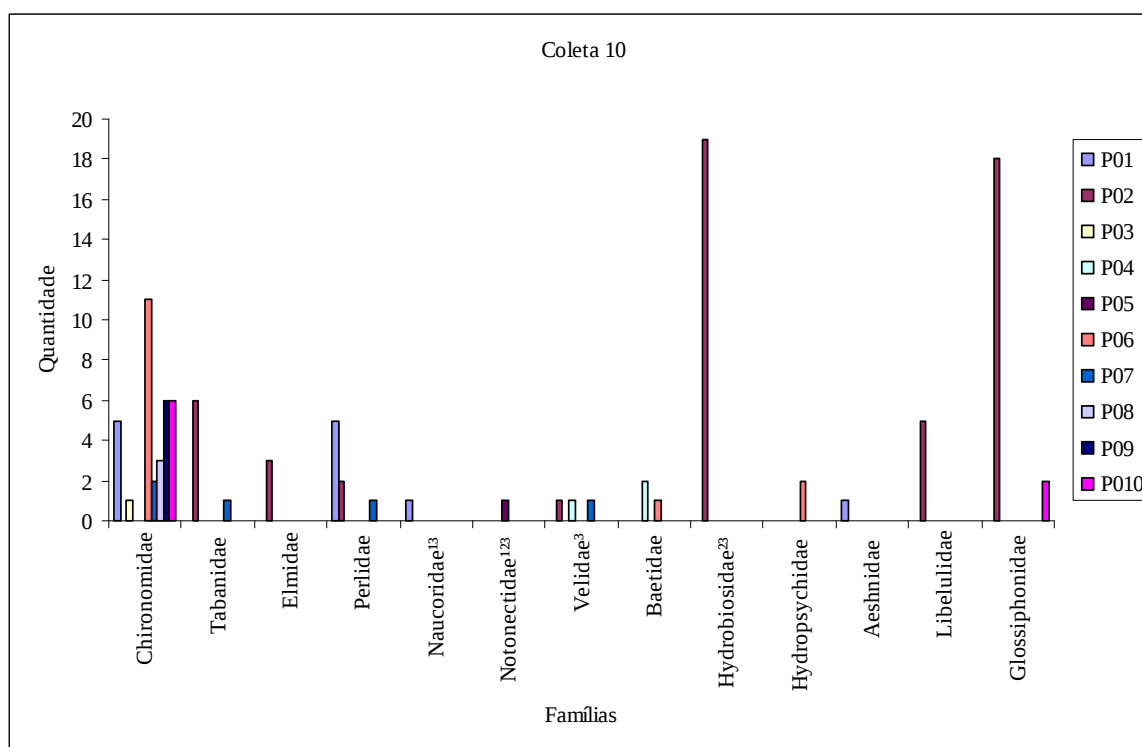
Índice	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6	P-7	P-8	P-9	P-10
BMWP ₁	37/Ru	39/Ru	25/P	7/P	11/P	9/P	25/P	7/P	15/P	5/P
BMWP ₂	25/Ru	29/Ru	29/Ru	7/P	11/P	9/P	10/P	7/P	16/Ru	5/P
ASPT ₁	6,17/L	5,57/Qd	6,25/PPM	3,5/PPM	2,75/PPS	4,5/PPM	6,25/L	3,5/PPM	5/PPM	5/PPS
ASPT ₂	5/PPM	4,83/PPM	5,8/Qd	3,5/PPS	2,75/PPS	4,5/PPM	5/PPM	3,5/PPS	6,5/L	2,5/PPS
FBI	6,46/MR	4,71/B	4,59/B	7/MRu	8/MRu	7,77/MRu	6,89/Ru	7,62/MRu	7,75/MRu	8/MRu

-Qualidade da água – BMWP - E – Excelente ; B – Boa ; Re – Regular; R – Ruim e P – Péssima.

-ASPT – L – Limpa; Qd – Qualidade Duvidosa; PPM – Possível Poluição Moderada; PPS – Possível Poluição Severa.

-FBI – E – Excelente; MB – Muito Boa; B – Boa; R – Regular; MR – Muito Regular; R – Regular; Ru – Ruim; MRu – Muito Ruim. ³Ausente no FBI; ¹²³Ausente em todos os índices.

Na coleta 10 foram encontradas 13 famílias de 7 ordens. Desta vez, a família Chironomidae não foi tão predominante na abundância com relação às demais. Apareceu com 31,78% (n=34) contra 18,69% (n=20) da Glossiphonidae e 17,76% (n=19) da família Hydrobiosidae. O ponto 2 apresentou maior riqueza com 7 famílias, seguido dos pontos 1 e 7 com 4 famílias. Isso era esperado, visto que são pontos estabelecidos em locais com poucos impactos. O ponto 6 que tem sido controverso com relação à baixa riqueza, desta vez apresentou 3 famílias, sendo 2 de alta tolerância e 1 de média tolerância à poluição. Porém, para este ponto eram esperadas famílias de baixa tolerância à poluição por estar localizado em local pouco impactado (Figura 4.11).

**Figura 4.11** – Dados biológicos da Coleta 10 – 07 de dezembro de 2007.

Na aplicação dos índices, houve predomínio para a significância de baixa qualidade. Somente o ASPT1 para o ponto 1 e o ASPT2 para o ponto 2 apresentaram significado de limpa e o FBI apresentou significância como boa para o ponto 1 e muito boa para o ponto 4 (Tabela 4.10).

Tabela 4.10 – Resultados da aplicação dos índices na coleta 10.

Aplicação dos índices por Ponto (Pontuação e significância da qualidade de água) – BMWP1/ASPT1 (Junqueira *et al.*, 2000) BMWP2/ASPT2 (Alba-Tercedor, 1996).

<i>Índice</i>	<i>P-1</i>	<i>P-2</i>	<i>P-3</i>	<i>P-4</i>	<i>P-5</i>	<i>P-6</i>	<i>P-7</i>	<i>P-8</i>	<i>P-9</i>	<i>P-10</i>
BMWP1	18/P	40/Ru	2/P	12/P	0	14/P	20/P	2/P	6/P	5/P
BMWP2	23/Ru	29/Ru	2/P	7/P	0	11/P	19/Ru	2/P	6/P	5/P
ASPT1	6/Qd	6,67/L	2/PPS	6/Qd	0	3,5/PPS	5/PPM	2/PPS	6/Qd	2,5/PPS
ASPT2	6,7/L	5,8/Qd	2/PPS	3,5/PPS	0	3/PPS	4,75/B	2/PPS	6/Qd	2,5/PPS
FBI	4,36/B	5,94/MR	8/MRu	4/MB	0	7,15/MRu	5,75/R	8/MRu	8/MRu	8/MRu

-Qualidade da água – BMWP - E – Excelente ; B – Boa ; Re – Regular; R – Ruim e P – Péssima.

-ASPT – L – Limpa; Qd – Qualidade Duvidosa; PPM – Possível Poluição Moderada; PPS – Possível Poluição Severa.

-FBI – E – Excelente; MB – Muito Boa; B – Boa; R – Regular; MR – Muito Regular; R – Regular; Ru – Ruim; MRu – Muito Ruim. ³Ausente no FBI; ¹²³Ausente em todos os índices.

Na coleta 11 foram encontradas apenas 9 famílias de 5 ordens. A família Chironomidae outra vez foi a mais abundante com 80,92% (n=123). A segunda família dominante foi Glossiphonidae com 7,24% (n=11) em abundância. Os pontos com maior riqueza foram o 1 e 2 com respectivamente 5 e 4 famílias, como era esperado. Entretanto, não era esperada a ausência de organismos nos pontos 6 e 7, haja vista serem pontos estabelecidos em locais pouco impactados (Figura 4.12).

Além destes, o ponto 3 também não apresentou nenhum organismo. Isso pode ter ocorrido em razão das fortes chuvas ocorridas, antes e no dia da coleta, pois em todos os pontos ocorreram poucos organismos. O arraste pode ter sido significativo para o aparecimento de poucos organismos.

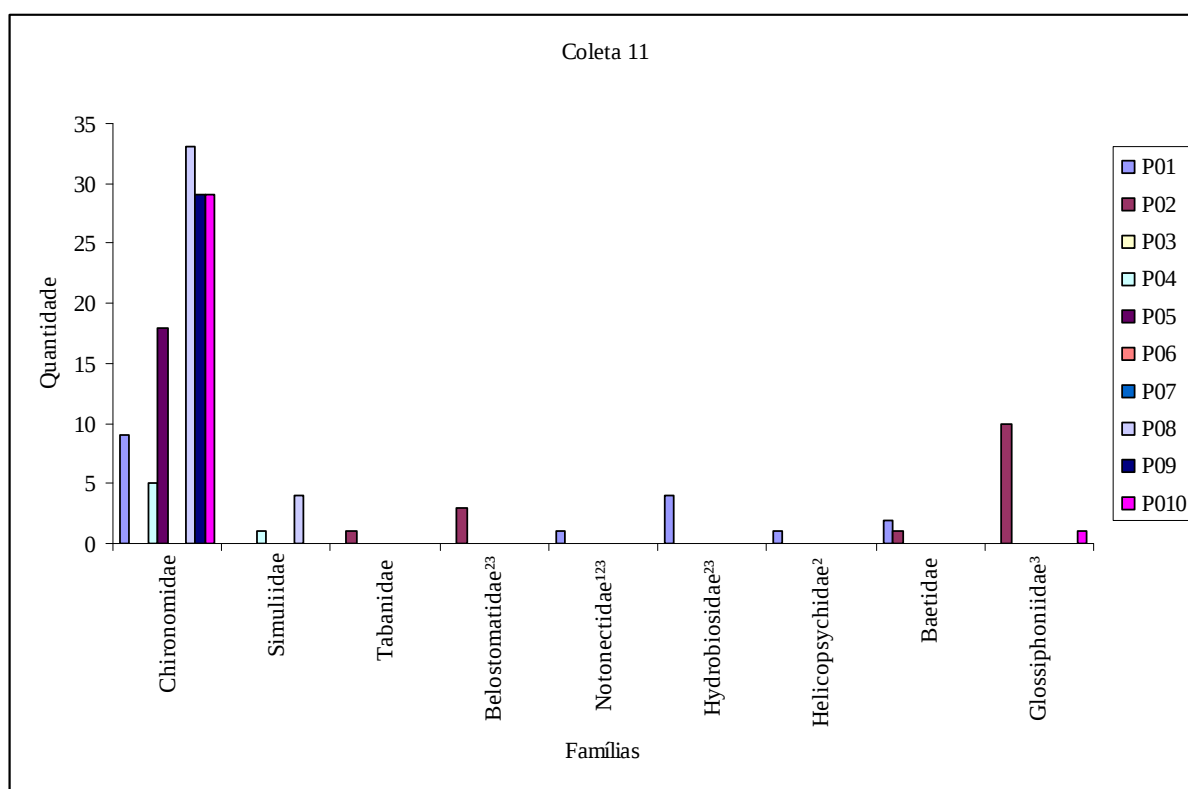


Figura 4.12 – Dados biológicos da Coleta 11 – 08 de fevereiro de 2008.

Com relação à aplicação dos índices, todos indicaram péssima qualidade ambiental do curso d'água nos pontos de coleta (Tabela 4.10).

Tabela 4.11 – Resultados da aplicação dos índices na coleta 11.

Aplicação dos índices por Ponto (Pontuação e significância da qualidade de água) – BMWP1/ASPT1 (Junqueira *et al.*, 2000) BMWP2/ASPT2 (Alba-Tercedor, 1996).

Índice	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6	P-7	P-8	P-9	P-10
BMWP1	24/P	16/P	0	7/P	2/P	0	0	7/P	2/P	5/P
BMWP2	6/P	11/P	0	7/P	2/P	0	0	7/P	2/P	5/P
ASPT1	6/Qd	4/PPM	0	3,5/PPS	2/PPS	0	0	3,5/PPS	2/PPS	2,5/PPS
ASPT2	3/PPS	3,67/PPS	0	3,5/PPS	2/PPS	0	0	3,5/PPS	2/PPS	2,5/PPS
FBI	6,92/Ru	8,5/MRu	0	7,67/MRu	8/MRu	0	0	7,91/MRu	8/MRu	8/MRu

-Qualidade da água – BMWP - E – Excelente ; B – Boa ; Re – Regular; R – Ruim e P – Péssima.

-ASPT – L – Limpa; Qd – Qualidade Duvidosa; PPM – Possível Poluição Moderada; PPS – Possível Poluição Severa.

-FBI – E – Excelente; MB – Muito Boa; B – Boa; R – Regular; MR – Muito Regular; R – Regular; Ru – Ruim; MRu – Muito Ruim. ³Ausente no FBI; ¹²³Ausente em todos os índices.

A coleta 12 apresentou 14 famílias de 9 ordens. Chironomidae foi a família de maior abundância com 74,30% (n=133). Novamente, a segunda família dominante foi Glossiphoniidae com 6,15% (n=11). O ponto com maior riqueza foi o ponto 2 com 8 famílias, entre elas, famílias de baixa para média tolerância e uma de alta tolerância, indicando uma comunidade equilibrada. O ponto 1 apresentou 4 famílias, sendo a segunda maior riqueza. A

alta riqueza nestes pontos era esperada por serem pontos estabelecidos em locais poucos impactados (Figura 4.13).

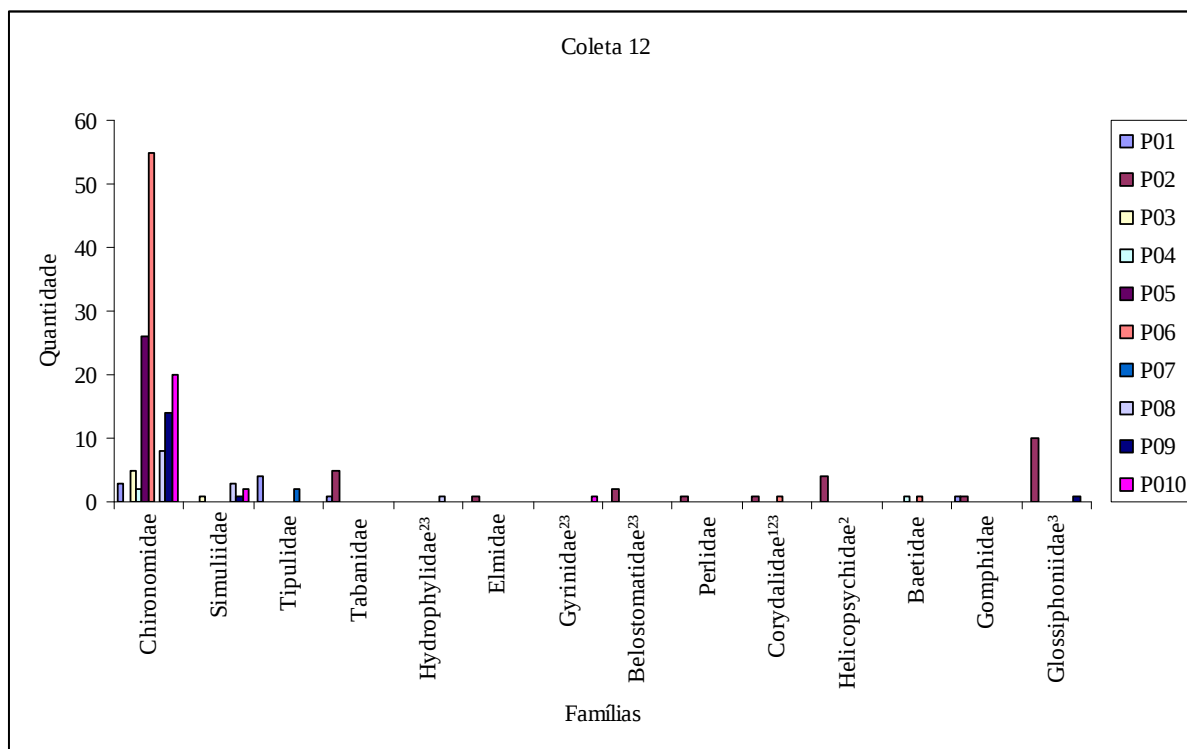


Figura 4.13 – Dados biológicos da Coleta 12 – 11 de abril de 2008.

Na aplicação dos índices, somente para o FBI nos pontos 1 e 2 a qualidade da água foi respectivamente boa e muito boa e o ASPT2 foi limpa. Para os demais pontos e índices, a qualidade da água foi de baixa qualidade (Tabela 4.12).

Tabela 4.12 – Resultados da aplicação dos índices na coleta 12.

Aplicação dos índices por Ponto (Pontuação e significância da qualidade de água) – BMWP1/ASPT1 (Junqueira *et al.*, 2000) BMWP2/ASPT2 (Alba-Tercedor, 1996).

Índice	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6	P-7	P-8	P-9	P-10
BMWP1	15/P	36/Ru	7/P	7/P	2/P	7/P	5/P	12/P	10/P	7/P
BMWP2	19/Ru	28/Ru	7/P	6/P	2/P	6/P	5/P	10/P	10/P	7/P
ASPT1	3,75/PPS	6/Qd	3,5/PPS	3,5/PPS	2/PPS	3,5/PPS	5/PPM	4/PPM	3,33/PPS	3,5/PPS
ASPT2	4,75/PPM	7/L	3,5/PPS	3/PPS	2/PPS	3/PPS	5/PPM	3,33/PPS	3,33/PPS	3,5/PPS
FBI	4,78/B	3,83/MB	7,67/MRu	6,67/Ru	8/MRu	7,93/MRu	3/E	7,45/MRu	6,55/Ru	7,82/MRu

-Qualidade da água – BMWP - E – Excelente ; B – Boa ; Re – Regular; R – Ruim e P – Péssima.

-ASPT – L – Limpa; Qd – Qualidade Duvidosa; PPM – Possível Poluição Moderada; PPS – Possível Poluição Severa.-FBI – E – Excelente; MB – Muito Boa; B – Boa; R – Regular; MR – Muito Regular; Ru – Ruim; MRu – Muito Ruim.

³Ausente no FBI; ¹²³Ausente em todos os índices.

A coleta 13 apresentou 14 famílias de 7 ordens, com predominância da família Chironomidae em termos de abundância com 68,49% (n=163). A segunda família dominante foi Helicopsychidae com 7,98% (n=19). Esta família é de baixa tolerância e, quase 100% dos

organismos dela encontrados, ocorreram no ponto 2, o qual foi estabelecido em local com baixos impactos. O ponto 2 ainda apresentou 8 famílias, destacando-se como maior riqueza entre todas as coletas, igualando-se aos dados da coleta 12. Com segunda maior riqueza apareceram os pontos 1 e 4, com 4 famílias cada um (Figura 4.14)

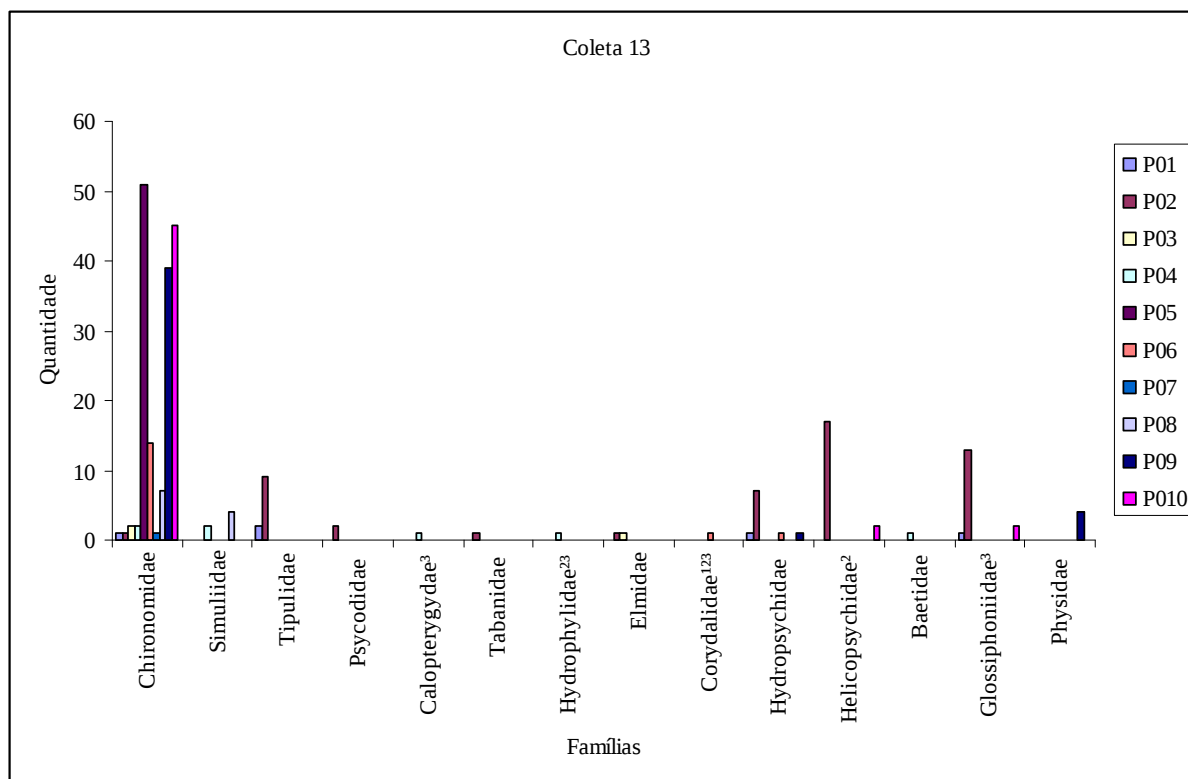


Figura 4.14 – Dados biológicos da Coleta 13 – 05 de junho de 2008.

Na aplicação dos índices somente o FBI apresentou qualidade muito boa e excelente, respectivamente para os pontos 1 e 2 e, todos os índices para todos os demais pontos apresentaram qualidade ruim (Tabela 4.13).

Tabela 4.13 – Resultados da aplicação dos índices na coleta 13.

Aplicação dos índices por Ponto (Pontuação e significância da qualidade de água) – BMWP1/ASPT1 (Junqueira *et al.*, 2000) BMWP2/ASPT2 (Alba-Tercedor, 1996).

Índice	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6	P-7	P-8	P-9	P-10
BMWP1	16/P	28/Ru	7/P	25/P	2/P	8/P	2/P	7/P	11/P	15/P
BMWP2	15/Ru	28/Ru	7/P	22/Ru	2/P	7/P	2/P	7/P	10/P	5/P
ASPT1	4/PPM	4/PPM	3,5/PPS	5/PPM	2/PPS	4/PPM	2/PPS	3,5/PPS	3,67/PPS	5/PPM
ASPT2	3,75/PPM	4/PPM	3,5/PPS	4,4/PPM	2/PPS	3,5/PPS	2/PPS	3,5/PPS	3,33/PPS	2,5/PPS
FBI	4/MB	2,45/E	7,33/MRu	7,2/MRu	8/MRu	7,67/MRu	8/MRu	7,27/MRu	7,9/Ru	7,79/MRu

-Qualidade da água – BMWP - E – Excelente ; B – Boa ; Re – Regular; R – Ruim e P – Péssima.

-ASPT – L – Limpa; Qd – Qualidade Duvidosa; PPM – Possível Poluição Moderada; PPS – Possível Poluição Severa.

-FBI – E – Excelente; MB – Muito Boa; B – Boa; R – Regular; MR – Muito Regular; Ru – Ruim; MRu – Muito Ruim. ³Ausente no FBI; ¹²³Ausente em todos os índices.

5 – Resultados e discussões das famílias encontradas por ponto.

As famílias encontradas em cada curso d'água foram colocadas em uma única tabela, permitindo assim, se fazer a caracterização dos *taxa* (no caso famílias) encontradas em cada ponto durante as 13 coletas e a caracterização dos macroinvertebrados encontrados nas duas bacias (tabela 4.14).

Tabela 4.14 – Famílias de macroinvertebrados por curso d'água.

<i>Córrego</i>	<i>Famílias</i>
Segredo1	Baetidae, Chironomidae, Tipulidae, Tabanidae, Elmidae, Veliidae, Helicopsychidae, Glossiphoniidae, Aeshnidae, Leptoceridae, Calopterygidae, Gomphidae, Hydropsychidae, Ceratopogonidae, Leptophlebiidae, Perlidae, Notonectidae, Naucoridae, Hydrobiosidae (19)
Segredo2	Baetidae, Perlidae, Tipulidae, Ceratopogonidae, Helicopsychidae, Libellulidae, Chironomidae, Glossiphoniidae, Veliidae, Hydropsychidae, Aeshnidae, Tubificidae, Tabanidae, Gomphidae, Corydalidae, Coenagrionidae, Elmidae, Hydrobiosidae, Belostomatidae, Psycodidae (20)
Segredo 3	Simuliidae, Chironomidae, Veliidae, Tabanidae, Notonectidae, Coenagrionidae, Empididae, Leptophlebiidae, Libellulidae, Elmidae (10)
Seminário	Simuliidae, Elmidae, Notonectidae, Calopterygidae, Baetidae, Saldidae, Chironomidae, Physidae, Hydropsychidae, Hydrophilidae, Tipulidae, Ceratopogonidae, Veliidae (13)
Cascudo	Chironomidae, Tipulidae, Glossiphoniidae, Gordioidae, Physidae, Planorbidae, Naididae, Elmidae, Notonectidae (9)
Desbarrancado	Chironomidae, Enchytraeidae, Helicopsychidae, Calopterygidae, Physidae, Gomphidae, Tipulidae, Polycentropodidae, Baetidae, Hydropsychidae, Corydalidae, Cambaridae (12)
Joaquim Português	Elmidae, Veliidae, Enchytraeidae, Chironomidae, Simuliidae, Tipulidae, Helicopsychidae, Libellulidae, Calopterygidae, Perlidae, Tubificidae, Tabanidae, Ptilodactylidae, Aeshnidae, Belostomatidae (15).
Réveillon	Simuliidae, Tipulidae, Gordioidae, Enchytraeidae, Chironomidae, Physidae, Hydropsychidae, Pyralidae (8).
Sóter	Chironomidae, Tipulidae, Glossiphoniidae, Physidae, Tubificidae, Lumbriculidae, Simuliidae, Macrobdelidae, Hydrophilidae, Gomphidae, Hydropsychidae (11)
Vendas	Chironomidae, Physidae, Glossiphoniidae, Calopterygidae, Simuliidae, Gyrinidae, Helicopsychidae (7).

Os pontos que apresentaram maior riqueza de famílias em todas as coletas foram os estabelecidos nos córregos Segredo1 (ponto 1) e Segredo 2 (ponto 2), com respectivamente 19 e 20 famílias. O terceiro ponto com mais riqueza foi o córrego Joaquim Português (ponto 7) com 15 famílias. Esses dados eram esperados em razão desses cursos d'água serem os menos impactados, tanto visualmente; pelos dados físicos, químicos e bacteriológicos, como pela aplicação do protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002).

A exceção foi o córrego Desbarrancado (ponto 6) que se encontra neste mesmo ambiente com poucos impactos e apresentou somente 12 famílias, inclusive, riqueza menor do que o córrego Joaquim Português. Este sofre impactos de processos erosivos a montante do

ponto de coleta e, por este motivo, apresentava-se com grau elevado de sedimentação. No protocolo de riqueza de *habitat* adaptado, o córrego Desbarrancado foi identificado como natural e o Joaquim Português como próximo ao natural.

Além disso, as famílias encontradas no córrego Desbarrancado foram de média para alta tolerância à poluição. Os dados mostram que algum fator especial, que precisa ser mais bem estudado, pode estar influenciando na comunidade de macroinvertebrados neste ponto. Possivelmente, o tipo de fundo (argila com carga orgânica ligada) pode ter influenciado ao aparecimento de famílias de médias para altas tolerâncias, mas também, pode ter ocorrido outro elemento externo influenciando na comunidade. Apesar de tratar-se de uma Unidade de Conservação, que aparenta baixo impacto, o local pode sofrer influência externa do perímetro urbano, haja vista ser toda rodeada por área urbana e, além do mais, esta reserva possui em seus domínios passagem de manilhas de esgotos e escoamento de águas pluviais. A riqueza nos demais pontos ficou baixa, dentro do esperado, devido ao grau de poluição e de urbanização que os cursos d'água sofrem.

Os córregos que apresentaram menor riqueza foram o Vendas (Ponto 10) e o córrego Réveillon (ponto 8), com respectivamente 7 e 8 famílias. O córrego Cascudo (Ponto 5) apresentou somente 9 famílias. Para os córregos Cascudo e Vendas era esperada a baixa riqueza, pois os dados mostram tratar-se de córregos extremamente impactados e urbanizados. Quanto ao córrego Réveillon não era esperada tão baixa riqueza, pois o córrego está em área de médio para grande impacto. Entretanto, as nascentes deste córrego ficam em perímetro totalmente urbanizado, onde funciona uma atividade de pesque-pague, que dita a vazão e outros impactos no curso d'água, fator que pode ter influenciado para a baixa riqueza.

O córrego Segredo 3 (Ponto 3) também apresentou baixa riqueza com 10 famílias, mas isso era esperado, pois, apesar do curso d'água ter sido estabelecido a jusante de uma reserva florestal, esta sofre grandes impactos de processos erosivos e, conseqüentemente o córrego é muito afetado por sedimentos da erosão, que causam assoreamento. Além disso, o local da estação de coleta sofria impactos de erosão de margens.

O córrego Sóter apresentou 11 famílias. Trata-se de riqueza razoável, devido as condições deste curso d'água, que visualmente apresentava indícios de recebimento de grande quantidade de efluentes antrópicos, fator que foi confirmado pelos dados físicos, químicos, bacteriológicos e também pelos biológicos, pois quase todas as famílias encontradas eram de alta e média tolerância.

No geral, o ponto 1 (Córrego Segredo 1) apresentou 133 organismos, sendo estes organismos de baixa, médias e altas tolerâncias à poluição. A abundância de Chironomidae foi de 26,32% (n=35), sendo a segunda família dominante Tipulidae com 16,54% (n=22), que são organismos de altas e médias tolerâncias à poluição. Entretanto, ocorreu grande riqueza de organismos de baixa tolerância à poluição e houve uma representação que pode ser considerada equilibrada da comunidade de macroinvertebrados. Isso era esperado, haja vista a estação ter sido estabelecida dentro de uma Unidade de Conservação com poucos impactos, contribuindo com maior representatividade das comunidades de macroinvertebrados.

O ponto 2 (córrego Segredo 2) apresentou 323 organismos em todas as coletas, também com destaque maior para a ordem Phynchobdellida com a família Glossiphonidae de alta tolerância com 38,18% (n=126). A segunda ordem em abundância foi Diptera, com 21,81% (n=75) (famílias Chironomidae, Tipulidae e Tabanidae). Entretanto, várias outras famílias de baixas tolerâncias ocorreram, com destaque para Helicopsychidae (n=59), Hydrobiosidae (n=19), Hydropsychidae (n=11) e Belostomatidae (n=5), além de Coenagrionidae (n=2), Corydalidae (n=2) e outras, sendo Helicopsychidae a segunda família em dominância com 17,66%. Estas famílias eram esperadas serem encontradas neste ponto, pois este se encontra em local caracterizado como natural. A comunidade também se mostrou equilibrada, o que era esperado, pois este ponto localiza-se a 15 metros do ponto 1, dentro da Unidade de Conservação Nascentes do Segredo.

O ponto 3 (córrego Segredo 3) apresentou 67 organismos, constituindo-se a estação com menor número de organismos. Isso era esperado, em razão dos impactos erosivos à montante e de erosão de margens no ponto. A sedimentação era visível, mesmo em período sem chuvas. Dessa forma, a cobertura por sedimento e a conseqüente morte e putrefação dos organismos, possivelmente, fez com que eles aparecessem em números tão baixos, apesar da existência da reserva florestal à montante do ponto, que poderia contribuir com maior equilíbrio da comunidade.

A grande quantidade de indivíduos da ordem Diptera, com 88,06% (n=59) e outros de alta tolerância à poluição, também demonstra os impactos sofridos pelo curso d'água por efluentes e até lixo dos bairros a montante. Em duas coletas não foram encontrados organismos e na coleta 4, 5 e 10 só foi encontrado um único organismo para cada uma. Estas coletas ocorreram em dias chuvosos, o que pode explicar a falta e a baixa quantidade de organismos nas coletas.

O córrego Seminário (ponto 4) apresentou 164 organismos. Baixa quantidade, tendo em vista ser um córrego de vazão considerável e apresentar fundo com cascalho, que tem tendência a apresentar maior número de macroinvertebrados, em razão de disponibilidade de local de fixação, sendo este tipo de *habitat* bastante favorável a diversas famílias de macroinvertebrados. Por outro lado, trata-se de um curso d'água bastante impactado pelo urbanismo e por atividades antrópicas agrícolas, fator que pode ter influenciado na baixa abundância e riqueza dos organismos, constituídos em sua grande maioria por Diptera, que são de altas e média tolerâncias à poluição, com 89,02% (n=146). Em duas coletas que ocorreram em dias chuvosos não ocorreram organismos.

O córrego Cascudo (ponto 5) é extremamente impactado e os organismos refletiram estes impactos ambientais de efluentes urbanos. Apesar de apresentar 1038 organismos, maior abundância total entre os pontos, todas as famílias que ocorreram são de altas tolerâncias à poluição. Abundância pode representar dominância e conseqüente desequilíbrio da comunidade (Solimini *et al.*, 2008; Braccia e Voshell, 2007; Herlihy *et al.*, 2005; Weigel *et al.*, 2002). Dípteras perfizeram um total de 938 organismos, constituindo-se 90,37%. Este foi o curso d'água mais impactado por poluição e urbanismo, junto com o córrego Sóter (ponto 9). Em uma coleta ocorrida em dias chuvosos não ocorreram organismos.

O córrego Desbarrancado (ponto 6) apresentou 212 organismos em todas as coletas. Número baixo, com relação ao que era esperado. Além disso, a ordem Diptera constituiu-se em 91,04% (n=193), outro dado não esperado, visto que se trata de ponto dentro de Unidade de Conservação com águas aparentemente límpidas. Possivelmente o fundo argiloso, com matéria orgânica ligada à argila, ou outro fator não identificado no estudo, pode ter influenciado na ocorrência destes organismos.

Na França, em estudo para verificação das diferenças funcionais entre os macroinvertebrados bentônicos em córregos de mesma ordem Archaimbault *et al.* (2005) e Galdean *et al.* (1999) perceberam a predominância de organismos tolerantes a eutrofização ou com poluição orgânica em leitos argilosos. Verificaram a presença maior de organismos com respiração aeral à organismos com respiração tegumentar.

Possivelmente, a tipologia do leito pode ter influenciado no aparecimento da única família de Crustacea (Cambaridae). De qualquer forma, a presença de organismos de famílias de média para baixa tolerância como: Helicopsychidae, Hydropsychidae, Polycentropodidae demonstra tratar-se de local com o nível regular de conservação. Em duas coletas ocorridas

em dias chuvosos não ocorreram organismos. O arraste pode ter sido a explicação para a falta de organismos nestes dias.

O córrego Joaquim Português (ponto 7) apresentou 89 organismos, baixa abundância, porém com grande riqueza de famílias. Apesar de apresentar organismos de alta tolerância à poluição, com destaque a família Chironomidae com 47,19% (n=42), também ocorreram diversas famílias de baixa tolerância como Helicopsychidae, que foi a segunda família em dominância com 8,99% (n=8), além de Hydropsychidae, Ptilodactylidae e Aeshnidae demonstrando ser o local pouco impactado, pois as famílias pertencentes a ordem Trichoptera, Coleoptera e Ephemeroptera são encontradas normalmente em locais naturais (Collier, 2008).

As coletas em dias chuvosos apresentaram poucos organismos e, a coleta 11 ocorrida com chuva, não apresentou organismo. O arraste pode ter sido o fator de influência na ausência de organismos. Além disso, o curso d'água sofre alguns processos erosivos a montante do ponto de coleta fora da reserva ambiental. Callisto *et al.* (2005) encontrou redução de riqueza e abundância de macroinvertebrados em período chuvoso.

O córrego Réveillon (ponto 8) apresentou baixa riqueza e baixa quantidade de organismos. Além disso, dos 151 organismos encontrados, 145, ou seja, 90,72% foram da ordem Diptera. Este ponto, apesar de estar em local, onde se estão recuperando matas ciliares e minimizando impactos, sofre problemas relacionados à sua nascente, inclusive, com controle de vazões por uma atividade comercial de pesque-pague. Essas alterações não naturais podem influenciar na comunidade bentônica. Isso se reflete, quando se olham os dados e se percebe que na coleta 7, que ocorreu em período não chuvoso não apareceu nenhum organismo.

O córrego Sóter (ponto 9) é um dos pontos mais impactados, entretanto, ficou somente atrás do córrego Cascudo (ponto 5) no número de organismos, 1036. Porém quase 100% dos organismos encontrados são de altas tolerâncias à poluição. Exemplo: 83,14% (n=863) de Dípteras e as famílias Glossiphonidae (Classe Hirudinea) e Physidae (Mollusca) com 15,51% (n=161). Somente duas famílias, Hydropsychidae, Hydrophilidae, que são de média tolerância e Gomphidae, que é de média para alta tolerância apareceram, mas já nas últimas coletas, demonstrando que o córrego possivelmente passou a receber menos efluentes domésticos após o maior desenvolvimento de saneamento básico nos bairros a montante.

Nas coletas 5 e 6 que ocorreram em período chuvoso não apareceram organismos. Os leitões deste córrego e do córrego Cascudo, constituídos por matacões e seixos, podem ter

influenciado na maior abundância dos organismos nestes dois pontos. Contudo, vale destacar que, os macroinvertebrados caracterizaram perfeitamente as condições do curso d'água, sendo encontrada baixa riqueza e alta dominância, devido aos impactos sofridos.

O córrego Vendas (ponto 10) apresentou a menor riqueza com apenas 7 famílias e abundância total de 478 organismos. Porém, a grande maioria foi de organismos de altas tolerâncias à poluição. Entre Dípteras e as famílias Glossiphonidae e Physidae foram 99,16% (n=474). No geral, as coletas em dias chuvosos apresentaram poucos organismos, a exemplo as coletas 4 e 5, com um único organismo cada uma.

Nas duas bacias as famílias apresentaram a seguinte distribuição: Foi encontrado um total de 3.700 organismos pertencentes a 41 famílias. Na bacia do córrego Segredo foram encontradas 33 famílias e 29 na bacia do Prosa. 21 famílias eram comuns às duas bacias, porém ocorreram 12 famílias (Ceratopogonidae, Coenagrionidae, Empididae, Hydrobiosidae, Leptoceridae, Leptophlebiidae, Naididae, Naucoridae, Notonectidae, Planorbidae, Psycodidae, Saldidae) somente na bacia do Segredo e 8 famílias (Cambaridae, Enchytraeidae, Gyrinidae, Lumbriculidae, Macrobdelidae, Polycentropodidae, Ptilodactylidae, Pyralidae) ocorreram somente na bacia do córrego Prosa.

Em trabalho com macroinvertebrados testando a aplicação do índice BMWP no córrego Prosa, na região dos três últimos cursos d'água, Lajo *et. al.* (2002a), em coleta num ponto em trecho de segunda ordem a jusante dos córregos Desbarrancado e Joaquim Português e outro em terceira ordem, a jusante do córrego Réveillon encontraram 15 famílias de macroinvertebrados, sendo 5 delas diferentes das encontradas nos três córregos de primeira ordem citados, nos quais foram coletados macroinvertebrados para este trabalho.

Os organismos mais abundantes foram da família Chironomidae, em especial nos pontos impactados. Em um dos poucos trabalhos recentes na região, no córrego Prosa e Segredo, em segunda ordem, dentro das Unidades de Conservação Parque do Prosa e Nascentes do Segredo, Santos *et al.*, 2007, encontraram também um predomínio da família Chironomidae com 85,07%. Encontraram ainda 30 famílias nos dois cursos d'água, sendo uma família, Calamoceratidae (Trichoptera) e outra da ordem Collembola – Entomobryidae, que não foram encontradas neste trabalho. Aliás, não foram encontrados organismos da ordem Collembola. Isto significa que este trabalho não esgotou a caracterização dos macroinvertebrados na região.

Segundo Silva *et al.* (2005) a ordem Collembola e as famílias Gyrynidae (Coleoptera), Guerridae e Veliidae (Odonada) não são tipicamente macroinvertebrados, entretanto as famílias Gyrynidae e Veliidae que apareceram neste trabalho foram computadas e ordenadas como macroinvertebrados, pois aparecem nos índices.

5.1 – Análises da Abundância, Dominância, Diversidade e Equitabilidade das comunidades bentônicas entre os dez pontos de coletas.

Para análise das comunidades, com relação à diversidade e equitabilidade foram utilizados os índices de Shannon-Wiener e para a dominância foi utilizado o índice de Simpson. Alta dominância e baixa diversidade e equitabilidade pode significar uma comunidade desequilibrada.

Tabela 4.15– Resultados dos índices de dominância, Diversidade e Equitabilidade.

<i>Parâmetros</i>	<i>Pontos de Coleta</i>									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Dominância	0.1337	0.1999	0.374	0.636	0.8185	0.8447	0.2534	0.4533	0.6948	0.8025
Diversidade de Shannon-Wiener	2.37	2.106	1.303	0.9482	0.4427	0.4677	1.947	1.039	0.6631	0.4601
Equitabilidade de Shannon-Wiener	0.5628	0.4107	0.3679	0.1844	0.173	0.133	0.4672	0.3534	0.1617	0.2263

Os cursos d'água que apresentaram maior dominância foram predominantemente os estabelecidos em locais impactados. Respectivamente os pontos: 5, 10, 9, 4. Este fator seria esperado, pois o desequilíbrio da comunidade em razão dos impactos permite que haja dominância dos *taxa* mais tolerantes. Porém, o curso d'água que apresentou maior dominância foi exatamente o córrego Desbarrancado (ponto 6 – 0,8447) que fora estabelecido em local detectado pelo protocolo de diversidade de *habitat* adaptado de Callisto *et al.* (2002) como natural.

Este ponto também apresentou uma comunidade de macroinvertebrados (baixa diversidade com relação aos pontos referências e organismos na maioria tolerantes) e a qualidade física, química e bacteriológica, que não explicava a situação visualizada no protocolo. O leito argiloso, ou outro fator, pode ser a explicação, pois, em estudo na França, Arcahmbault *et al.* (2005) encontraram organismos tolerantes correlacionados a este tipo de local.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener mais alto e a maior equitabilidade separou os pontos 1, 2 e 7 dos demais, apresentando respectivamente maior diversidade. Corroboram estes dados ao protocolo adaptado, que indicou estes pontos como naturais e próximo ao

natural. A diversidade e equitabilidade baixas no córrego Desbarrancado (ponto 6) e outros fatores citados, indicam que o curso d'água pode está sofrendo algum impacto que não foi possível identificar neste estudo. Alta riqueza em habitats preservados e baixa riqueza em habitats pobres foram encontradas por diversos autores (Ilmonen e Paasivirta, 2005; Cardoso, 1984; Galdean *et al.*, 2000; Barbosa *et al.*, 2000; Couceiro *et al.*, 2007).

A diversidade declinou seguindo um gradiente de degradação dos cursos d'água menos urbanizados, para os com maiores influências urbanas. Buss *et al.* (2002) em estudo no Rio de Janeiro, Brasil, verificou também este padrão, com destaque para maior diversidade das famílias sensíveis EPTC (Ephemeroptera, Plecoptera, Thichoptera e Coleoptera) nos locais menos impactados; Odonatas e a família Simuliidae (Diptera) para os locais de média poluição e Chironomidae e Oligochaeta em locais de alta degradação. Pires *et al.* (2000), em estudo em Portugal, encontraram altos valores para o índice de diversidade de Shannon-Wiener em locais próximos às nascentes com predominância de Ephemeroptera e Plecoptera. O resultado do ASPT para estes locais também foi muito bom.

5.2 – Análises comparativas das comunidades bentônicas entre os pontos de coletas, nas 13 datas de coletas.

O agrupamento estabelecido pela ordenação por meio de Escalonamento Multidimensional Híbrido (HMDS) mostra claramente as famílias Chironomidae e Physidae nas áreas mais impactadas, principalmente nos córregos localizados no perímetro urbano (Os pontos 5, 6, 9 e 10), porém, Chironomidae foi dominante em todos os pontos. Ocorre que nos pontos menos impactados, outras famílias consideradas sensíveis apareceram, demonstrando melhor integridade da comunidade (Figura 4.15).

Buss *et al.* (2002) encontraram em estudo no Estado do Rio de Janeiro, Brasil, 97% de Chironomidae nos locais de alta degradação. O fato do ponto 6 (córrego Desbarrancado) ter sido escalonado próximo a estes pontos, corrobora o fator de que pode estar este curso d'água passando por algum impacto indireto, ou direto não detectado neste trabalho. É possível também, é que o fator de possuir leito argiloso possa ter influenciado na presença dessas famílias (Arcahmbault *et al.*, 2005, Galdean *et al.*, 1999).

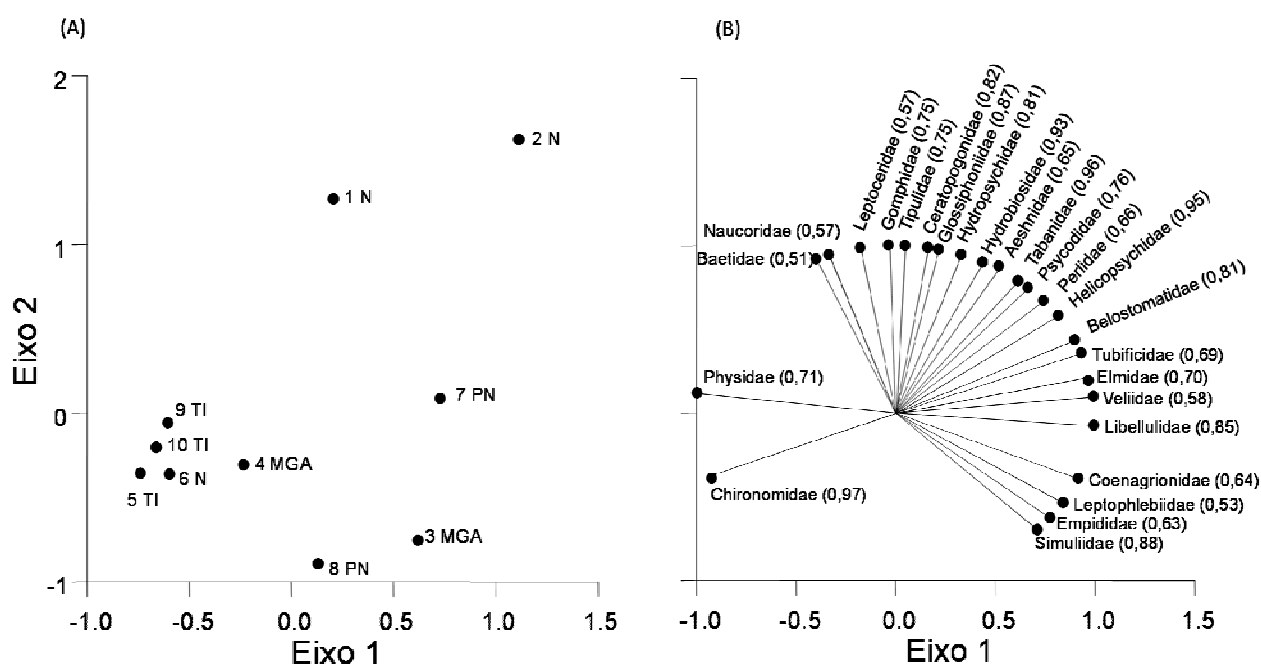


Figura 4.15. Ordenação dos 10 pontos de coleta, por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS), em duas dimensões ($stress = 0,08$ e $r^2 = 0,94$), pela média de ocorrência das famílias de macroinvertebrados bentônicos. Os vetores indicam a contribuição relativa das famílias com maior correlação com o plano da ordenação.

A composição da comunidade nos pontos 1 e 2 (córregos Segredo 1 e 2) não apresentou dominância excessiva de nenhuma família, apesar do predomínio de Chironomidae. Ambos os pontos apresentaram organismos de famílias de baixa, média e altas tolerâncias à poluição, indicando integridade da comunidade, que era esperada para estes pontos, os quais foram estabelecidos em Unidades de Conservação e determinados pelo protocolo de diversidade de *habitat* como naturais. Um fator fundamental foi que os escalonamentos separaram os pontos 1 e 2 com relação aos demais. Isto era esperado, devido a estes pontos terem sido caracterizados como naturais pelo protocolo de diversidade de *habitat*.

A família Helicopsychidae (Trichoptera) que é considerada de baixa tolerância, embora sem exercer domínio, teve destaque nestes pontos. Buss *et al.* (2002) encontraram predominância de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera). Concluíram que os locais eram florestados e isto pode contribuir com a diversidade. Kibichii, *et al.* (2007) encontraram no rio Nijoro, no Quênia, maior diversidade em locais florestados.

Famílias de baixa e média tolerâncias foram agrupadas no ponto 7 (córrego Joaquim Português). Nos índices, as famílias encontradas Libellulidae e Aeshnidae (Odonata) são

consideradas de baixa tolerância (BMWP-Junqueira *et al.*, 2000 e BMWP-Alba-Terdedor, 1996) e em outros de média tolerância (BMWP-Junqueira e Campos, 1998). O curso d'água ainda apresentou mais uma família de baixa ou média tolerância (Veliidae) e famílias de média (Baetidae) e alta tolerância (tubificidae) à poluição, porém, como nos demais pontos, houve predomínio de Chironomidae.

Os dados indicam uma comunidade um pouco afetada, porém, com mais integridade aos pontos impactados, confirmando os dados do protocolo de diversidade de *habitat*, que indicou o curso d'água como próximo ao natural. Collier (2008) encontrou em locais de médio estresse, organismos de médias tolerâncias e raros intolerantes. Buss *et al.* (2002) encontrou dominância das famílias distribuídas em um gradiente: EPT em locais de baixa degradação, Baetidae e Simuliidae nos locais de média degradação e Chironomidae e Oligochaeta em locais poluídos.

Os Pontos 3 e 8 apresentaram uma ordenação, em que se verificou certa dominância da família Simuliidae (a exceção de Chironomidae) que é de média tolerância. Além disso, ocorreu o agrupamento de uma família de baixa tolerância (Leptophlebiidae), além de famílias tolerantes, indicando que os pontos podem estar sofrendo impactos pontuais.

Pelas descrições dos pontos, estes problemas podem ocorrer, em virtude das erosões no córrego Segredo 3 (ponto 3) e impactos da atividade comercial de pesque-pague nas nascentes no córrego Révellion (ponto 8). As áreas florestadas nas proximidades dos pontos podem auxiliar na manutenção de uma comunidade não totalmente desintegrada como nos pontos localizados totalmente em perímetro urbano (Kibichii, *et al.*, 2007).

6 – Discussão geral da aplicação dos índices.

Com relação aos índices biológicos aplicados no resultado geral das coletas ocorreram famílias que não existiam em nenhum dos índices biológicos aplicados: Ptilodactylidae e Macrobdelidae. Outras não ocorriam no BMWP2 (Alba-Terdedor, 1996): Helicopsychidae, Pyralidae, Belostomatidae, Corydalidae, Hydrobiosidae e outras não ocorriam no FBI: Glossiphonidae, Planorbidae, Veliidae, Hydrobiosidae, Belostomatidae e Calopterygidae.

Somente a família Ptilodactylidae não apareceu somente no BMWP1 (Junqueira *et al.*, 2000), indicando que o fato deste índice ter sido adaptado no Brasil promove maior semelhança entre as famílias encontradas. Isto corrobora os argumentos de autores que afirmam que os índices devem ser adaptados para os diferentes locais (Armitage, 1983; Alba-Tecedor, 1996; Junqueira e Campos, 1998; Junqueira *et al.*, 2000).

Apesar de terem sido testados sem adaptações, as pontuações obtidas nos índices, sem levar em considerações seus significados, podem ser utilizadas para a separação de locais com maiores e menores impactos, visto que as maiores pontuações foram predominantes nos locais com menores impactos. Algumas famílias apareceram em apenas 1 coleta. A família Saldidae (ordem Hemiptera) apareceu somente no córrego Seminário (ponto 4) na coleta 2; Naididae (ordem Tubificida) apareceu somente no córrego Cascudo (ponto 5), na coleta 3; Ptilodactylidae (ordem Coleoptera) ocorreu somente no córrego Joaquim Português (ponto 7) na coleta 6; Lumbriculidae, única da ordem Lumbriculida, ocorreu no córrego Sóter (ponto 9), somente na coleta 4 e Pyralidae ocorreu no córrego Réveillon (ponto 8) desta coleta, sendo a única família da ordem Lepidoptera encontrada.

A classe Hirudinea (ordem Rhyncobdellida e Macrobellida) apareceu uma única vez com a família Macrobdelidae na coleta 8 e, em vários momentos, com a família Glossiphonidae. O único organismo da ordem Crustacea apareceu com a família Cambaridae no córrego Desbarrancado (ponto 6), também na coleta 8; Polycentropodidae (ordem Trichoptera) ocorreu na coleta 9, no córrego Desbarrancado; Naucoridae (Hemiptera) ocorreu na coleta 10 no córrego Segredo1 (ponto 1); Psycodidae (ordem Diptera) ocorreu na coleta 13 no córrego Segredo 2 (ponto 2); a família Gyrynidae (ordem Coleoptera) ocorreu somente na coleta 12, no córrego Vendas (ponto 10). A classe Mollusca foi representada pela ordem Basommatophora com 02 famílias: Physidae e Planorbidae.

Analisando os dados, verifica-se que para aplicação dos índices, há realmente necessidade de adaptação, ou criação de um índice biótico adequado à realidade regional e dos cursos d'água, pois, as famílias de macroinvertebrados podem sofrer influências, de várias variáveis físicas, químicas e biológicas e às diferentes condições hidrológicas. Há ainda a necessidade de se determinar as tolerâncias das famílias novas encontradas, no intuito de as estabelecerem nos índices, visto que há variabilidade muito grande dos *taxa*, devido a climatologia, topografia, tamanho, profundidade, qualidade físicas e químicas do curso d'água e outros fatores físicos, químicos e bióticos. Embora exijam estudos mais longos para se determinar as tolerâncias, os índices que se baseiam em pontuações dos organismos são mais simples de serem aplicados, não exigindo estatísticas aprofundadas.

Lajo *et al.* (2002a), em estudo para testar o BMWP no córrego prosa, nas proximidades dos pontos de coleta deste trabalho obtiveram resultados semelhantes, ou seja, sem adaptação, o significado da qualidade da água pela pontuação atingida indicou qualidade péssima, corroborando com a necessidade da adaptação do índice para sua aplicação. Em

trabalho semelhante no perímetro urbano de Campo Grande-MS, no córrego Cabaça, Lajo *et al.* (2002b) obtiveram resultados idênticos no teste do BMWP. Para ambos os casos, o índice indicou bom potencial para adaptação, parecendo delinear a qualidade do curso d'água, inclusive, coincidindo com os resultados físicos, químicos e bacteriológicos.

Queiroz (2004) testou o índice BMWP de Alba-Tercedor (1996) e Junqueira e Campos (1998), sem adaptação regional, no município de Campo Grande-MS, na zona rural, em um local remanescente de Quilombola, denominado Furnas dos Dionízios, em córregos com bom grau de preservação e obteve resultados que pareceram indicar o grau de conservação da qualidade ambiental dos cursos d'água. O índice adaptado no Brasil por Junqueira e Campos (1998) apontou melhor qualidade ao espanhol adaptado por Alba-Tercedor (1996), indicando que as comunidades parecem ser mais semelhantes em ambientes e climas mais parecidos.

Neste trabalho verificou-se que o tipo de fundo pode ser um dos fatores de maior importância nas comunidades, visto que a fixação e disponibilidade alimentar é fator fundamental para determinar a presença ou ausência dos organismos. Tal fator, pode ser verificado com relação ao ponto 6 (córrego Desbarrancado), que foi estabelecido em local determinado como natural e ainda com boa qualidade visual e pelos dados físicos, químicos e bacteriológicos, como quase sem poluição e apresentou pouca riqueza, além de apresentar famílias consideradas de alta tolerância à poluição.

O fundo argiloso, com grande parte orgânica agregada à argila (Galdean *et al.*, 1999; Archaimbault *et al.*, 2005) , ou um fator de alteração que não foi possível ser desvendado nos dados, pode ter sido determinante para a presença destes tipos de organismos neste ponto, mais do que a qualidade física, química e bacteriológica da água. Isso demonstra que os macroinvertebrados indicam a qualidade ambiental do curso d'água, ou seja, estes organismos podem indicar todas as características do ambiente.

O fato do ASPT ter dado significado de qualidade excelente em alguns pontos em que os demais índices não refletiam esta qualidade, deve-se mais ao formato de aplicação deste índice, o qual é aplicado dividindo a pontuação do BMWP pela quantidade de *taxa*. Dessa forma, se há apenas um *taxa* de baixa tolerância, com alta pontuação, o índice apresenta-se alto e indica excelente qualidade da água.

7 – Conclusões.

Foram encontrados 3.700 organismos de 41 famílias nas duas bacias durante as 13 coletas. Porém, outros estudos na região indicaram que este trabalho não foi suficiente para a caracterização total da comunidade bentônica das duas bacias. Santos *et al.* (2007) encontraram *taxa* diversos dos encontrados nas mesmas bacias, porém, em cursos d'água de segunda ordem. A família Chironomidae foi a mais abundante em todas as coletas e em todos os pontos, principalmente, nos pontos com maior grau de impactos, o que corrobora os dados de vários autores (Solimini *et al.*, 2008; Braccia e Voshell, 2007; Herlihy *et al.*, 2005; Weigel *et al.*, 2002). Esta predominância de famílias de alta tolerância à poluição seria esperada, haja vista, a maioria dos pontos apresentarem níveis elevados de impactos antrópicos.

Em estudo no rio das Velhas, no perímetro urbano de Belo Horizonte, Brasil, Pompeu e Alves (2005) encontraram em locais poluídos a predominância de Oligochaeta e Chironomidae, que constituíram 87,9% da abundância dos macroinvertebrados bentônicos. Buss *et al.* (2002) encontraram predominância de 97% de Chironomidae em locais poluídos no Rio de Janeiro, Brasil. Callisto *et al.* (2002), na mesma região, em ambientes lânticos encontraram em locais eutrofizados maior abundância de Chironomidae e outros organismos detritívoros e, estes locais apresentaram baixa diversidade.

Em estudo sobre os efeitos da urbanização nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos, Walsh *et al.* (2001) perceberam em áreas urbanas com severa degradação, alta abundância de organismos, com baixa diversidade (pouquíssimos *taxa* tolerantes). Quanto mais densa a área urbana, mais degradação da comunidade. Isto corrobora os dados deste estudo. Os autores verificaram dominância de Oligochaeta nos cursos d'água afetados por efluentes antrópicos na área urbana e poucos organismos dos grupos EPT. Concluíram que a urbanização de modo geral degrada as comunidades.

Na Holanda McCormick *et al.* (2004) estudaram a estrutura da comunidade de macroinvertebrados em função do gradiente de Fósforo (P) e encontraram locais poluídos dominados por Chironomidae e Oligochaeta. Concluíram ainda, que a riqueza pode crescer com o enriquecimento inicial por nutrientes e decair com a deterioração do *habitat* e qualidade da água. Carvalho e Uieda (2004) verificaram que Chironomidae e Oligochaeta são excelentes colonizadores.

Em ambientes de médio impacto, em Furnas dos Dionízios, Distrito de Rochedinho na área rural de Campo Grande, em ambientes de médio impacto, Queiroz (2004) encontrou

como famílias predominantes Elmidae, Baetidae e Hidropsychidae, que são de médias tolerâncias. Cardoso (1984), em estudo no rio Cali, encontrou no trecho com baixa poluição, organismos de baixa tolerância à poluição e de alta nos trechos poluídos. Galdean *et al.* (2000), na Serra do Cipó, Minas Gerais, encontraram alta diversidade nos locais com baixa atividade antrópica e com menor índice de poluição. Isto indica que os organismos realmente representam a qualidade ambiental do ecossistema aquático.

Os cursos d'água com maior riqueza foram os córregos Segredo 1 e 2, com respectivamente 19 e 20 *taxa*. Estes pontos foram determinados como naturais pelo protocolo de diversidade de *habitat* adaptado. O terceiro mais diverso foi o córrego Joaquim Português com 15 famílias, o qual foi determinado como próximo ao natural pelo protocolo. O ponto controverso foi o córrego Desbarrancado (ponto 6), o qual foi determinado como natural pelo protocolo de diversidade de *habitat*, com riqueza de apenas 12 famílias (diversidade $H' = 0,4677$), situando-se abaixo do córrego Seminário, que fora determinado em local de média para grande alteração. Não foi possível determinar quais impactos estão influenciando a comunidade bentônica no curso d'água. As hipóteses mais consideradas são de vazamento de esgoto, rede subterrânea que passa na bacia, ou o fundo argiloso, fator que pode explicar a tendência de terem sido encontrados organismos tolerantes (Archambault *et al.*, 2005)

As comunidades e os índices biológicos aplicados indicaram como mais impactados os córregos Vendas e Cascudo. Os índices BMWPs, ASPTs e FBI mostraram a necessidade de adaptação. Segundo Marchant *et al.* (2006) em trabalho de revisão sobre técnicas de biomonitoramento de ambientes lóticos, nenhuma técnica é adequada para todo local, porém, na pontuação geral os índices utilizados, mesmo sem adaptação, separaram pontos impactados dos não impactados, indicando melhores pontuações nas estações constituídas dentro das Unidades de Conservação. Solimini *et al.* (2008) em trabalho de construção de um índice multimétrico na região central da Itália utilizaram o ASPT e concluíram que este índice foi um ótimo discriminante entre locais poluídos de locais com menos poluição. Fishar e Williams (2008) utilizaram o BMWP como base para a construção do índice NBPI (*Nile Biotic Pollution Index*) no Egito.

A maior abundância entre os pontos encontrada foi de 1038 organismos no córrego Cascudo e 1036 no córrego Vendas. Ambos os córregos impactados e mais urbanizados, por este motivo, os *taxa* encontrados foram predominantemente de alta tolerância à poluição. Na verdade, esta alta abundância com pouca riqueza demonstra o desequilíbrio da comunidade, devido aos impactos. Os tipos de leitos dos córregos também pareceram influenciar nas

abundâncias dos organismos, visto que estes dois cursos d'água possuem leitos formados por matacões e seixos.

Bueno *et al.* (2003) encontraram, no Rio Grande do Sul, Brasil, maior abundância e riqueza em substratos rochosos, em relação aos leitos arenosos e concluíram que nos locais arenosos, a falta de abrigo limita a presença de algumas famílias. Isso, possivelmente pode ter influenciado para que o curso d'água com menor abundância tenha sido o Segredo 3 (ponto 3), que sofre por sedimentação arenosa advinda de processos erosivos.

As análises de similaridade realizadas por Escalonamento Multidimensional Híbrido (HMDS) e Análises de Componentes Principais (PCA) nos dados biológicos com relação a todas as variáveis analisadas físicas, químicas, bacteriológicas e hidrológicas mostraram as comunidades de macroinvertebrados bentônicos mais íntegras nos cursos d'água menos impactados e, o inverso foi verdadeiro para os impactados.

Os índices de diversidade, dominância e equitabilidade de Shannon-Wiener também mostraram esta separação entre os pontos. Astin (2007), em estudo nos Estados Unidos verificaram que locais com baixas características físicas e químicas apresentavam comunidade de macroinvertebrados pobre. Porém, na aplicação do índice que propôs B-IBI (*Basin-wide – Integrity Biotic Index*), alguns locais com baixo pH e condutividade atingiram pontuação mais alta do que a esperada.

Couceiro, *et al.* (2007) em trabalho testando o efeito de efluentes urbanos na comunidade bentônica, em Manaus, Brasil, verificaram que altos valores de fósforo total, nitrogênio total, pH, condutividade elétrica e temperatura reduziram a comunidade de macroinvertebrados a poucos *taxa*. Altos valores encontrados destes parâmetros, mais alcalinidade total e outros, podem ter reduzido as comunidades nos pontos impactados. Os *taxa* correlacionados a estes parâmetros e aos locais com incidência maior de desmatamento foram os tolerantes da ordem Diptera e da classe Oligochaeta. No mesmo estudo, os autores observaram que o desmatamento nem sempre esteve correlacionado à abundância, porém diminuiu a riqueza da comunidade ($r = -0.40$).

Bueno *et al.* (2003), no Rio Grande do Sul, Brasil, encontraram nos cursos d'água conservados com bacia vegetada mais organismos, que atribuíram ao fato de haver mais folhicho, conseqüentemente mais abrigo e alimento. Na Holanda McCormick *et al.* (2004) estudaram a estrutura da comunidade de macroinvertebrados em função de gradiente de

fósforo (P) e concluíram que este nutriente alterou a composição e riqueza da comunidade e aumentou a abundância total de macroinvertebrados.

As análises multivariadas são importantíssimas na avaliação das comunidades, haja vista, que elas podem capturar a sinergia das variáveis analisadas. Para os trabalhos com macroinvertebrados bentônicos são fundamentais, pois, Segundo Bressler *et al.* (2006) os organismos podem responder a mais de um estressor, ou à sinergia de estressores, ou ainda podem responder a um e não a outro impacto. Rosemberg e Resh (1993) afirmam que a distribuição e abundância são afetadas por um grande número de fatores, que precisam ser levados em conta para se determinar a diversidade.

O ponto 6, que foi caracterizado pelo protocolo como natural, foi o único que não refletiu esta caracterização, nem pelos dados físicos químicos e bacteriológicos e nem pela composição da comunidade biológica. É provável, que o curso d'água sofra algum impacto que não foi possível ser desvendado com os trabalhos realizados. Por este motivo, devem-se ser feitas mais investigações, em especial, por este curso d'água estar localizado dentro de uma Unidade de Conservação. O fato do protocolo de diversidade de *habitat* adaptado tê-lo caracterizado como natural não diminui a eficiência de sua aplicação, embora, a metodologia deste tipo de trabalho reflita a espacialidade daquele local, muitas vezes, não sendo possível se detectar todos os possíveis problemas na bacia hidrográfica. As espécies de macroinvertebrados podem diferenciar os vários tipos de impactos antrópicos (Dolédéc *et al.*, 1999).

O referido curso d'água possui fundo argiloso, fator que pode explicar a tendência de terem sido encontrados organismos tolerantes (Archambault *et al.*, 2005). Galdean *et al.* (1999) em estudo na Serra do Cipó, Brasil, neste tipo de substrato, encontraram como comunidade dominante, organismos filtradores e detritívoros, como: Bivalvia Sphaeriidae, Oligochaeta e Chironomidae, além de Baetidae. Todos são organismos de altas tolerâncias, a exceção de Baetidae que é uma família considerada de média tolerância (Pérez, 1998).

Todas as análises confirmam que os macroinvertebrados bentônicos são importante ferramenta para caracterizar a qualidade ecológica do ecossistema aquático, por isso, são os organismos mais utilizados para esta finalidade. Eles podem separar em um mesmo rio, locais poluídos, de locais conservados, que são caracterizados pelo tipo de fauna encontrada (Chessman, 1999). *Habitats* diferentes suportam comunidades diferentes (Ramirez *et al.*, 1998).

Foram encontrados poucos estudos com macroinvertebrados bentônicos na região para comparação. Couceiro *et al.* (2007) também encontraram poucos estudos na região Amazônica, demonstrando que, no Brasil, ainda as pesquisas com estes organismos precisam evoluir muito.

Em suma, os dados refletiram o esperado. Ou seja, as comunidades responderam aos impactos existentes nos cursos d'água, demonstrando que os macroinvertebrados podem ser ferramenta fundamental para o monitoramento da qualidade ambiental e dos ecossistemas aquáticos, em especial, para detectar uma poluição contínua existente, quando ela não for detectada em monitoramento temporal e espacial efetuado por análises químicas, físicas e bacteriológicas.

Estudos desta natureza favorecerão aos órgãos de gestão e controle em trabalhos de fiscalização e planejamentos dos recursos hídricos. Em última instância, toda a população é beneficiada, pois no final das contas, os efeitos deletérios da poluição são sentidos por todos os organismos. Pesquisas básicas iniciadas agora serão certamente aplicadas em defesa do meio ambiente, quando as informações forem suficientes, contribuindo com as gerações presentes e futuras.

8 - Referências Bibliográficas.

- ALBA-TERCEDOR, J. **Macroinvertebrados acuaticos y calidad de las aguas de los rios.** IV Simpósio Del Agua en Andalucia (SIAGA). Almira, 1996. Deptº. de Biología Animal e Ecología. Universidade de Granada. Espanha. v.II p. 203-213 – IBSN: 847840-262-4, 1996.
- ARCHAIMBAULT, V.; USSEGLIO-POLATERA, P.; JEAN-PIERRE, V. B. **Functional differences among benthic macroinvertebrate communities in referent streams of same order in a given biogeographic area.** *Hydrobiologia* (551), pp. 171-182, 2005.
- ARMITAGE, P. D., MOSS, D.; WRIGHT, J. F.; FURSE, M.T. **The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites.** *Water Research* 17: p.333-347, 1983.
- ASTIN, L. E. **Developing biological indicators from diverse data: The Potamac basin-wide index of benthic integrity (B-IBI).** *Ecological indicators* (7), ELSEVIER, pp.895-908, 2007.
- BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M; GALDEAN, N. **The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil.** lab. Limnologia. Dep. Biologia. UFMG. Belo Horizonte-MG, Brasil, 2000.
- BAPTISTA, D. F. **Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos.** *Oecol. Bras.* 12, (3), pp. 425-441, 2008.
- BOUCHARD, R. W. Jr. **Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest.** Water Resources Center, University of Minnesota, St. Paul, MV. 208p, 2004.
- BRACCIA, A.; VOSHELL, J. R. Jr. **Benthic macroinvertebrate responses to increasing levels of cattle grazing in blue Ridge Mountain streams.** *Environ Monit Assess* (131), pp. 185-200, 2007.
- BRESSLER, D. W.; STRIBLING, J. B.; PAUL, M. J.; HICKS, M. B. **Stressor tolerance values for benthic macroinvertebrates in Mississippi.** *Hydrobiologia* (573), pp. 155-172, 2006.
- BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. **Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil.** *Revista Brasileira de Zoologia*, 20 (1). Pp.115-125, 2003.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. M. **Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in river basin in south-east Brazil.** *Hydrobiologia* (481), pp. 125-136, 2002.
- CARDOSO, C. Z. de. **Estudio de la ecologia del rio Cali con enfasis en su fauna bentonica como indicador biologico de calidad.** Deptº. de Processos Quimicos y Biológicos. Universidad del Valle. Apresentado no Congresso Nacional da Colômbia, 1984.

- CALLISTO, M.; GOULART, M.; BARBOSA, F. A. R.; ROCHA, O. **Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco river (northeastern Brazil).** Braz. J. Biol. 65 (2), pp. 1-6, 2005.
- CALLISTO, M.; MORENO, P.; GONÇALVES, J. F. Jr. LEAL, J. J.; ESTEVES, F. A. **Diversity and biomass of Chironomidae (Diptera) larvae in an impacted coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil.** Braz. J. Biol. 62 (1), pp. 77-84, 2002.
- CARVALHO, E. M. & UIEDA, V. S. **Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil.** Revista Brasileira de Zoologia 21 (2), pp. 287-293, 2004.
- CHESSMAN, B. C. **Predicting the macroinvertebrate faunas of rivers by multiple regression of biological and environmental differences.** Freshwater Biology (41), pp. 747-757, 1999.
- COLLIER, K. J. **Temporal patterns in the stability, persistence and condition of stream macroinvertebrates communities: relationships with catchment land-use and regional climate.** Freshwater Biology (53) pp. 603-616, 2008.
- COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; LUZ, S. L. B.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P. **Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil.** Hydrobiologia (575), pp 271-284, 2007.
- DAIGLE, J. J. **Florida dragonflies (Anisoptera): A species key to the aquatic larval stages.** Florida EPA, 1992.
- DOLÉDEC, S.; STATZNER, B.; BOUNARD, M. **Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river.** Freshwater Biology (42), pp. 737-758, 1999.
- FEIO, M. J.; REYNOLDSON, T. B.; FERREIRA, V.; GRAÇA, M. A. S. **A predictive model for freshwater bioassessment (Mondego River, Portugal.** Hydrobiologia (589), p.55-68, 2007.
- FISHAR, M. R & WILLIAMS, W. P. **The development of a biotic pollution index for river Nile in Egypt.** Hydrobiologia (598), pp. 17-34, 2008.
- FRAPPIER, B. & ECKERT, R. T. **A new index of habitat alteration and comparison of approaches to predict stream habit conditions.** Freshwater Biology. p.2009-2020, 2007.
- GALDEAN, N; CALLISTO M; BARBOSA F. A. R. **Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community.** Lab. Limnologia. Dep. de Biologia Geral. UFMG. Belo Horizonte-MG-Brazil. Aquatic Ecosystem Health and Management Society 3 – p.545-552, 2000.
- GALDEAN, N.; BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M.; ROCHA, L. A.; MARQUES, M. M. G. S. M. **A proposed typology for the rivers of Serra do Cipó (Minas Gerais, Brazil) based on the diversity of**

Benthic macroinvertebrates and the existing habitats. Trav. Mus. Hist. Nat. "Grigore Antipan". Vol. XLI, pp. 445-453, 1999.

GAYRAUD, S.; STATZNER, B.; BADY, P.; HAYBACH, A. SCHOLL, F.; USSEGLIO-POLATERA, P.; BACCHI, M. **Invertebrate traits for the biomonitoring of a large European rivers: an initial assessment of alternative metrics.** Freshwater Biology (48), pp. 2045-2063, 2003.

HAASE, P.; STEFFEN, P. U.; ENGELHARDT, C. H. M.; SUNDERMANN, A. **Effects of sampling microhabitats with low coverage within the STAR/AQEM macroinvertebrate sampling protocol on stream assessment.** Science Direct. ELSEVIER. Limnologia (38) pp. 14 – 22, 2008.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., AND P. D. RYAN. **PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis.** Palaeontologia, Electronica 4(1): 9pp., 2001 - http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.

HERING, D.; JOHNSON, R. K.; KRAMM, S.; SCHMUTZ, S.; SZOSZKIEWICZ, K.; VERDONSCHOT, P. F. M. **Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress.** Freshwater Biology (51), pp. 1757-1785, 2006.

HERLIHY, A. T.; GERTH, W. J.; LI, J.; BANKS, J. C. **Macroinvertebrate community response to natural and forest harvest gradients in western Oregon headwater streams.** Freshwater Biology, (50), pp. 905-919, 2005.

HIGUTI, J; FRANCO, G. M. de S. **Identificação de invertebrados pra análise de conteúdo estomacal de peixes.** Universidade Estadual de Maringá, Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, Maringá, 2001.

HILDREW, A. G.; GILLER, P. S. **Patchiness, species interactions and disturbance in the stream benthos.** Aquatic ecology Scale, pattern and process (eds. Giller, P.S., Hildrew, A.G.; Raffaelli, D.G.), Blackwell, Oxford, p.21-62, 1994.

HILSENHOFF, W. L. **Family level biotic rapid field assessment of organic pollution with an index.** J. N. Am. Benthol. soc. 7(1): p.65-68, 1988.

ILMONEN, J.; PAASIVIRTA, L. **Benthic macrocrustacean and insect assemblages in relation to spring habitat characteristics: patterns in abundance and diversity.** Hydrobiologia (533), p.99-113, 2005.

JOHNSON, M. J.; GILLER, P. S.; HALLORAN, J. O.; GORMAN, K. O.; GALLAGER, M. B. **A novel to assess the impact of land use activity on chemical and biological parameters in river catchments.** Fresh Biology (50), pp. 1273-1289, 2005.

JUNQUEIRA, M. V.; CAMPOS, S. C. M. **Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil).** Acta Limnol. Brasil. 10(2): p.125-135, 1998

JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S.; FRANÇA, E. S. **Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados**. Acta Limnol. Brasil. 12 (1): p.73-87, 2000.

KIBICHII, S.; SHIVOGA, W. A.; MUCHIRI, M.; MILLER, S. N. **Macroinvertebrate assemblages along a land-use gradient in the upper River Nijoro watershed of Lake Nakuru drainage basin, Kenya**. Blackwell Publishing Asia Ltd. Lakes & Reservoirs and Management (12), pp. 107-117, 2007.

KLEMM, D. J.; LEWIS, P. A.; FULK, F.; LAZORCHAK, J. M. **Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters**. Section 7, Data Evaluation. EPA 600/4-90/030, Washington DC, 1990.

LAJO, A. A. M.; IDE, C. N.; ROCHE, K. F.; FERREIRA, L. M.; SILVA, O. J. da. **Biomonitoramento da qualidade das águas do córrego Prosa (MS/Brasil) com uso de macroinvertebrados**. II Simpósio Centro-Oeste de Recursos Hídricos, Campo Grande, MS, 2002a.

LAJO, A. A. M.; IDE, C. N.; ROCHE, K. F.; FERREIRA, L. M.; SILVA, O. J. da. **Monitoramento e avaliação da qualidade da água do córrego Cabaça, Campo Grande-MS, através do Iqa-_{Nsf}, BMWP' e BMWP-modificado**. II Simpósio Centro-Oeste de Recursos Hídricos, Campo Grande, MS, 2002b.

MARCHANT, R.; NORRIS, R. H.; MILLIGAN, A. **Evaluation and application of methods for biological assessment of streams: summary of papers**. Hydrobiologia (572), pp. 1-7, 2006.

McCORMICK, P. V.; SHUFORD III, R. B. E.; RAWLIK, P. S. **Changes in macroinvertebrate community structure and function along a phosphorus gradient in the Florida Everglades**. Hydrobiologia (529), pp. 113-132, 2004.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 2. ed., Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa, 722p, 1984.

MOSS, B. **Ecology of freshwaters Man and medium, past to future**. 3. ed., Blackwell, Oxford, 1998.

MUOTKA, T. & SYRJANEN, J. **Changes in habitat structure, benthic invertebrate diversity, trout populations and ecosystem process in restored forest streams: a boreal perspective**. Freshwater Biology (52), pp.724-737, 2007.

PECKARSKY, B. L. **Sampling the stream benthos. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters**. (eds: Downing, J. A.; Rigler, F. H.), IBP Handbook 17, 2. ed., Blackwell, p.131-160, 1984.

PÉREZ, G. R. **Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia**. Universidade de Antioquia, CIEN. Bogotá-Colômbia, 1998.

PEETERS, E. T. H. M.; GYLSTRA, R.; VOS, J. H. **Benthic macroinvertebrate community structure in relation to food and environmental variables**. Hydrobiologia (519), pp. 103-115, 2004.

- PIRES, A. M.; COWX, i. g.; COELHO, M. M. **Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal)**. Hydrobiologia (435), pp. 167-2000.
- PLUCHINO, E. S.; RICHARDSON, J.; RILEY, J. **Guide to the common water mite genera of Florida**. Florida, EPA, www.dep.state.fl.us/labs/library/keys.htm. Acesso em 10-11-1999.
- POMPEU, P. S. & ALVES, B. M. **The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the rio das Velhas basin, Brazil**. American Fisheries Society Symposium X, 12p., 2005.
- QUEIROZ, E. P. **Proposta de uso de macroinvertebrados bentônicos no biomonitoramento da qualidade de água de ambientes lóticos no estado de mato grosso do sul**. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, CCET-DHT-UFMS, 95p., 2004.
- QUINN, J. M.; COOPER, A. B.; DAVIES-COLLEY, R. J.; RUTHERFORD, J. C.; WILLIAMS. **Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand**. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, Vol. 31, pp. 579-597, 1997.
- RAMIREZ, A.; PAABY, P. PRINGLE, C. M.; AGÜERO, G. **Effect of habitat type on benthic macroinvertebrates in two lowland tropical streams, Costa Rica**. Rev. Biol. (46), Supl. (6), pp. 201-213.
- ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. **Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. In: Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York, pp. 1-9, 1993.
- SANDERSON, R. A.; EYRE, M. D.; RUSHTON, S. P. **The influence of stream invertebrate composition at neighbouring sites on local assemblage composition**. Freshwater Biology (50), pp. 221-231, 2005.
- SANTOS, C. F.; MISHIMA, T. F.; QUEIROZ, E. P. **Caracterização dos macroinvertebrados bentônicos do Parque Estadual do Prosa e Parque Estadual Matas do Segredo**. TCC – Ciências Biológicas-UCDB, 13p., 2007.
- SILVA, L. C. F.; VIEIRA, L. C. G.; COSTA, D. A.; LIMA-FILHO, .G. F.; VITAL, M. V. C.; CARVALHO, R. A. De.; SILVEIRA, A. V. T.; OLIVEIRA, L. C. **Qualitative and quantitative benthic macroinvertebrate samplers in Cerrado stream: a comparative approach**. Acta Limnologica Brasiliensis 17(2), p.123-128, 2005.
- THIERE, G. & SCHULTZ, R. **Runoff-related agricultural impact in relation to macroinvertebrate communities of the Lorens river**. Water Research (38). ELSEVIER. pp. 3092-3102.
- TOWNSEND, C. R.; HILDREW, A. G. **Species traits in relation to a habitat templet for river systems**. Freshwat. Biol. 31: p.265-275, 1994.
- UNIDERP – Universidade para o Desenvolvimento da Região do Pantanal. **Estação metereológica de Campo Grande-MS**. 2006, 2007 e 2008.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINGS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. **The river continuum concept**. Can. J. Fish. Aq. Sci. 37: p.120-137, 1980.

WALSH, C. J, SHARPE, A. K, BREEN, P. F. **Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. benthic macroinvertebrates communities.** Freshwater Biology (46), pp. 535-551, 2001.

WEIGEL, B. M.; HENNE, L. J.; MARTÍNEZ-RIVERA, L. M. **Macroinvertebrate-based index or biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico.** J. N. Am. Benthol. Soc., 21 (4), pp. 686-700, 2002.

WETZEL, R. G.; LIKENS G. E. **Limnological Analyses.** 2. ed. Springer-Verlag, 391p, 1991.

WINTERBOURN, M. J.; TOWNSEND, C. R. **Streams and rivers: one-way flow systems. in: Fundamentals of aquatic ecology.** (eds. Barnes, R. S. K.; Mann, K. H.). 2. ed., Blackwell, Oxford, p.230-242, 1991.

WRIGHT, J. F., MOSS, D., ARMITAGE, P. D.; FURSE, M. T. **A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data.** Freshwater. Biol. 14: p.221-256, 1984.

Capítulo V

Novo índice biológico de qualidade ambiental utilizando as comunidades de macroinvertebrados pelo método das métricas.

1. Introdução.

A utilização dos organismos para indicar modificações nos ambientes tem sido cada vez mais utilizada, em especial nos países desenvolvidos. O aumento das pesquisas e o conseqüente conhecimento das comunidades dos ambientes aquáticos sejam de peixes, plâncton, macrófitas, macroinvertebrados entre outras, tem permitido unir várias variáveis deixando-as possíveis para se avaliar as alterações e degradações ambientais, em índices biológicos, os quais podem ser utilizados em auxílio à gestão e controle de poluição dos recursos naturais.

Segundo Baptista (2008) as principais metodologias já amplamente utilizadas em muitos países nos programas de monitoramento biológico são: Índices Bióticos, Modelos Preditivos; Índices Multimétricos e uma quarta metodologia em construção com grande potencial chamada Características Biológicas Múltiplas.

Apresentamos a seguir alguns modelos utilizando estas metodologias: Na categoria Índices Bióticos existem como mais conhecidos e utilizados o BMWP – *Biological Monitoring Working Party*, o ASPT – *Average Score Per Taxon* e o FBI – *Family Biotic Index*. Este tipo de modelo trabalha com a determinação de tolerância dos organismos aos impactos. Na categoria de Modelos Preditivos temos o RIVPACS e o AusRiVas e o RIVALD, os quais trabalham com locais de referências para a determinação das alterações de outros locais estudados, em função dos organismos existentes, em um formato presença-absência.

A metodologia dos Índices Multimétricos trabalha com a integração de informações de vários aspectos da comunidade biológica para desvendar a degradação, sem perder a informação das métricas individuais (Oliveira *et al.*, 2008). Segundo Manolakos *et al.* (2007), os índices multimétricos (IBIs) são frequentemente utilizados para exame biológico simples ao longo de um gradiente ambiental, no intuito de se caracterizar e calibrar as respostas aos estressores. Vejamos como funcionam estes e outros índices utilizando macroinvertebrados bentônicos, organismos deste estudo.

1.1 - Índice BMWP.

O índice do *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) foi criado em 1976, pelo Departamento Britânico de Meio Ambiente e é um dos índices mais utilizados na Europa e nos Estados Unidos, tendo sido um dos mais adaptados no mundo em estudos de qualidade de água, utilizando macroinvertebrados bentônicos. A lista padrão da *National Water Council* (1981) contém 85 famílias comuns, incluindo a classe Oligochaeta (Mustov, 2002). Em 1978 foi produzida a primeira versão com sistema de pontuação, sendo no mesmo ano feitos testes para avaliar a adequação do sistema de contagem em pesquisa nacional (Armitage, *et al.*, 1983). Trabalha-se em nível de família, conforme mostrado na Tabela 5.1:

Tabela 5.1 – Famílias do BMWP - “sistema de pontuação” (Armitage, 1983).

Famílias	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae.	10
Astacidae, Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae,	8
Caenidae, Nemouridae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae.	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Hydroptilidae, Unionidae, Corophiidae, Gammaridae, Platyelminidae, Coenagriidae.	6
Mesoveliidae, Hydrometridae, Guerriidae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae, Aliplidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elminthidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae.	5
Baetidae, Sialidae, Piscicolidae.	4
Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae, Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae.	3
Chironomidae,	2
Oligochaeta (classe inteira).	1

Fonte: (Armitage *et al.* 1983).

Uma das primeiras adaptações do índice BMWP e uma das mais conhecidas e citadas em trabalhos científicos foi a feita por Alba-Tercedor e Sanchez-Ortega em 1988. Em 1996, na cidade de Granada na Espanha, Alba-Tercedor o utilizou novamente, sendo especificadas as famílias contidas na Tabela 5.2. No Brasil, Junqueira e Campos (1998) e Junqueira *et al.* (2000) realizaram adaptações do BMWP no rio das Velhas em Minas Gerais. O índice foi adaptado por Junqueira *et al.* (2000) conforme as famílias na Tabela 5.3.

Tabela 5.2 - Famílias do BMWP adaptado por Alba-Tercedor (1996).

Famílias	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molanidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Athericidae, Blepharicidae.	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossomatidae.	8
Ephemerellidae, Prosopistamidae, Nemouridae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae.	7
Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae, Thiaridae, Hydroptilidae, Unionidae, Corophiidae, Gammaridae, Atyidae, Platycnemiidae, Coenagrionidae.	6
Oligoneuridae, Polymitarcidae, Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocolellidae, Dugesiidae.	5
Baetidae, Caenidae, Haliplidae, Curculionidae, Chysomelidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae, Sialidae, Piscicolidae, Hydracarina.	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Veliidae, Nonectidae, Corixidae, Asellidae, Ostracoda, Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeriidae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae.	3
Chironomidae, Culicidae, Ephidridae, Thaumaleidae.	2
Oligochaeta (todos), Syrphidae	1

Tabela 5.3 - Famílias do BMWP adaptado para o Rio das Velhas-MG (Junqueira *et al.* 2000).

Famílias	Score
Siphonuridae, Gripopterygidae, Odontoceridae, Helicopsychidae, Hydroscaphidae, Leptophlebiidae	10
Perlidae, Philopotamidae, Psephenidae, Microsporidae, Pyralidae, Noctuidae, Calopterygidae, Libellulidae, Aeshnidae, Hebridae, Leptohyphidae.	8
Polycentropodidae, Hydrobiosidae, Leptoceridae, Staphylinidae, Coenagrionidae, Veliidae, Glossosomatidae, Hydroptilidae	7
Nepidae, Ancyliidae, Unionidae, Dixidae, Hydropsychidae.	6
Elmidae, Gomphidae, Naucoridae, Gerridae, Belostomatidae, Corixidae, Mesovelidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Dugesiidae, Simuliidae, Tipulidae, Baetidae	5
Dytiscidae, Chrysomelidae, Corydalidae, Pscycolidae, Ceratopogonidae, Empidoidae, Gelastocoridae.	4
Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae, Glossiphonidae, Athericidae, Tabanidae	3
Erpobdellidae, Chironomidae, Psychodidae, Stratiomyidae, Syrphidae, Ephidridae.	2
Sciomyzidae, Culicidae, Oligochaeta (todos)	1

Analisando a Tabela 5.1 (BMWP original), Tabelas 5.2 e 5.3 (BMWP adaptados) percebe-se uma grande diferença das famílias, ou seja, famílias que existem em uma e não existem em outra, a exemplo: (Phryganeidae, Molaniidae e Ocontoceridae, etc...), além de famílias que valem menos pontos em uma tabela do que em outra, como: a família Caenidae (7 pontos na Tabela 5.1 e 4 pontos na tabela 5.2) entre outras com presença e ausência e com diferenças de pontuações. Em várias outras adaptações estas diferenças persistem e é natural que elas aconteçam, demonstrando a variabilidade das famílias para eco-regiões, principalmente em função das condições naturais, tais como: clima e características da água, bem como separação geográfica.

As pontuações nas tabelas são feitas qualitativamente e não quantitativamente, ou seja, os valores são contados em função dos exemplares das famílias encontradas e não com relação à quantidade encontrada. Por exemplo: se encontrado apenas um exemplar de qualquer família contida na primeira linha da tabela (Siphonuridae, Gripopterigidae, Odontoceridae...) serão contados 10 pontos. Se encontrada qualquer quantidade acima de um, também serão contados 10 pontos. Se encontradas quaisquer quantidades de exemplares da classe Oligochaeta, conta-se apenas 1 ponto.

A soma das pontuações por famílias encontradas para as amostras determina o valor do índice biótico encontrado. A classificação da qualidade da água em 5 classes é determinada pela faixa de pontuação, indicando a qualidade, bem como um padrão indicativo de cor, que pode ser utilizado em cartografia. Os exemplos nas Tabela 5.4 e 5.5 são respectivamente do índice BMWP adaptado, por Junqueira *et al.* (2000) para o rio das Velhas em Minas Gerais e por Alba-Tercedor (1996).

Tabela 5.4 - Classe de qualidade, pontuações, qualidade da água e padrão indicativo de acordo com Junqueira *et al.* (2000), para o Rio das Velhas – MG.

Classe	Faixa de "Score"	Qualidade da água	Padrão Indicativo
1	> 81	Excelente	
2	61-80	Boa	
3	42-60	Regular	
4	40-26	Ruim	
5	< 25	Péssima	

Tabela 5.5 – Classes de qualidade, significado dos valores e utilização cartográfica Alba-Tercedor (1996) (Granada-Espanha).

Classe	Pontuação	Qualidade	Significado	Cor
1	> 150	Excelente	Águas muito limpas	
	101-120		Sem contaminação ou alteração de modo sensível	
2	61-100	Boa	Alguns efeitos de contaminação	
3	36-60	Regular	Contaminadas	
4	16-35	Ruim	Muito contaminadas	
5	< 15	Péssima	Fortemente contaminada	

1.1.2 – Trabalhos com adaptações do índice BMWP.

Misserendino e Pizzolon (1996) realizaram um estudo em 43 rios da Patagônia, na Argentina, com uma adaptação do BMWP, utilizando 95 famílias de macroinvertebrados entre os anos 1991 e 1996, fazendo comparações com o IAP – “*Andean Patagonian Index*” (índice biológico utilizado na Patagônia). Obtiveram resultados muito próximos e passaram a aplicar um índice chamado BMPS (*Biotic Monitoring Patagonian Streams*), o qual também estabelece pontuação de 1 a 10 para determinadas famílias de macroinvertebrados.

Junqueira *et al.* (2000) realizaram um trabalho de adaptação do BMWP, na bacia do rio das Velhas, em Minas Gerais com base em dados históricos de levantamentos de macroinvertebrados de 1985 a 1996. Constataram que sempre que os dados físicos e químicos apresentavam maior teor de poluição, a diversidade das comunidades de macroinvertebrados diminuía. Nos trechos com alta carga orgânica, houve predomínio de Oligochaeta (Tubificídeos). Fizeram adaptações na pontuação das famílias de macroinvertebrados que são utilizadas no BMWP (Armitage *et al.*, 1983), pois várias delas não refletiam a realidade, devido a sua tolerância ser estudada em clima temperado. Incluíram no novo índice, diversas famílias que não constavam do BMWP (Armitage *et al.*, 1983). A mesma metodologia fora utilizada por Junqueira e Campos em 1998, para o mesmo rio.

Zamora-Munhõz e Alba-Tercedor (1996) realizaram na Espanha um trabalho comparativo da qualidade de água, aplicando o BMWP adaptado por Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega de 1988 com análises estatísticas multivariadas como: TWISPAN (*two-way Indicator Species Analyses*) e CCA (utilizada para examinar relações entre os locais, famílias de macroinvertebrados e variáveis ambientais).

Adaptaram a pontuação para novas famílias encontradas e validaram o BMWP, comparando a classificação biológica feita pelo índice, com a ordenação ambiental produzida pela CCA. Foram analisados 184 pontos, com coleta pelo método *Kicking sampling*, sendo encontrados 125 *taxa*. Constataram que as análises multivariadas foram altamente satisfatórias para interpretação dos macroinvertebrados de acordo com as principais variáveis ambientais medidas. O ranque foi claramente dos locais limpos para poluídos, influenciando na distribuição da fauna. Além disso, a classificação dos locais de acordo com as características ecológicas dos *taxa* foi altamente relacionada com a classificação dada pelo BMWP, com respeito ao significado da qualidade da água, de acordo com a tolerância das famílias dos macroinvertebrados à poluição.

Mustov (2002) testou o BMWP da Grã-Bretanha para rios na Tailândia. 23 locais no rio Ping e tributários poluídos entre 1990 e 1993 foram amostrados. O índice foi comparado com análises físicas e químicas e utilizado com aplicação do ASPT (*Average Score Per Taxon*) e foi capaz de distinguir entre os locais com alta poluição orgânica e locais relativamente poluídos, bem como, teve potencial para mostrar locais com baixos níveis de poluição. Devido às diferenças dos *taxa* encontrados na Tailândia, foi confeccionado um índice adaptado com remoção de 15 *taxa* do BMWP/UK e adicionados 11 *taxa* diferentes encontrados. Na pontuação, 6 famílias de Odonatas foram combinadas, devido à dificuldade taxonômica e 7 foram alocadas com baixa pontuação. O índice adaptado ficou com o nome de BMWP/Thai.

1.2 – Índice ASPT (*Average Score Per Taxon*).

Este índice funciona na verdade como um teste dos demais índices. Exemplo: com o BMWP. Pega-se o valor do índice obtido e se divide pelo número de *taxa* encontrado. Depois, compara-se com o grau de significância da qualidade da água em uma tabela própria para o índice (Zamora-Munhõz *et al.*, 1995; Mustov, 2002).

1.3 – Índice BI (*Biotic Index*) e FBI (*Family Biotic Index*).

O Índice BI foi desenvolvido por Hilsenhoff (1982). Usa valores de tolerância de macroinvertebrados e relaciona tais valores à qualidade da água em excelente, boa, ruim e péssima, além do grau de poluição orgânica em: sem poluição, pouca poluição, média poluição e alta poluição (Tabela 1.6). Na formação original utilizavam-se os organismos em nível de espécie. Depois foi modificado para utilização em nível de família – FBI (*Family Biotic Index*).

A fórmula é a seguinte:
$$FBI = \sum \frac{x_i t_i}{N}$$

FBI – Índice Biótico em Nível de família; x_i – número de indivíduo por táxon na amostra; t_i – valor de tolerância do táxon;

N – número de organismos da amostra. Para o BI a fórmula é a mesma. O valor de FBI é utilizado para verificação dos valores de significância da qualidade da água (Tabela 5.6).

Tabela 5.6 – Relação entre o índice biótico FBI e qualidade da água.

Índice Biótico	Qualidade da Água	Grau de Poluição Orgânica
< 3,75	Excelente	Poluição orgânica Improvável
3,76 a 4,25	Muito Boa	Leve possibilidade de poluição orgânica
4,26 a 5,00	Boa	Alguma probabilidade de poluição orgânica
5,01 a 5,75	Razoável	Razoável probabilidade de poluição Orgânica substancial
5,76 a 6,50	Razoavelmente ruim	Probabilidade de poluição orgânica substancial
6,51 a 7,25	Ruim	Alta probabilidade de poluição orgânica substancial
7,26 a 10,0	Péssima	Probabilidade de severa poluição orgânica

Fonte – Valores de Tolerância baseados na escala de 0 a 10. (Mandaville, 2002).

1.4 – Índice RIVALD (Rivers of Vald).

RIVALD (Lange *et al*, 1989), que significa rios de Vaud, região da Suíça, é um índice que aplica algumas técnicas estatísticas em resultados de amostras de macroinvertebrados (em nível de ordem, embora em alguns casos a identificação tenha sido em nível de gênero), com base na quantidade de *taxa*, dividida pela quantidade de *taxa* intolerantes ($I = \text{Total de taxa} / \text{taxa intolerante}$). Para a formação do índice utilizaram-se 205 amostras em 51 rios, entre os anos de 1982 a 1986. Como não encontraram diferenças sazonais significativas, uniram-se amostras de primavera e verão, entretanto, *taxa* iguais foram contados uma única vez.

Foram delimitadas seis classes para aplicação de análise de grupo, que foi feita para cada amostra (*Cluster Analyses*), sendo atribuídos valores de 0 a 5 para cada classe, para os atributos do total de *taxa* e *taxa* intolerante. O número de classes e de valores foi selecionado arbitrariamente para que o índice variasse de 0 a 10. A similaridade entre os pontos foi verificada, utilizando uma matriz de similaridade, calculada pela “distância Euclidiana”. A frequência de *taxa* em cada grupo foi mostrada em um histograma de frequência. Os limites selecionados para as classes de valores utilizados no índice de qualidade de água foram vistos pela superposição dos histogramas de frequência. O índice com o significado da qualidade da água ficou apresentado da seguinte forma: 0-3 (pobre) – 4-6 (média) – 7 a 10 (boa).

A validação do índice foi feita pela correlação positiva dos taxa intolerantes com o nível de poluição dos rios. A boa qualidade de água encontrada no índice coincidiu com a baixa concentração de DQO, P, N e DBO.

Em 1.995 foi realizado um novo trabalho utilizando o índice RIVALD (Lange & Reymond, 1995). Este índice seguiu as mesmas técnicas do RIVALD/1989, adaptando-o para dados coletados entre 1988 a 1994, em 1424 amostras coletadas em 56 rios. Nesta versão, os valores foram distribuídos em 11 classes. Valores de 0 a 10 foram atribuídos para cada classe. A variação da pontuação do índice foi de 0 a 20. Valores do índice: (qualidade ambiental): 0-5 (ruim); 6-9 (pobre); 10-11 (média); 12-14 (boa); 15 a 20 (excelente).

1.5 – Índice RIVPACS (*River Invertebrate Prediction and Classification*).

O RIVPACS é um índice biológico de metodologia preditiva e que trabalha com macroinvertebrados bentônicos. De fato, este índice trabalha a partir de uma fauna de macroinvertebrados bentônicos esperada para o ponto de coleta, no intuito de se definir a qualidade ambiental do curso d'água. Em suma, não trata só da qualidade da água, mas de todas as condições ecológicas do local. Uma das adaptações (Clarke *et al.*, 2003) foi realizada a partir da escolha de 100 rios que eram biomonitorados pela *Water Framework Directive*-WFD (Programa de monitoramento de qualidade de água da União Européia), sendo selecionados 41 rios, com 614 locais de estudos para a classificação dos grupos esperados dos macroinvertebrados, criando-se locais de referência e aplicando-se a metodologia de presença-ausência. Nas análises, diversos métodos estatísticos foram utilizados: Bray-Curtis, TWISPAN, MDA, DCCA e CANOCO.

Ao final foram selecionados 35 grupos de classificação de referência. Para a Irlanda do Norte foi realizada uma classificação separada, em razão de existir menos riqueza de espécies. No restante da Europa foi feita apenas uma divisão biogeográfica. A classificação final da qualidade ambiental da água ficou a seguinte: Limpa; sem poluição, sem estresse e de alta qualidade, que era definida, conforme a maior riqueza de cada local, com relação aos grupos de referência. Ao final, realizaram teste com o índice biológico ASPT.

Em um trabalho nos Estados Unidos utilizando RIVPACS, com 925 amostras, coletadas pelo método de Surber, entre os anos de 1993 e 2001, Hargett *et al.* (2007) conseguiram resultados acurados para avaliação temporal e espacial das condições ecológicas dos ecossistemas aquáticos analisados, demonstrando a efetividade do índice RIVPACS na análise de qualidade de água, com base nos macroinvertebrados bentônicos.

1.6 – Índice AusRivAS (*Australian Rivers Assessment Scheme Models*).

Este índice segue o mesmo modelo do RIVPACS. Em 1992, em razão da queda da qualidade da água nos rios, o governo australiano instituiu o NRPH – *National Rivers Health Program* que visava a avaliar as condições ecológicas dos rios. Smith *et al.* (1999) adaptaram um modelo que seguia os padrões do RIVPACS europeu e deram-lhe o nome de AusRivAS, o qual avalia as condições ecológicas dos rios, por meio da previsão de famílias que deveriam ser encontradas no local, com os *taxa* realmente encontrados. As coletas foram realizadas de acordo com o Protocolo Nacional (Davies, 1994). Foram escolhidos 188 locais minimamente perturbados e realizadas coletas entre agosto/1994 a maio/1996. 44 variáveis físicas e químicas foram analisadas.

O modelo foi construído em 05 etapas: 1 – Os locais de referências foram classificados dentro dos grupos com comunidades de macroinvertebrados similares (técnicas estatísticas utilizadas: UPGMA, Bray-Curtis). Locais com menos de 06 famílias e famílias com menos de 5% foram excluídas, para que a classificação não fosse afetada por *taxa* raros.

2 – Após escolha da classificação ótima foram utilizados métodos estatísticos para identificar quais variáveis ambientais eram melhores discriminadas entre os grupos de classificação (DFA; STEPDISC do pacote estatístico SAS *Institute*). As variáveis que contribuíram significativamente foram classificadas como variáveis previsíveis.

3 – Para incorporar as variáveis previsíveis dentro de uma função discriminante e designar os locais para os grupos classificados foi utilizada a técnica estatística DEICRIM. CROSSVALIDATE foi utilizada para checar se os locais foram designados corretamente.

4 – A probabilidade de cada família ocorrer em cada local foi calculada, multiplicando a probabilidade de o local pertencer ao grupo de classificação, pela probabilidade da família ocorrer naquele grupo e, então, somando os produtos para dar o número de famílias esperado. Somente famílias com probabilidades de ocorrência maior do que 50% foram usadas no cálculo. Formou-se o modelo $\text{taxa} = \text{O/E} - \text{ocorrência-esperado}$.

5 – Locais em que o modelo $\text{taxa} = \text{O/E}$ deu menor que 0,75 foram removidos da classificação, em razão de eles não serem locais de referência verdadeira e, por último, os passos 2 e 4 foram repetidos para finalizar o modelo. A interpretação da pontuação do modelo de O/E foi simplificada, calculando o décimo percentual da pontuação para os locais de referência e categorizando os locais como: ecologicamente equilibrado, se a pontuação deles foi acima do seu valor, ou desequilibrado se foi abaixo. A pontuação O/E por si só foi

utilizada como uma medida dos locais perturbados, com baixa pontuação indicando grande perturbação.

A validação do modelo foi realizada de três formas: Os dados coletados dos locais de referências no segundo ano foram utilizados para determinar se estes locais dariam a pontuação O/E de ano para ano. Vinte testes foram usados para examinar se os modelos determinavam um ranque de distúrbios ecológicos. Foram utilizados dados de outros estudos para verificação de conformação do modelo. O modelo mostrou ser eficiente para o propósito aplicado.

Marchant e Hehir (2002) realizaram no sudeste da Austrália trabalho semelhante para verificação dos impactos ecológicos provocados nas famílias de macroinvertebrados a jusante de barragens, com o intuito de identificar os *taxa* favorecidos ou prejudicados pela mudança no regime hidrológico e outras mudanças ambientais relacionadas às barragens. Utilizaram mais de 200 amostras de referências (menos distúrbios), relacionando com a composição dos *taxa* padrões esperados para o ambiente. O modelo consiste de uma lista de famílias previstas para o local, sua probabilidade de ocorrência e a taxa de organismos observados, dividida pelos encontrados (taxa= O/E).

1.7 – Índice ISC (*Index of Stream Condition*).

Trata-se de outro índice australiano utilizado no gerenciamento dos recursos hídricos, aplicado por Ladson *et al.* (1999), que analisaram 80 riachos em Victoria. O índice não trabalha só com a parte biológica. Ele analisa cinco variáveis importantes para o curso d'água: 1 – Condições hidrológicas (avaliação do fluxo); 2 – Forma física (condição do canal e do habitat físico); 3 - Zona de mata ciliar e alagados; 4 – Qualidade física e química da água e; 5 – Vida aquática (invertebrados). Cada variável é analisada em um subíndice, que somados constituem o índice geral.

Realiza-se um protocolo de cada indicador, para cada subíndice, com o objetivo de descrever as cinco variáveis nos riachos, com pontuação para cinco categorias de alteração de 0 a 4: Essencialmente natural – 4; Próximo ao natural – 3; modificação moderada – 2; alta modificação – 1 e; altíssima modificação – 0.

Existe uma dificuldade natural na aplicação do índice, em especial, para o subíndice biológico, pois é muito difícil identificar qual variável está afetando mais a qualidade. Quando isto acontecia, utilizaram-se apenas três categorias, ao invés de cinco.

Nas variáveis biológicas o ISC incorporou vários índices utilizados na Austrália: o AusRivAS (Parsons e Norris, 1997; Marchant *et al.*, 1997; Reynoldson *et al.*, 1997) e o SIGNAL - *Stream Invertebrate Number Average Level* (Chessman, 1995). Existem também alguns índices que se baseiam na função trófica dos macroinvertebrados. Destes, destaca-se o ITC - *Index of Trophic Completeness For Running Waters* (Vaatel e Pavluk, 2004).

1.8 - Índice ITC (*Index of Trophic Completeness For Running Water*).

O índice aplicado na Holanda por Vaatel e Pavluk (2004) trabalha com os efeitos das ações antropogênicas nas cadeias tróficas dos macroinvertebrados. Foi desenvolvido para analisar o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, com base na cadeia alimentar. Leva em conta a presença ou ausência de guildas. Os resultados não são fornecidos em números, mas por projeção das relações tróficas dentro de uma biocenose.

A hipótese do índice é de que em um ambiente saudável, todas as guildas estarão presentes, independente do número de espécies por guilda. Exemplos de variáveis a serem analisadas no índice: Matéria suspensa – afeta filtradores (bloqueia o aparato de filtros), reduzindo sua comunidade; Poluição por óleos e graxas: efeito desastroso para a ocorrência da maior parte das guildas. O que acontece normalmente é a ausência de predadores, provavelmente por efeito de bioacumulação e, conseqüentemente, isto afeta toda a comunidade de macroinvertebrados.

1.9 – Índice TR (*Taxa Richness*).

Este índice indica a saúde da comunidade, devida à sua diversidade, a qual normalmente é maior com o aumento da diversidade de habitat, aptidão e qualidade da água. O índice TR é igual ao número total de *taxa* representado dentro da amostra. A saúde da comunidade é maior, conforme o maior número de *taxa* encontrado (Plafkin, *et al.*, 1989).

1.10 – Índice SCR/F-C (*Ratio of Scraper and Filtering Collector Functional Feeding Groups*).

Este índice é calculado, dividindo o número total de organismos raspadores pelo número total de filtradores coletores dentro da amostra, independente de taxonomia, desde que algumas famílias possam representar os grupos funcionais. Quando comparado com local de referência, mudanças na dominância de um grupo funcional particular correspondem à abundância de um tipo particular de alimento, que reflete o tipo específico do impacto na comunidade (Plafkin, *et al.*, 1989).

1.11 – Índice EPT (*Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera*).

O índice mostra a riqueza dentro dos grupos de insetos, que são considerados os mais sensíveis à poluição e, portanto, poderia aumentar com o aumento na qualidade da água. Inicialmente desenvolvido em nível de espécie, o índice também é válido em nível de família. O índice EPT é igual ao número de famílias representado dentro destas três ordens na amostra (Plafkin, *et al.*, 1989).

1.12 – Índice EPT/C – (*Ratio of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Chironomidae*).

O EPT/C é calculado, dividindo a soma total do número de organismos *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera* pelo número total de *Chironomidae*. A abundância de EPT e *Chironomidae* indica o equilíbrio da comunidade, haja vista, que EPT são considerados mais sensíveis e *Chironomidae* menos sensíveis ao estresse ambiental. A comunidade considerada em boas condições mostrará uma mesma distribuição entre os quatro grupos, enquanto comunidades com alta desproporcionalidade no número de *Chironomidae* podem indicar estresse ambiental (Plafkin, *et al.*, 1989).

1.13 – Índice ETO (*Ephemeroptera*, *Trichoptera* e *Odonata*).

O índice é igual ao número total das famílias representadas nas três ordens na amostra, ou seja, riqueza dos grupos *Ephemeroptera*, *Trichoptera* e *Odonata*, que são organismos considerados sensíveis à poluição. Este índice não tem referência, mas fornece uma comparação da abundância destes grupos dentro de um estudo espaço-temporal (OHIO EPA, 1998).

1.14 – Índice %DF (*Percent Contribution of Dominant Family*).

Este índice é igual à percentagem da família numericamente dominante, com relação ao número total de organismos da amostra. O índice indica o presente estado da comunidade, pelo nível de equilíbrio das famílias. Por exemplo: a comunidade dominada por poucas famílias deveria ter alto valor de %DF, dessa forma, a comunidade está sob influência de estresse ambiental (Plafkin, *et al.*, 1989).

1.15 – O índice CLI (*Community Loss Index*).

O índice mede a taxa de perda de bentos em um local de estudo, com relação ao local de referência. O ranque de valores vai de 0 a infinito e aumenta com o grau de dissimilaridade entre os locais. CLI é calculado com a seguinte fórmula:

$$CLI = \frac{d - a}{e}$$

Onde, a – número de *taxa* comum em ambos os locais; d – número de *taxa* presente no local de referência; e – número total de *taxa* presente no local de estudo.

CLI é calculado, comparando o número total de *taxa* presente no local de estudo (e), pelo número total de cada local de referência (d). Isto é dado na contagem para a variação que ocorre sob condições naturais (Plafkin, *et al.*, 1989).

1.16 – Índice *Shredders*/total (*Ratio of Shredder Functional Feeding Group and Total Number of Individuals Collected – CPOM Sample*).

O índice é baseado no conceito de grupos funcionais. É a abundância de Fragmentadores com relação a outros grupos funcionais, que permite a avaliação da deterioração como um indicador da CPOM-*Coarse Particulate Orgânica Manter* (Matéria orgânica particulada grossa), com base na comunidade de fragmentadores. Estes organismos são sensíveis aos impactos na zona de mata ciliar e particularmente bons indicadores de efeitos de toxicidade, quando a COPM absorve as substâncias, ou a comunidade de micróbios presentes na COPM as absorvem, ou ainda, quando as substâncias tóxicas são absorvidas diretamente pelos fragmentados.

O foco da abordagem é uma comparação da comunidade de referência que deveria razoavelmente representar os fragmentadores como ditadores de sazonalidade regional e clima. Isto permite exames de fragmentadores com relação à abundância de coletores como indicador de toxicidade (Plafkin, *et al.*, 1989).

1.17 – Índice PMA (*Percent Model Affinity*).

O índice é usado para comparar quão similar é o local de estudo com relação ao modelo de comunidade não impactada e é baseado na abundância dos sete maiores grupos de macroinvertebrados, medindo o efeito de poluentes na comunidade.

Em rápida amostragem, o modelo de comunidade não impactada consiste em: 40% de Ephemeroptera; 5% de Plecoptera; 10% de Trichoptera; 10% de Coleoptera; 20% de Chironomidae, 5% de Oligochaeta e 10% de outros grupos. A percentagem de contribuição para cada um dos sete grupos em cada local de estudo é determinado e comparado com a comunidade modelo. O PMA é calculado, somando o menor dos dois valores (amostra e modelo) por cada local de estudo e, dessa forma, é usado para avaliar a qualidade (Novak & Bode, 1992).

2 – Objetivos.

Desenvolver um índice multimétrico de qualidade da água utilizando os macroinvertebrados bentônicos encontrados nos dez pontos durante as treze coletas.

3 – Metodologia de construção do índice multimétrico de integridade biológica.

A metodologia escolhida para a criação do índice biológico para este trabalho foi a das métricas. A escolha deu-se em razão do pouco tempo de coleta, somente 02 anos, para se determinar as tolerâncias dos organismos e, então, poder haver aplicação dos modelos de índice como o BMWP e o FBI, os quais, depois de construídos poderiam ser aplicados por “leigos” (exigir-se-ia apenas utilização de chaves taxonômicas). Este tipo de índice não depende de resultados estatísticos, haja vista, que depois de constituído, não há mais aplicação de estatísticas para a determinação de qualidade ambiental da água. Estes modelos trabalham com numeração atribuída a cada família, conforme explicado anteriormente (ver item 1.1).

A não opção por modelos preditivos do tipo RIVPACS e AusRiVas deveu-se à dificuldade de aplicação, devido a pouca quantidade de pontos de referências. O protocolo de diversidade de *habitat* adaptado identificou somente 3 pontos naturais e 01 ponto próximo ao natural. Além disso, devido às duas bacias estarem em perímetro urbano e, portanto, os pontos passíveis de serem utilizados como referências, apesar de estarem dentro de Unidades de Conservação, estão estabelecidos dentro deste perímetro. Dessa forma, impactos indiretos e até diretos por atividades dentro das reservas poderiam afetar os dados, não sendo possível caracterizá-los como prístinos.

O conceito de ambientes referências já vem causando controvérsia, pois estes locais subentendem locais prístinos (Stoddardi, *et al.*, 2005, citado por Oliveira *et al.*, 2008). Por ser difícil delimitar estes locais, sugere-se a troca por local minimamente impactado, local de condição de referência de integridade biológica, ou condição de menor impacto. Segundo

Oliveira *et al.* (2008) que concorda com esta subdivisão, ela auxiliaria para áreas onde a condição natural, ou perto do natural não existam, tendo que ser o conceito de referência relativizado. Isso é plenamente aplicável ao ambiente urbano.

A construção do índice seguiu a seguinte metodologia:

1 – foi realizada a classificação das áreas de referências, por meio do protocolo de diversidade de *habitat* adaptado, sendo caracterizados os locais diretamente pelas informações baseadas em um questionário, como sugere o protocolo e, a confirmação, com base em outros dados físicos, químicos, bacteriológicos e das comunidades de macroinvertebrados. Embora o protocolo tenha identificado 3 pontos como naturais, os demais dados, físicos, químicos, bacteriológicos e das comunidades apresentaram o Ponto 6 (córrego Desbarrancado) como impactado. Por este motivo, foram selecionados somente os pontos 1 e 2, respectivamente, córregos Segredo 1 e 2 como referências, em virtude do protocolo e todos os dados permitirem esta classificação. Esta determinação aprofundada dos locais deve-se ao fato dos pontos estarem em perímetro urbano, mesmo os existentes dentro das Unidades de Conservação, haja vista a possibilidade de impactos indiretos poderem afetá-los, o que foi confirmado com relação ao ponto 6.

2 – A lista dos *taxa* deu-se ao nível de família. A partir da identificação neste nível taxonômico foi realizada a seleção das métricas. Segundo Oliveira *et al.* (2008), para uma métrica ser útil ela precisa ser ecologicamente relevante para o grupo estudado, ser sensível ao estresse e responder com distinção entre impacto e variação natural.

3 – As métricas foram testadas, sendo excluídas as que não permitiam diferenciar os ambientes e mantidas as que diferenciaram as áreas de referências das áreas testes.

4 – As métricas redundantes foram excluídas.

5 – Fez-se a definição da pontuação das métricas e, por último, uniu-se tudo em um único índice multimétrico.

A capacidade discriminante dos locais de cada métrica foi realizada por meio de gráficos *box-plot* (Oliveira *et al.*, 2008; Fernandes, 2007), utilizando o programa *Past* (livre) (Hammer *et al.*, 2001). Solimini *et al.* (2008) utilizaram quatro características para avaliar cada métrica. Força discriminatória, que é a capacidade da métrica em diferenciar locais de referência dos locais testes; escopo relativo da degradação, que é a indicação da variabilidade inerente a uma dada métrica, porque elas podem variar muito, mesmo em locais de

referências que são improváveis de serem efetivos para a avaliação e; relação com os estressores e redundância.

Neste estudo, isto foi quantificado pelo cálculo do Coeficiente Interquartil (a distância entre os Quartis 25% e 75%, dividida pelas distâncias entre o Quartil 25% e o valor mínimo da métrica, ou Quartil 75% e o valor máximo da métrica). Valores de 1 ou mais, indicam uma variabilidade excessiva. Não é possível calcular o Coeficiente Interquartil, quando o Quartil 25% tem um valor de 0 ou o Quartil 75% tem um valor de 100%. A variância também foi expressa como o Coeficiente de Variância.

Possíveis correlações entre as métricas foram examinadas graficamente e com Correlação de Pearson para tentar detectar redundância entre as métricas (Figuras 5.2, 5.3 e 5.4).

Análise de Agrupamento foi aplicada a cada métrica selecionada para tentar separar os pontos em grupos (*Past Hammer et al.*, 2001). Um teste de permutação foi utilizado para testar a significância dos grupos. Nos gráficos, pontos conectados em vermelho não podem ser distinguidos significativamente (Figuras 5.5, 5.6 e 5.7).

Os valores das métricas não podem ser aplicados diretamente em um índice, por diferirem nas amplitudes de seus valores, unidades e sua relação com o gradiente de impacto. Os valores devem ser convertidos em números, para serem combinados em um único valor final no índice (Oliveira *et al.*, 2008). A delimitação dos valores passa a ser de 5, 3 e 1 (Ohio EPA, 1998). Existem dois métodos de cálculos. O método de bissecção e o método de trissecção.

Para o método de Bissecção, os valores acima do primeiro quartil (25%), para métricas que se reduzem com o impacto com relação à condição de referência, assumiriam um valor de 5. Os valores abaixo do quartil 25% para métricas (que se reduzem com o impacto com relação à condição de referência) assumiriam valores de 3 (entre o quartil 25% e 50% da distância até o menor valor possível) e 1 (entre 50% da distância até o menor valor possível). O percentil 75% é utilizado para métricas que aumentam com o valor do impacto, sendo que os valores acima dele assumiriam a menor pontuação (Southerland *et al.*, 2007; Vlek *et al.*, 2004).

Para o método de Trissecção, a distância entre o quartil 95% (para métricas que se reduzem com o impacto com relação à condição de referência) é dividida em três; assumiriam valores de 3 (entre uma e duas terças da distância entre o quartil 95% e o menor

valor possível) e 1 (entre duas terças da distância até o menor valor). Os valores acima de uma terça da distância entre o quartil 95% e o menor valor possível assumiriam um valor de 5 (Haase *et al.*, 2008; Astin, 2007).

O percentil 5% é utilizado para métricas que aumentam com o valor do impacto, sendo que os valores acima dele, assumiriam a menor pontuação. Este método de trisseção é recomendado quando não existem pontos de referências, ou existe a possibilidade de que estes pontos sejam impactados. Nesta análise, os pontos 1 e 2 foram considerados como pontos de referências. O índice final foi calculado pela média aritmética dos valores das métricas.

As métricas estabelecidas foram 14 de composição; 12 de Riqueza; 6 de tolerâncias e 8 de índices (Tabela 5.7). As métricas dos grupos funcionais não foram utilizadas, devido à identificação dos organismos não ter separado as diferentes fases de vida, como por exemplo, em insetos, larvas e adultos. A alimentação em cada fase da vida pode ser diferenciada. Alguns autores (Moya *et al.*, 2007) afirmam que estas métricas podem falhar, pois os macroinvertebrados em rios e riachos neotropicais apresentam tendências generalistas. No caso, se um distúrbio diminuir um tipo de recurso trófico, os organismos compensam utilizando outro recurso. Estes autores também abstiveram-se do uso das métricas dos grupos funcionais. Bueno *et al.* (2003) alertam para os cuidados que se devem ter para a interpretação dos grupos funcionais no Brasil, devido ao pouco conhecimento destes.

A falta de previsibilidade desta métrica faz com que, em alguns momentos, elas não possam ser utilizadas. As respostas dos grupos funcionais parecem mudar de acordo com o tamanho do rio, biogeografia e o tipo de interferência humana, sendo necessários estudos locais para sua funcionalidade (Karr, 1999). Por esta razão, a métrica foi retirada.

Tabela 5.7 – Lista das métricas utilizadas e descartadas, com o significado relacionado aos impactos ambientais (Adaptada de Oliveira *et al.*, 2008). *Os índices BMWPs, ASPTs e FBI foram referências para determinar o grau de tolerância. Seguiu-se a sequência dos padrões de tolerâncias dos índices adaptados para o Brasil (Junqueira *et al.*, 2000 e Junqueira e Campos, 1998) e quando as famílias não apareciam em nenhum destes, utilizou-se a tolerância segundo Alba-Tercedor (1996). Quando não existiam em nenhum índice, comparou-se a tolerância pela média de famílias da mesma ordem (Fishar e Williams, 2008).

Métricas	Resposta esperada à degradação Ambiental
Composição	
Abundância Total	Redução
% Oligochaeta	Aumento
% Chironomidae	Aumento
%Ephemeroptera	Redução
%Plecoptera	Redução
%Trichoptera	Redução
%Ephemeroptera/Plecoptera/Trichoptera	Redução
%Odonata	Redução
%Coleoptera	Redução
%Hemiptera	Redução
%Diptera	Aumento
%Mollusca	Aumento
%Hirudinea	Aumento
% de amostras sem organismos	Aumento
Riqueza	
Riqueza	Redução
Famílias Ephemeroptera	Redução
Famílias Plecoptera	Redução
Famílias Trichoptera	Redução
Famílias Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera	Redução
Famílias Coleoptera	Redução
Famílias Odonata	Redução
Famílias Hemiptera	Redução
Famílias Diptera	Aumento
Famílias Mollusca	Aumento
Famílias Hirudinea	Aumento
Abundância de <i>taxa</i> sem	Redução
Chiro/Oligo/Mollu/Hiru	
Tolerância	
% Famílias tolerantes	Aumento
% Famílias de média tolerância	Redução
% Famílias sensíveis	Redução
Famílias tolerantes	Aumento
Famílias de média tolerância	Redução
Famílias Sensíveis	Redução
Índices	
BMWP Junqueira et al. (2000)	Redução
BMWP Alba-Tercedor (1996)	Redução
ASPT Junqueira et al. (2000)	Redução
ASPT Alba-Tercedor (1996)	Redução
Índice FBI	Aumento
Shannon_H	Redução
Simpson_1-D	Redução
Margalef	Redução

3.1 – Justificativas das respostas das métricas aos impactos ambientais.

A abundância total de organismos tem redução, porém a abundância relativa dos organismos resistentes aos impactos aumenta, como por exemplo: a porcentagem de famílias da classe Oligochaeta, Mollusca e Hirudinea e da família Chironomidae e de outras famílias tolerantes da ordem Diptera aumenta em respostas aos impactos. Por outro lado, a proporção das famílias e número de famílias intolerantes das ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Hemiptera, Odonata e algumas famílias de Diptera menos tolerantes tendem a diminuir. Valores de tolerância representam a capacidade relativa dos organismos aquáticos sobreviverem e se reproduzirem na presença de um nível de estresse conhecido. Estes valores numéricos têm sido utilizados para calcular as tolerâncias das métricas.

Vários autores, como Metzeling *et al.* (2006a) identificaram o grupo EPT como sensíveis e ótimos indicadores de gradiente de impactos no ecossistema aquático. Em outro trabalho também na Austrália (Victoria) Metzeling *et al.* (2006b) correlacionaram o grupo EPT com locais pouco impactados. Maior distúrbio, menos EPT.

Moya *et al.* (2007); Astin (2007) na constituição de um índice multimétrico em uma bacia da Amazônia boliviana utilizaram nas métricas, grande parte dos grupos de macroinvertebrados aproveitada neste trabalho como: número, abundância e abundância relativa de EPT e abundância e abundância relativa de Chironomidae. Silveira *et al.* (2005) trabalharam especialmente métricas com EPT e Chironomidae e EPT/Chironomidae no sudoeste do Brasil.

Outros grupos diferentes de EPT e Chironomidae foram utilizados em um índice multimétrico constituído na Itália por Solimini *et al.* (2008). Embora a identificação tenha ocorrido em nível de gênero, os autores trabalharam com os grupos de Coleoptera, Plecoptera, Odonata e Mollusca.

Os índices de diversidade tendem a diminuir e os BMWPs, ASPTs e FBI, a tendência é representarem ambiente de baixa qualidade em resposta aos impactos ambientais. No caso, os BMWPs e ASPTs a pontuação diminui e, o FBI aumenta, pois este funciona de forma que, maior pontuação (0 a 10) significa pior qualidade. No caso destes índices, embora tenham sido aplicados sem nova adaptação neste trabalho, tendem a responder adequadamente, pois, embora as variações para o ambiente urbanizado pareçam ser diferentes, eles podem

diferenciar a qualidade local pela maior pontuação (ou menor no caso do FBI). Todos estes índices são utilizados em muitos trabalhos como métricas.

Sandin e Johnson (2000) utilizaram na Suécia, em teste das comunidades com relação a acidificação e eutrofização da água o BMWP e o ASPT, o número de EPT, índice de Shannon-Wiener e Simpson e mais cinco outras métricas e concluíram que eles são importantes para a avaliação da qualidade ambiental.

Neste estudo foi demonstrado que as pontuações maiores para os BMWPs e ASPTs e, menores para o FBI, estabeleceram-se nos locais menos impactados. Silveira *et al.* (2005) também trabalharam o BMWP com ASPT de Armitage (1983) no sudoeste brasileiro e mais os índices de diversidade de Shannon-Wiener e o índice Pielou Evenness e conseguiram respostas semelhantes às encontradas neste estudo. Astin (2007) trabalhou no sudoeste dos Estados Unidos o FBI como uma das métricas para constituição de um índice .

3.2 – Ecologia dos principais grupos utilizados nas métricas.

Conhecer parte da ecologia dos principais grupos utilizados nas métricas permite entender a representação das comunidades para distinguir a qualidade ambiental do ecossistema aquático. Em suma, este conhecimento dos organismos permite o entendimento das respostas apresentadas nas métricas.

O uso de índices de diversidade pode auxiliar na amostra, de que em uma área sujeita à poluição, a diversidade de organismos pode diminuir. Deve ser considerado que organismos podem desaparecer e a diversidade pode decrescer substancialmente, por razões diferentes de poluição, por exemplo, invasão de espécies exóticas e perturbações abióticas como inundação. Para tanto, é necessário ter informações sobre a biologia e a ecologia dos organismos (Navas-Pereira, 1994).

3.2.1 – Ordem Ephemeroptera.

Ecologia – os efemerópteros vivem em águas límpidas e são considerados indicadores de boa qualidade de água, embora algumas espécies resistam a certo grau de contaminação. As ninfas encontram-se normalmente aderidas às rochas, troncos, folhas e vegetação submersa e somente poucas espécies vivem em fundos lodosos ou arenosos. Suas ninfas alimentam-se de algas e tecidos de plantas aquáticas e fazem parte da dieta de algumas espécies de peixes (Pérez, 1988).

3.2.2 – Ordem Plecoptera.

Ecologia – as ninfas de plecópteros vivem em águas rápidas, bem oxigenadas, debaixo de pedras, troncos, ramos e rochas. São indicadores de águas muito limpas e oligotróficas. Segundo Callisto (2004) os plecópteros são predadores táteis, procurando ativamente suas presas através de suas sensíveis antenas.

3.2.3 – Ordem Thichoptera.

Ecologia – os tricópteros vivem em águas limpas e oxigenadas debaixo de troncos, pedras e material vegetal. Algumas espécies vivem em águas calmas e remansos de rios. São geralmente indicadores de boa qualidade de água (Pérez, 1988).

3.2.4 – Ordem Coleoptera.

Ecologia – algumas espécies de coleópteros desenvolvem todo o seu ciclo de vida na água, enquanto outras possuem somente larva e pupa aquáticas, sendo o adulto aéreo (Callisto, 2004). A maioria dos coleópteros aquáticos vive em águas continentais lólicas e lênticas. Vivem em troncos e folhas em decomposição e em pedras e vegetação aquática superficial ou submersa.

A presença maior é em águas limpas, correntes fortes e com alto teor de oxigênio dissolvido e temperaturas médias. Em ambientes lênticos encharcados a temperatura pode ser baixa, média ou muito alta. Alguns podem abandonar o ambiente aquático dependendo da hora do dia. Um exemplo é a família Elmidae que pela manhã pode ser encontrada em rochas ou troncos às margens dos rios. Os coleópteros apresentam nível trófico que vai desde o segundo até o quinto nível de redes alimentícias aquáticas, ou seja, herbívoros, carnívoros e detritívoros (Pérez, 1988).

3.2.5 – Ordem Hemiptera.

Ecologia – os hemípteros são predadores de outros insetos aquáticos e terrestres, sendo que as espécies maiores podem alimentar-se de pequenos peixes. Vivem em remansos de rios, lagos e pântanos e poucos resistem a correntes fortes. Algumas espécies resistem a certo grau de salinidade e a temperaturas termais (Perez, 1988). Segundo Callisto (2004) algumas espécies são bentônicas, vivendo no sedimento, algumas vivem na interface água-ar, enquanto que outras vivem sobre a lâmina d'água, devido à presença de pêlos hidrofóbicos.

Na Serra do Cipó-Minas Gerais, espécimes do gênero *Limnocois* exibem mimetismo com o girino da espécie *Hyla* (Hylidae).

3.2.6 – Ordem Odonata.

Ecologia – os odonatas vivem em águas limpas ou ligeiramente eutrofizadas, em poços, pântanos, margens de lagos e águas correntes pouco profundas, com presença de vegetação submersa ou superficial (Pérez, 1988).

3.2.7 – Ordem Diptera.

Ecologia – os dípteros vivem em *habitats* variados lóticos e lênticos, em troncos em brácteas de plantas etc. O hábito alimentar também é variado: alguns são herbívoros e outros são carnívoros. Os dípteros possuem famílias representantes de águas limpas como Simuliidae e contaminadas como Tipulidae e Chironomidae (Pérez, 1988).

3.2.8 – Classe Oligochaeta.

Ecologia – a maioria dos oligoquetos vive em águas eutrofizadas com fundo abundante em detritos. Os tubificídeos podem viver a vários metros de profundidade, onde o oxigênio é escasso. A família Enchytraeidae habita águas doces, salobras e ambientes terrestres. Os oligoquetos são indicadores de contaminação. Em experiências laboratoriais, o gênero *Tubifex* pode resistir até 120 dias em condições anaeróbicas. A família Haplotaxidae é considerada a mais primitiva (Pérez, 1988).

3.2.9 – Classe Hirudinea.

Ecologia - os hirudíneos vivem em ambientes lênticos, sobre troncos, rochas, plantas e resíduos vegetais e toleram baixas concentrações de oxigênio. Podem ser encontrados em grande número, em locais com abundância de matéria orgânica em decomposição. São indicadores de ambientes contaminados (Pérez, 1988).

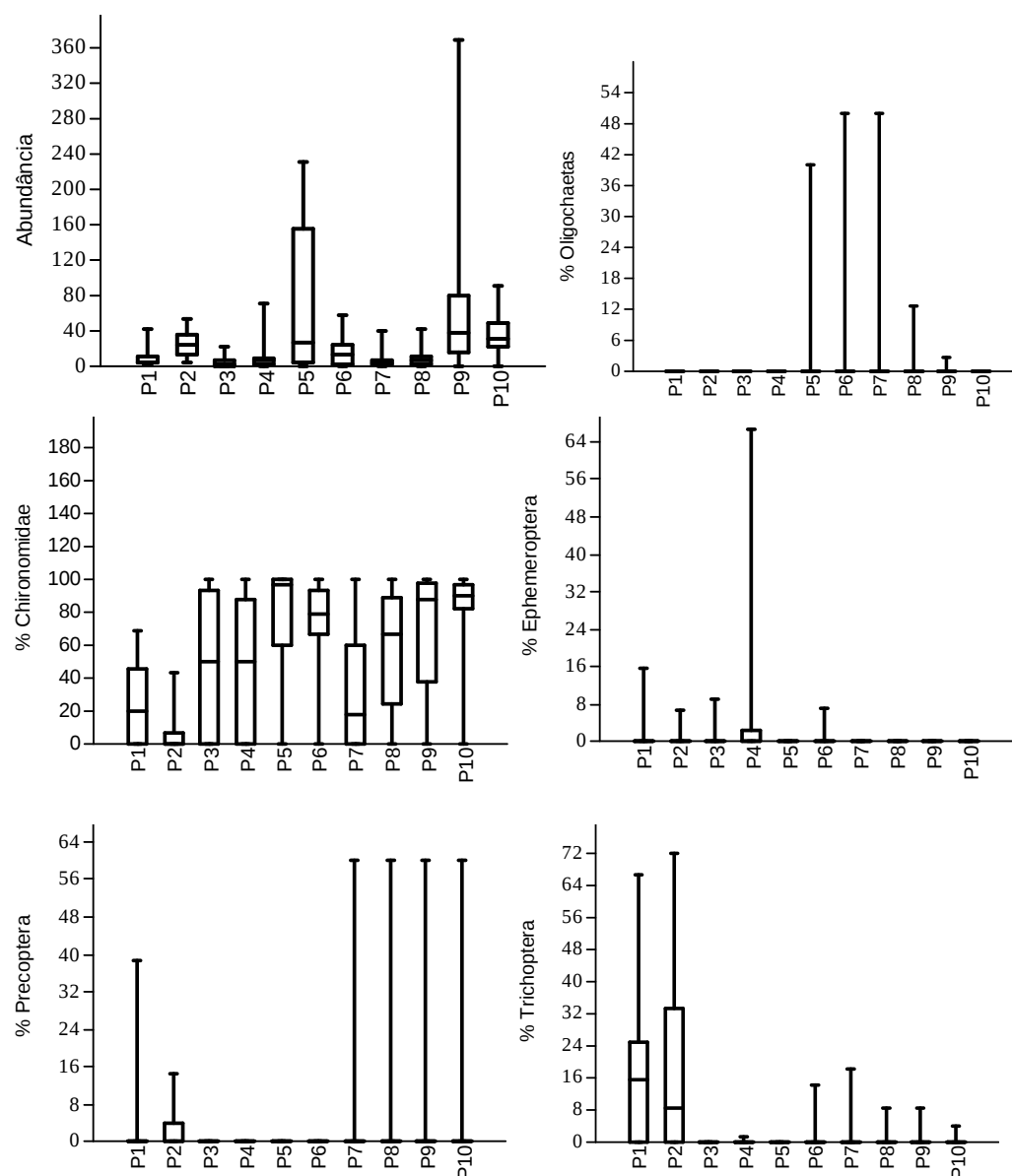
3.2.10 – Phylum Mollusca. (Classes Gastropoda e Bivalve)

Ecologia da Classe Gastropoda – os gastrópodos vivem em ambientes de águas salinas, principalmente ricas em carbonato de cálcio, essencial para a formação da concha. São geralmente considerados indicadores de águas duras e alcalinas. A maior parte requer altas concentrações de oxigênio, mas alguns podem resistir a ambiente com presença de restos orgânicos (Pérez, 1988).

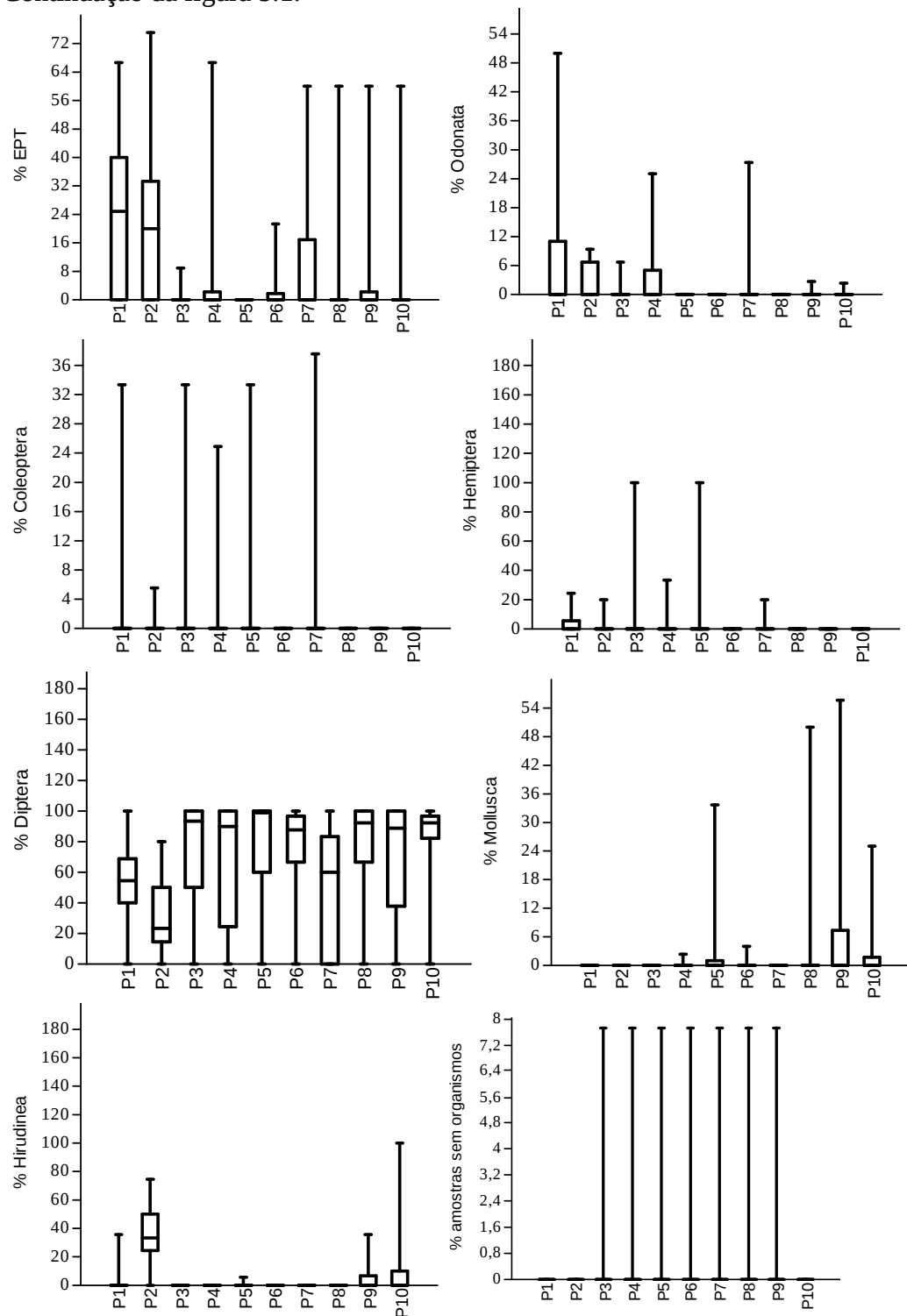
Ecologia da Classe Bivalve – os bivalves são de água doce, lótic e lênticas, sendo abundantes neste último ambiente. É comum encontrá-los enterrados nos substratos ou fixados na vegetação aquática. São mais abundantes em águas alcalinas, normalmente com pH acima de neutro (7), principalmente em águas duras, abundantes em carbonato e são indicadores de águas alcalinas e duras.

4 – Resultados e discussões das métricas.

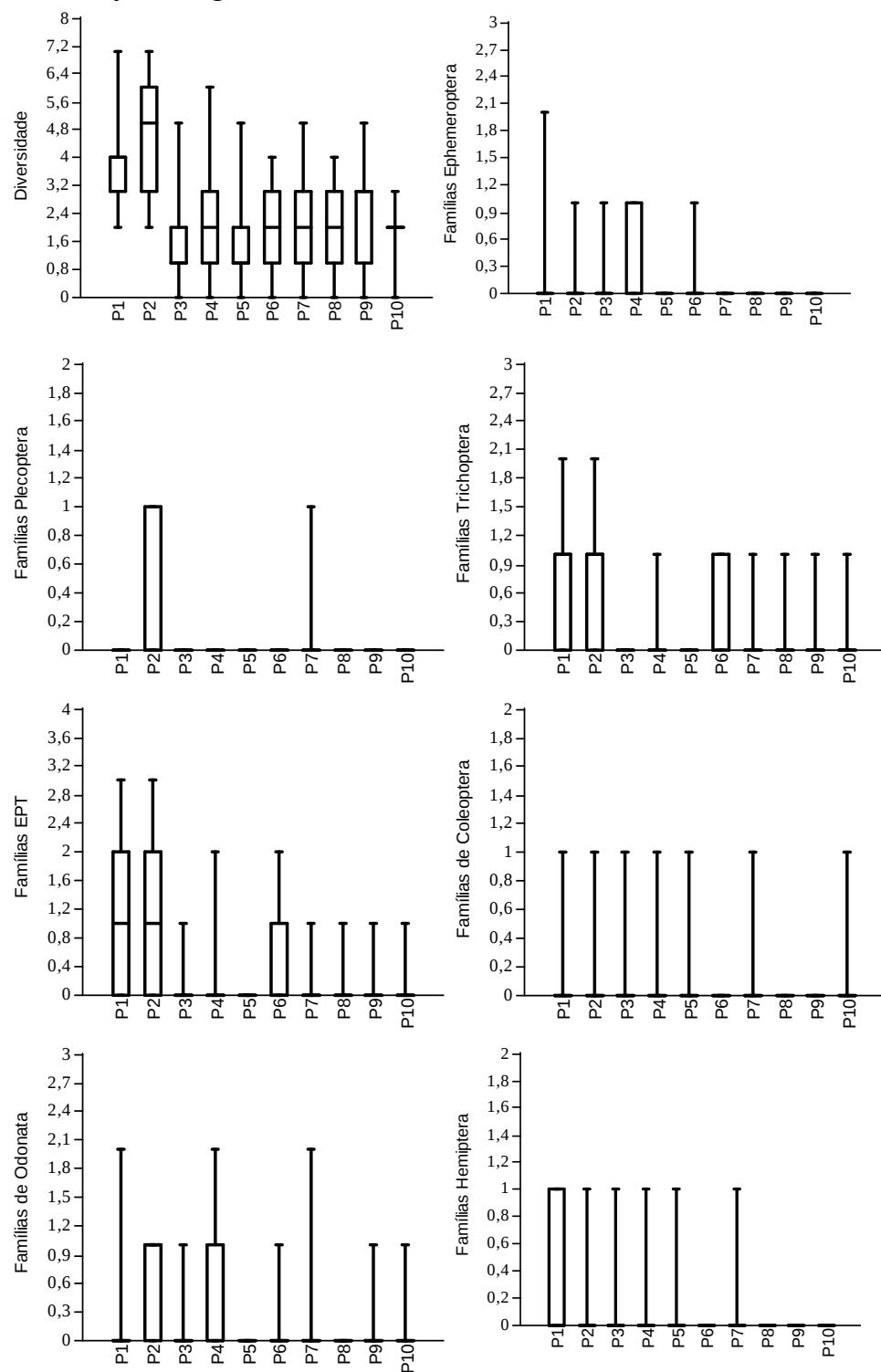
Os resultados das métricas foram apresentados em gráficos *box-plot* (Meltzeling *et al.*, 2006a) (Figura 5.1).



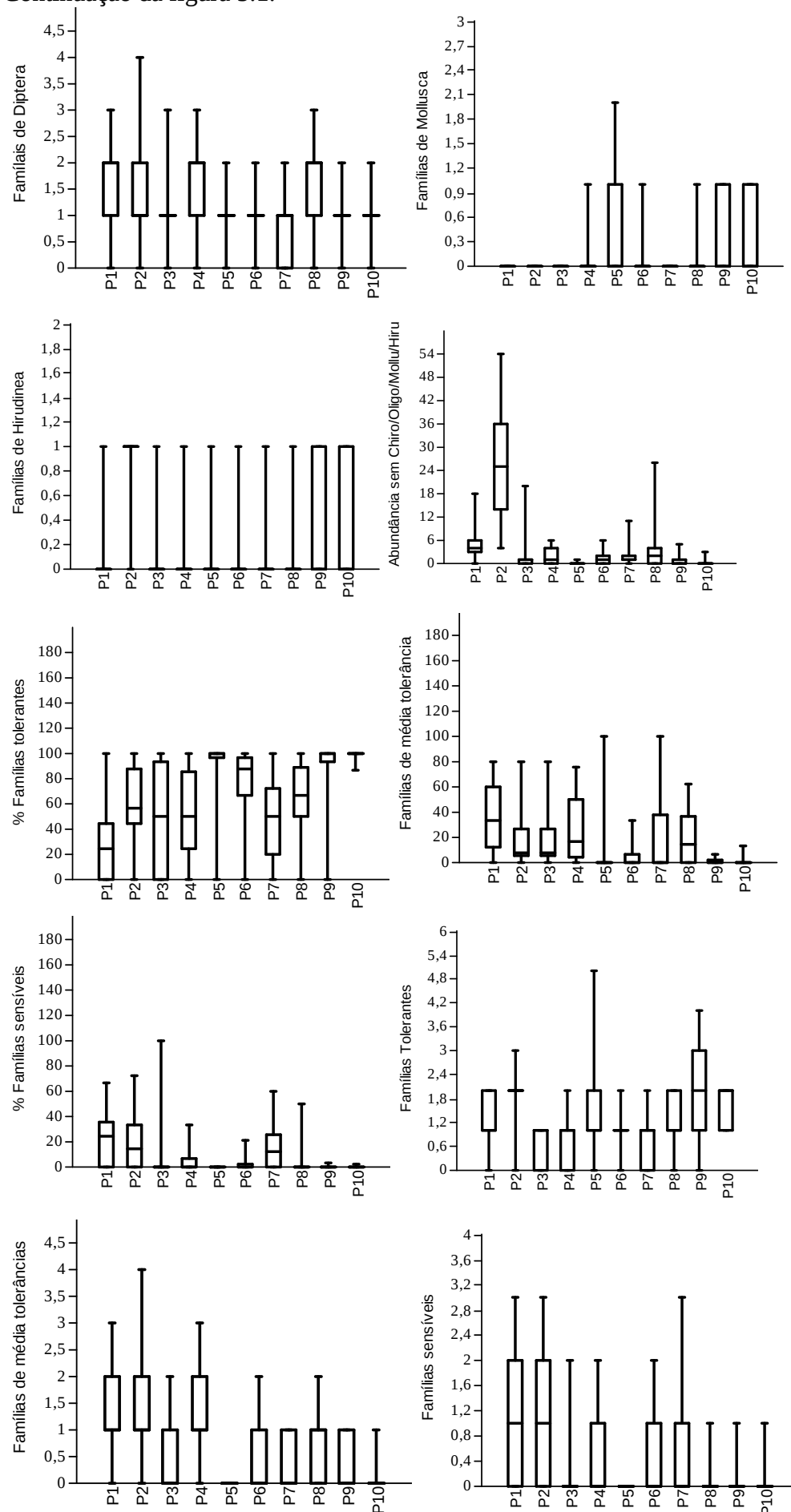
Continuação da figura 5.1.



Continuação da figura 5.1.



Continuação da figura 5.1.



Continuação da figura 5.1.

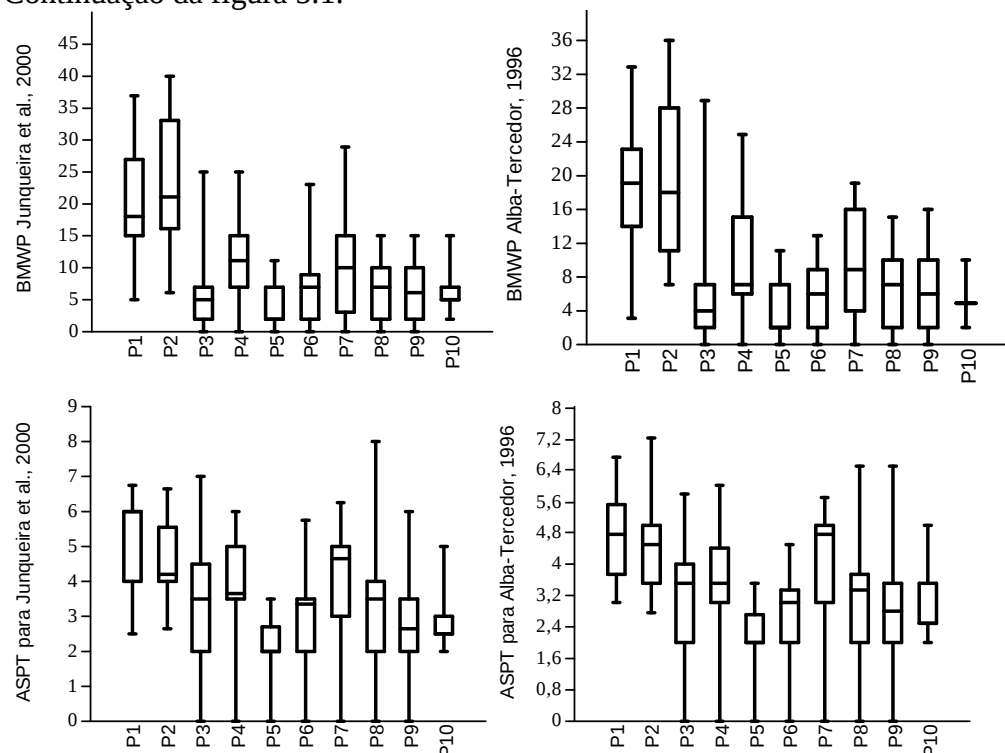


Figura 5.1 - Gráficos “Box-plot” de todas as métricas analisadas.

Não foram incluídas as métricas em que não foi possível calcular o Coeficiente Interquartil (quando o Interquartil 25% tem um valor de 0, para métrica com valores que aumentam com o impacto), ou o Interquartil 75%, um valor de 100% (para métrica com valores diminuindo com o impacto) (Tabela 5.8).

Tabela 5.8 - Valores do Coeficiente Interquartil das métricas, para os dois pontos de referências (pontos 1 e 2).

Métricas	Ponto 1	Ponto 2
Abundância de taxa sem Chironomidae/Oligochaeta/Mollusca e Hirudinea	0,5	0,5
% Famílias Tolerantes	0,8	3,4
Abundância	2,0	1,6
% Diptera	0,9	0,7
% Hirudínea	0,0	0,5
Riqueza (Diversidade)	0,3	1,0
Famílias Diptera	1,0	1,0
BMWP Junqueira <i>et al.</i> , 2000	0,8	1,1
BMWP Alba-Tercedor, 1996	0,6	1,5
ASPT Junqueira <i>et al.</i> , 2000	0,5	0,4
ASPT Alba-Tercedor, 1996	0,5	0,4
FBI	0,4	0,4
Diversidade de Shannon-Wiener (H)	0,3	0,6
Dominância de Simpson 1-D	0,7	0,7
Margalef	0,5	1,4

O exame dos gráficos da figura 5.1 e da tabela 5.8 permite a identificação das métricas com potencial de uso (isto é, métricas com medianas e variâncias semelhantes nos pontos de referências (pontos 1 e 2) e com aparentes diferenças em relação aos pontos de testes): % Chironomidae, % e famílias de Trichoptera, % e famílias de EPT, % e famílias de Diptera, Abundância de *Taxa* sem Chironomidae/Oligochaeta/Mollusca/Hirudinea, Riqueza (Diversidade), BMWP (ambos), ASPT (ambos), FBI, Diversidade de Shannon-Wiener, Dominância de Simpson (1-D) e Diversidade de Margalef. Houve uma diferença significativa somente nos valores de % Diptera, comparando os pontos 1 e 2 (Wilcoxon Rank Sum Test $z = 2,433$, $p = 0,015$), bem como valores de Coeficiente de Variação altos (Tabela 5.9), assim, o uso desta métrica foi descartado.

Ainda do conjunto das métricas trabalhadas, a métrica de Abundância de *Taxa* sem Chironomidae/Oligochaeta/Mollusca/Hirudinea, a do índice ASPT (ambos), do FBI, a de Diversidade de Shannon-Wiener, e a de Dominância de Simpson (1-D) tiveram valores do Coeficiente Interquartil menor que 1, e assim variabilidade aceitável. Porém, a métrica, Abundância de *Taxa* sem Chironomidae/Oligochaeta/Mollusca/Hirudinea foi eliminada, pois houve um ou mais valores de 0 e valores de Coeficiente de Variação muito alto (Tabela 5.9).

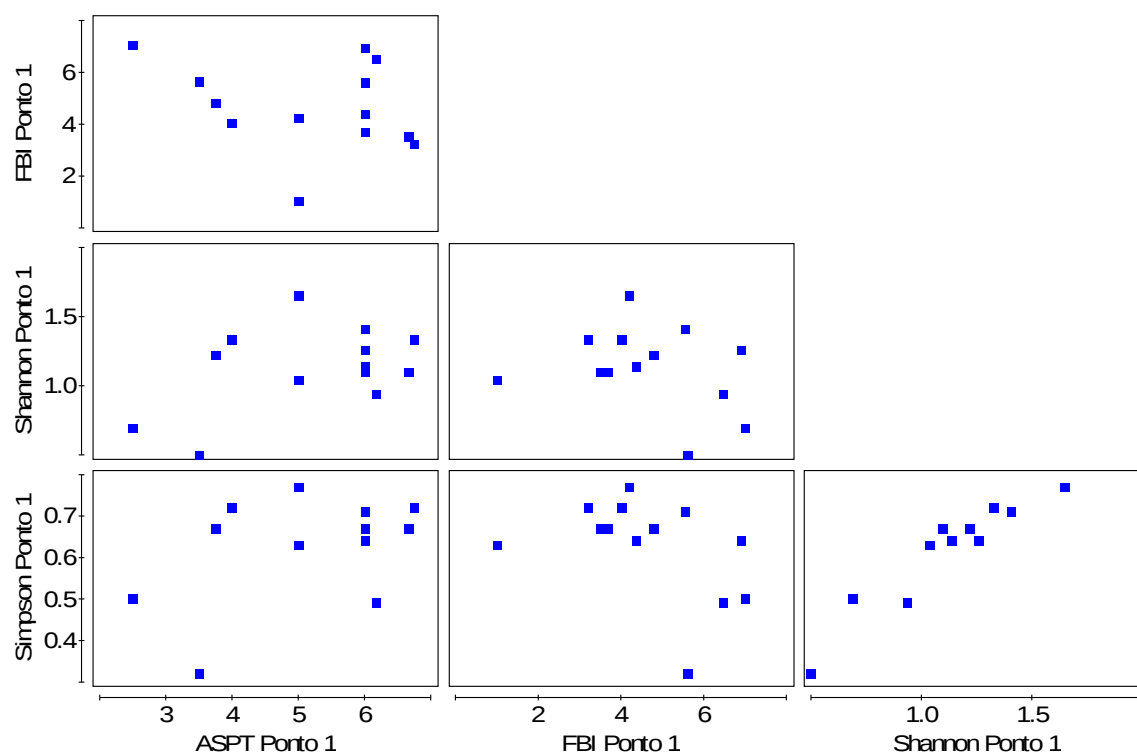
Como não houve diferenças de desempenho (menor variabilidade, maior diferença entre pontos de referências e os outros pontos) entre as métricas das versões dos índices biológicos de Junqueira *et al.* (2000) e de Alba-Tercedor (1996), a do último índice (desenvolvido na Espanha) foi eliminada para evitar redundância.

As figuras 5.2, 5.3 e 5.4 mostram as correlações entre as métricas ASPT (Junqueira *et al.* 2000), FBI, Diversidade de Shannon-Wiener, e Dominância de Simpson (1-D) para os dois pontos de referências e para as medianas temporais dos pontos de teste. Houve uma alta correlação entre os valores dos índices de Shannon-Wiener e Simpson em ambos os pontos de referência, bem como nos pontos de testes. Assim, o Índice de Simpson foi eliminado, para evitar redundância. Na tabela 5.9 foram expostos os valores de Coeficiente de Variação para seis métricas calculadas para os pontos de referências (córregos Segredo 1 e 2).

A utilização das métricas é bastante sistemática para ter validade. Neste estudo de 40, apenas 3 métricas foram utilizadas. Isso é comum em muitos trabalhos Solimini *et al.* (2008) na Itália, de 32 métricas testadas, apenas 7 foram utilizadas. Astin (2007) na constituição de um índice no Estado de Maryland (USA) testaram 62 métricas e utilizaram apenas 7. Vlek *et al.* (2004), na criação de um índice multimétrico (IBI) testaram 100 métricas e utilizaram apenas 11.

Tabela 5.9 - Valores de Coeficiente de Variação para 6 métricas nos 2 pontos de referências.

<i>Métricas</i>	<i>Ponto 1</i>	<i>Ponto 2</i>
% Diptera	59	80
Taxa sem Chironomidae/Oligochaeta/Mollusca/Hirudínea	50	67
ASPT (Junqueira et al)	26	27
ASPT (Alba-Tercedor)	27	30
FBI	36	33
Shannon-Wiener	27	34
Simpson	20	26



-0.26513
0.449887 -0.27744
0.432761 -0.44333 0.932989

Figura 5.2 - Correlações entre as métricas para o ponto de referência 1.

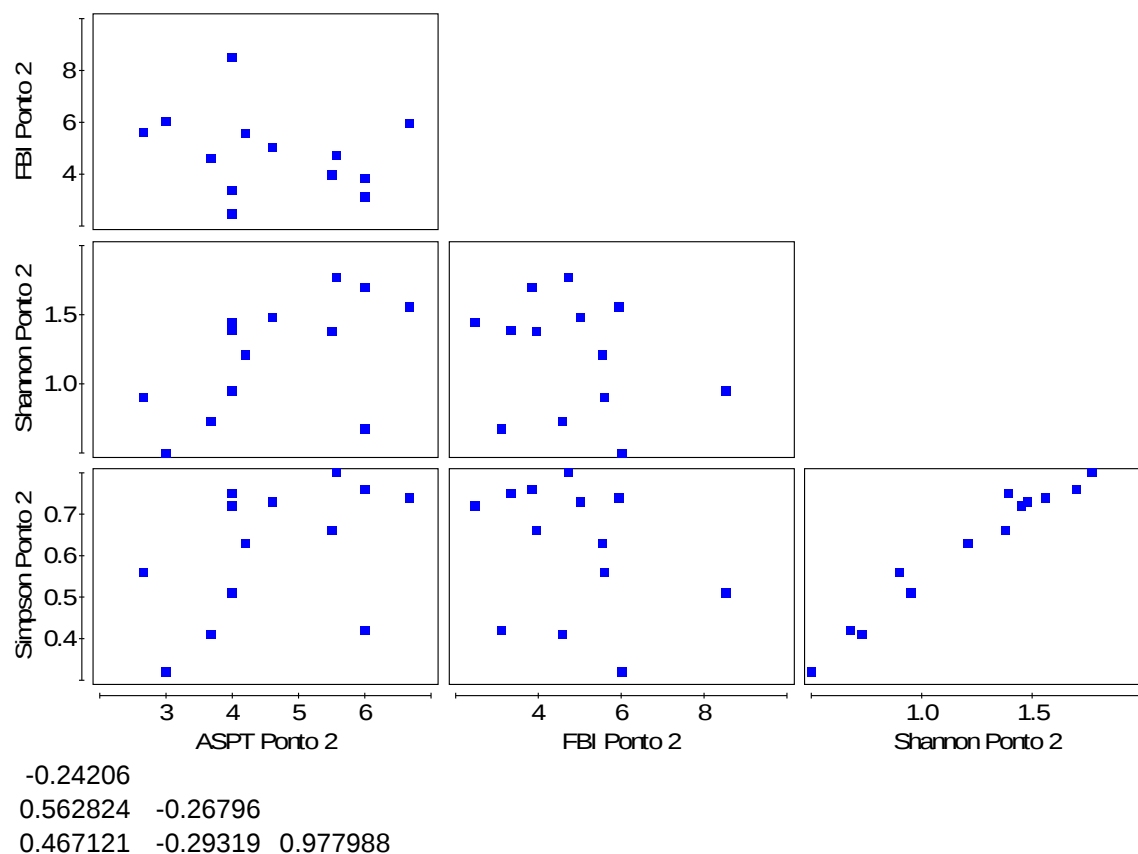


Figura 5.3 - Correlações entre as métricas para o ponto de referência 2.

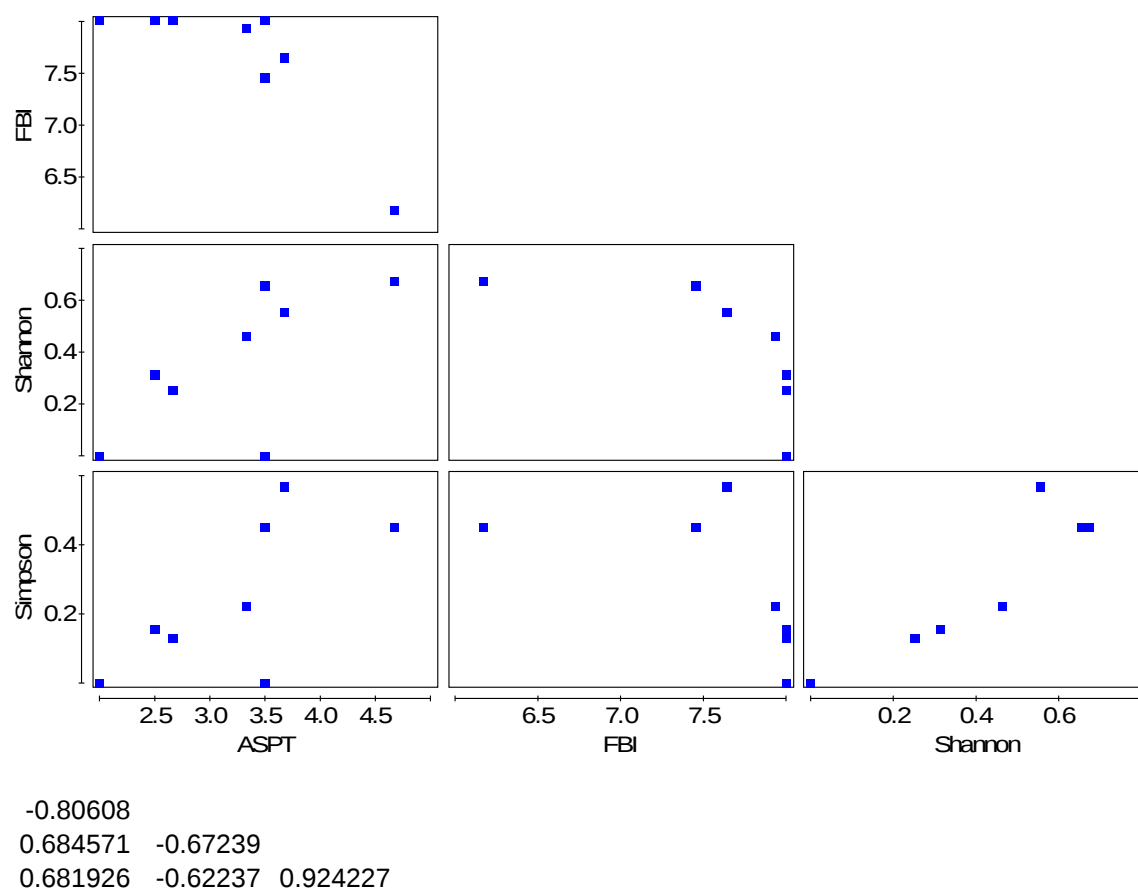


Figura 5.4 - Correlações entre as métricas para os 8 pontos de teste.

As análises de agrupamento mostraram que as três métricas separaram os pontos de referências dos pontos de teste (Figuras 5.5, 5.6 e 5.7). Porém, a separação usando o ASPT não foi significativa, quando feito o teste de permutação. É interessante notar que o ponto 7 foi identificado como diferente dos outros pontos de teste. Isso mostra efetividade na aplicação do protocolo de diversidade de *habitat* adaptado, que identificou o ponto como próximo ao natural.

As demais análises realizadas nos dados físicos, químicos, bacteriológicos e nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos, no capítulo anterior, também mostraram o ponto 7 (córrego Joaquim Português) mais próximo dos pontos escolhidos como referências.

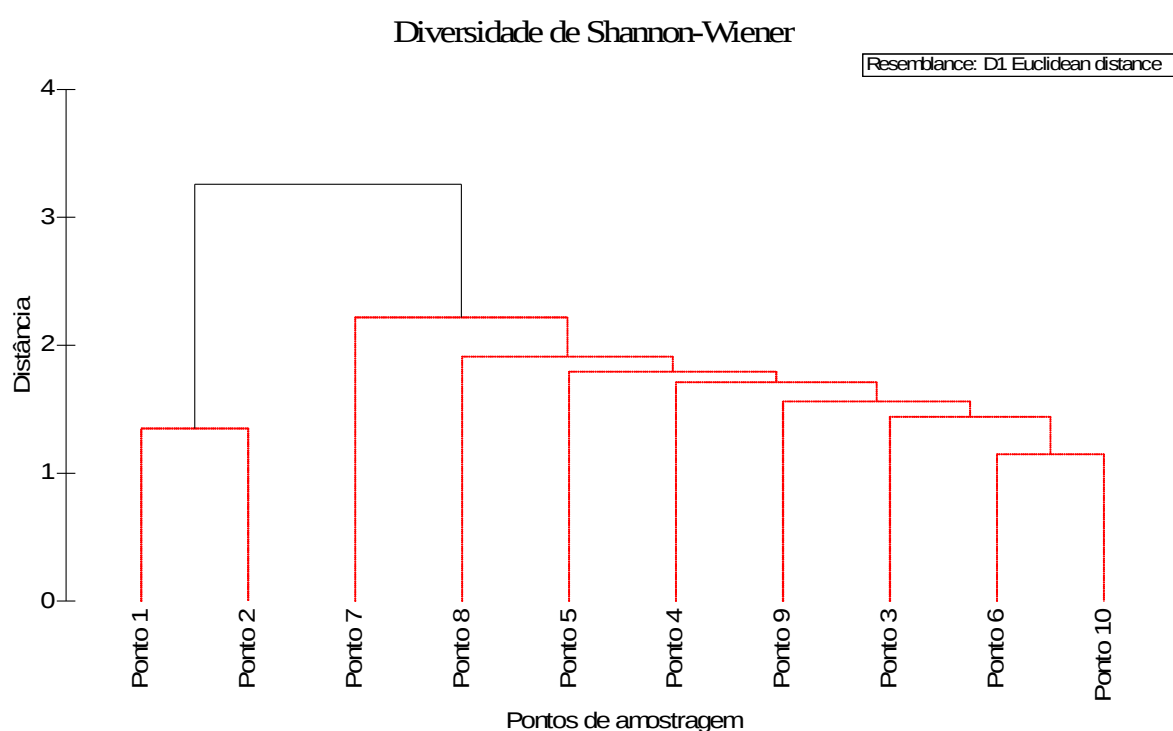


Figura 5.5 - Análise de agrupamento da métrica do índice de Diversidade de Shannon-Wiener

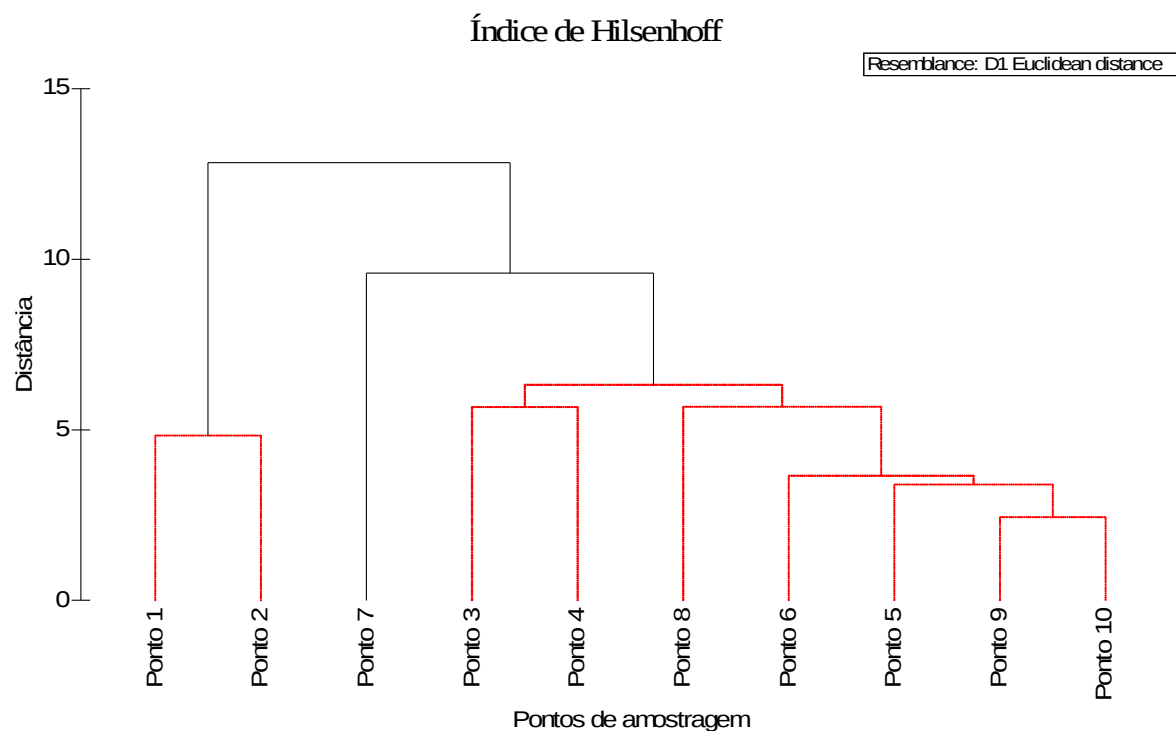


Figura 5.6 - Análise de agrupamento da métrica do índice de Hilsenhoff (FBI).

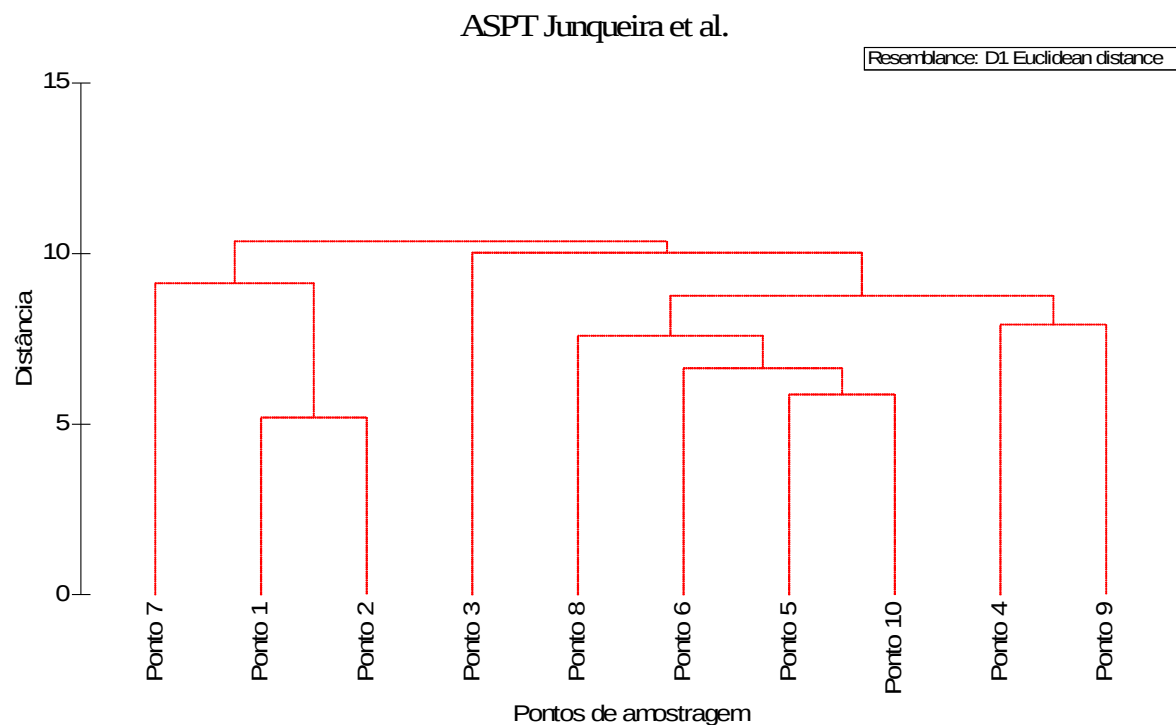


Figura 5.7 - Análise de agrupamento da métrica do índice ASPT (Junqueira *et al.*, 2000).

Mudanças temporais nos valores das métricas são mostradas nas figures 5.8, 5.9 e 5.10. Geralmente, não houve padrões sazonais, como, por exemplo, maiores valores em determinadas épocas. Os valores dos dois pontos de referências variam juntos, apesar de apresentarem certa variabilidade.

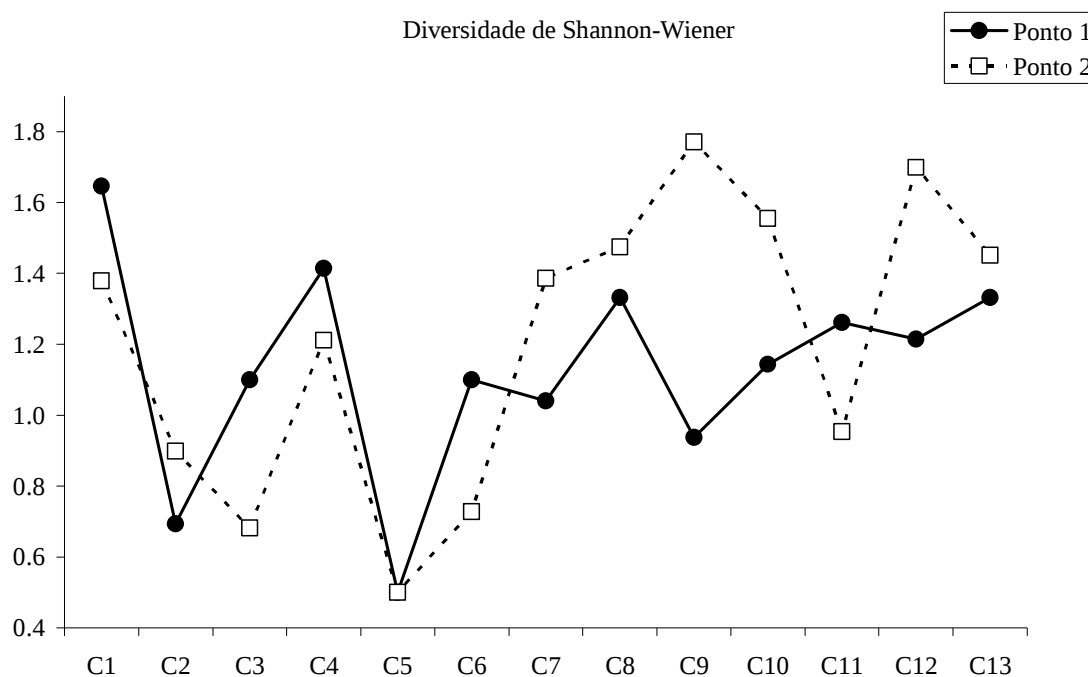


Figura 5.8 - Mudanças temporais nos valores da métrica do índice de Diversidade de Shannon-Wiener.

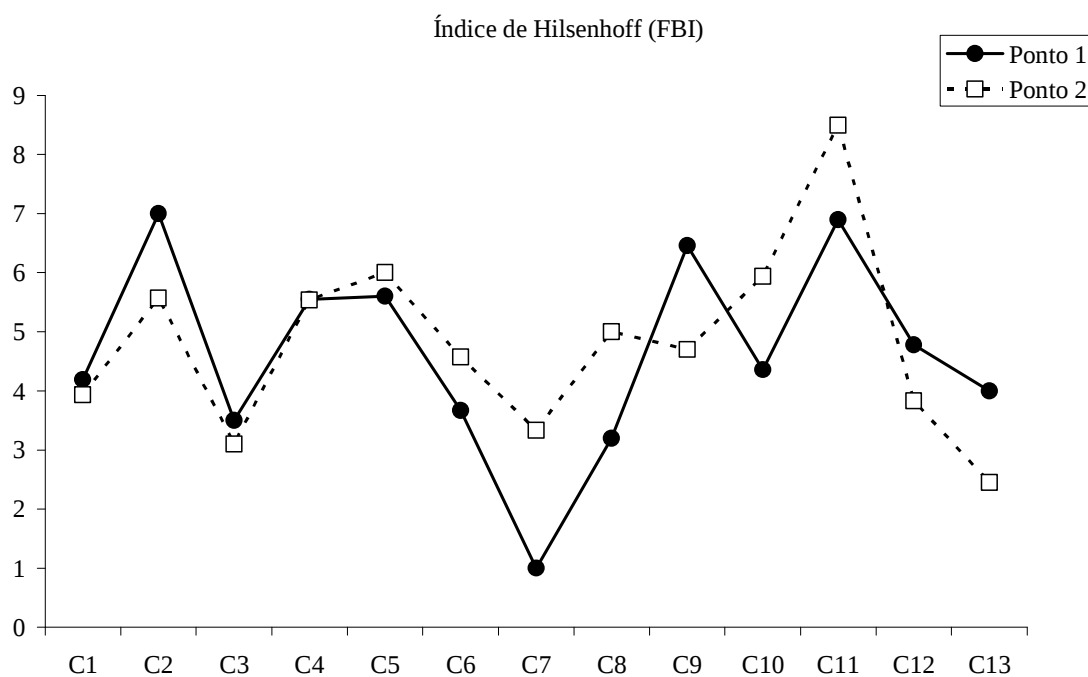


Figura 5.9 - Mudanças temporais nos valores do Índice de Hilsenhoff (FBI).

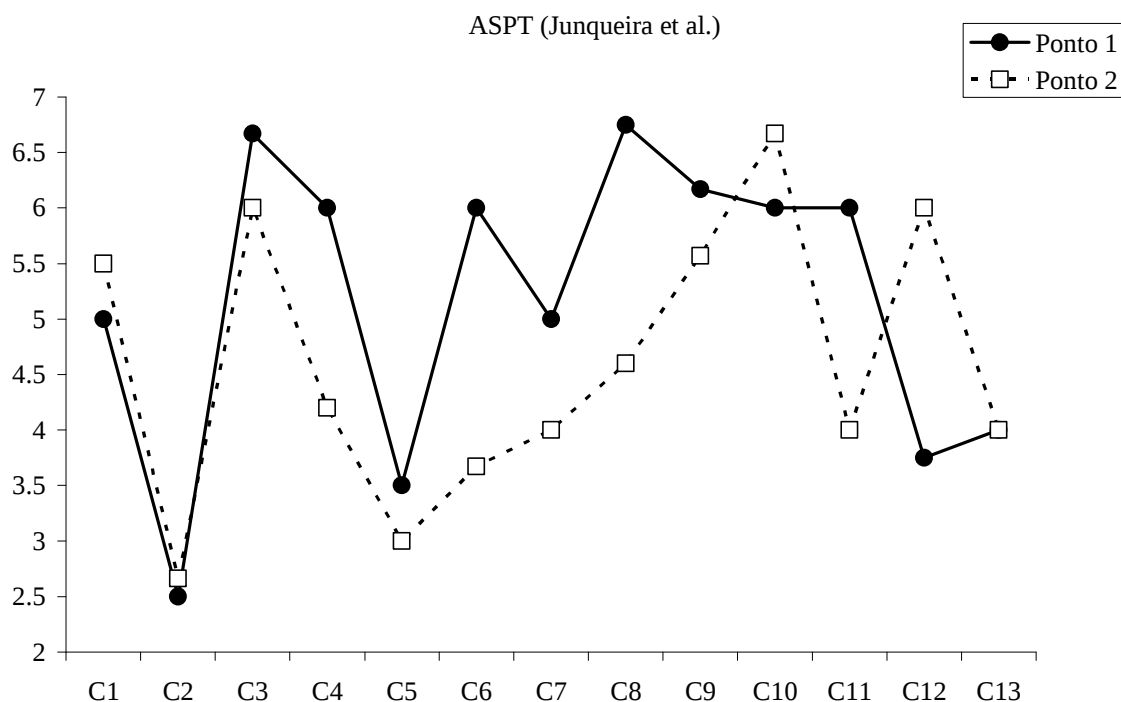


Figura 5.10 - Mudanças temporais nos valores da métrica do índice ASPT (Junqueira *et al.*, 2000).

Nas tabelas 5.10 e 5.11 são listados os valores usados para o cálculo do Índice Final, e a relação entre a pontuação e a qualidade ecológica do ambiente, respectivamente. Como três métricas foram consideradas, o valor máximo do índice é de 15 pontos.

Tabela 5.10 - Valores médios do 25% quartil e o valor médio da distância do 25% ou 75% quartil e o valor mínimo ou máximo da métrica (neste caso, 25% e 0, respectivamente, para o ASPT e Diversidade de Shannon-Wiener e 75% e 10 para o FBI) dos dois pontos de referência para cálculo do Índice Final, usando o método de Bissecção.

	ASPT	FBI	Shannon- Wiener
25% quartil	4,50	5,58	0,91
0,5 do 25% quartil	2,25	7,79	0,46

Tabela 5.11 - Valores médios do 95% quartil e os valores médios da distância do 95% ou 5% Quartis e o valor mínimo ou máximo da métrica (neste caso, 95% e 0, respectivamente, para o ASPT e Diversidade de Shannon-Wiener, e 5% e 10 para o FBI) dos dois pontos de referência para o cálculo do Índice Final, usando o método de Trissecção.

	ASPT	FBI	Shannon-Wiener
95% quartil	6,3	2,2	1,5
0,67 do 95% quartil	4,2	4,8	1,0
0,33 do 95% quartil	2,1	7,4	0,5

Foram trabalhadas cinco classes de significância (tabela 5.12). Vlek *et al.* (2004) também utilizaram 5 classes de qualidade: excelente, boa, moderada, pobre e ruim. Herlihy *et al.* (2005) utilizaram 04 classes em um índice multimétrico construído em Oregon nos Estados Unidos; sem impacto, moderado impacto, médio impacto e severamente impactado. Para segurança da aplicação deste índice, sugere-se que, quando os resultados ficarem entre os números divisores de classes (3, 6, 9, 12), seja repetida a amostragem.

Tabela 5.12 – Relação entre o Índice Final e a qualidade ambiental.

Índice	Qualidade Ambiental
0-3	Péssima
>3-6	Ruim
>6-9	Regular
>9-12	Boa
>12-15	Excelente

Na Figura 5.11 são apresentados os valores do Índice Final calculados para cada data de coleta nos dois pontos de referências, para os dois métodos de cálculo (bissecção e trissecção). Os valores geralmente indicaram uma qualidade excelente. Em alguns casos, os valores calculados pelo método de trissecção indicaram uma pior qualidade; porém, não houve grandes diferenças entre os dois métodos.

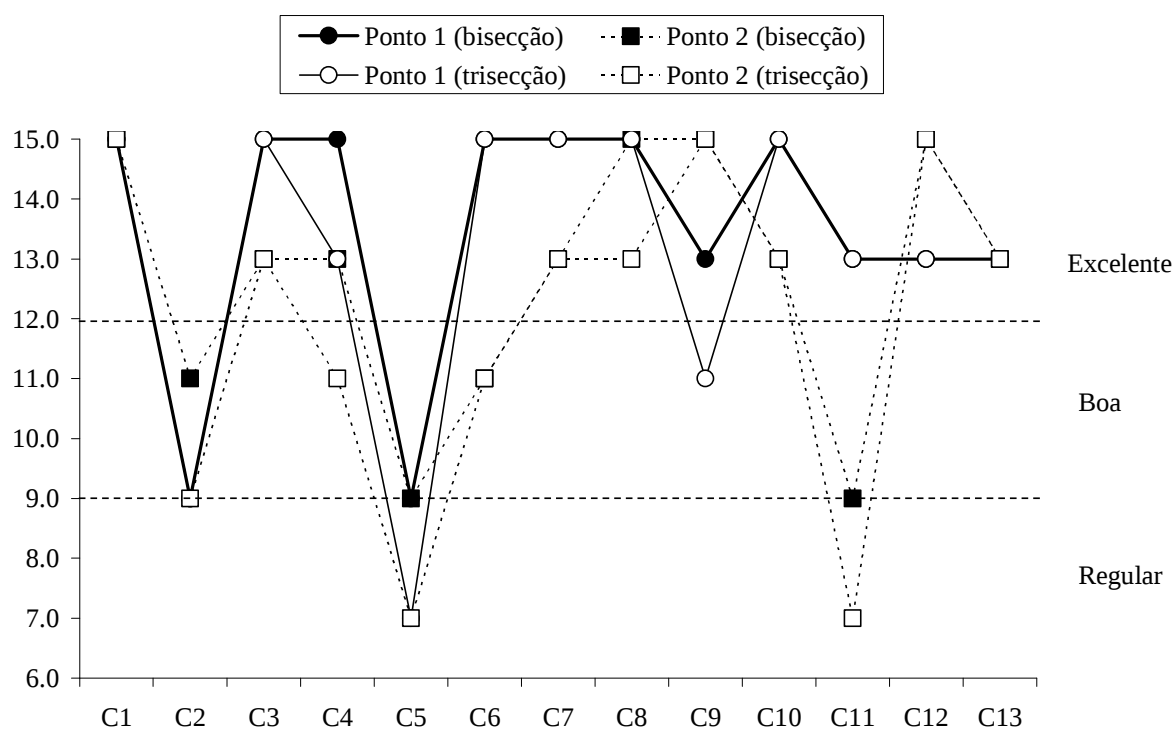


Figura 5.11 - Valores do Índice Final, calculados para cada data de coleta nos dois pontos de referência, para os dois métodos de cálculo (bissecção e trisseção).

Nas Figuras 5.12 e 5.13 foram comparados os valores do Índice Final (Método Bissecção) com os valores (multiplicados por 3) das métricas individuais para cada ponto de referência. Para o ponto 1, o Índice Final classificou a qualidade como excelente em 11 coletas, enquanto o ASPT, FBI e Diversidade de Shannon-Wiener classificaram a qualidade como excelente em 9, 9 e 11 coletas, respectivamente. Para o ponto 2, o Índice Final classificou a qualidade como excelente também em 11 coletas, enquanto o ASPT, FBI e Diversidade de Shannon-Wiener classificaram a qualidade como excelente em 6, 10 e 9 coletas, respectivamente. Assim, o Índice Final apresentou valores mais consistentes do que as métricas individuais.

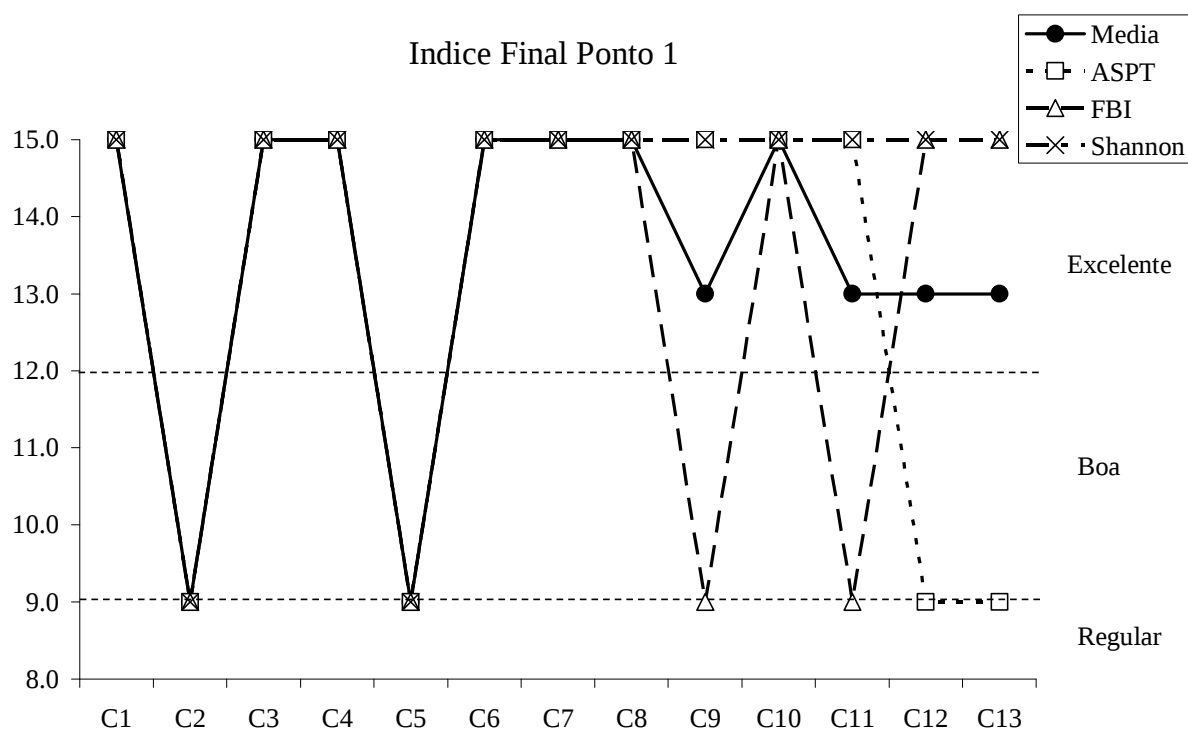


Figura 5.12 - Valores do Índice Final (Método de Bissecção) com os valores (multiplicados por 3) das métricas individuais para cada ponto de referência.

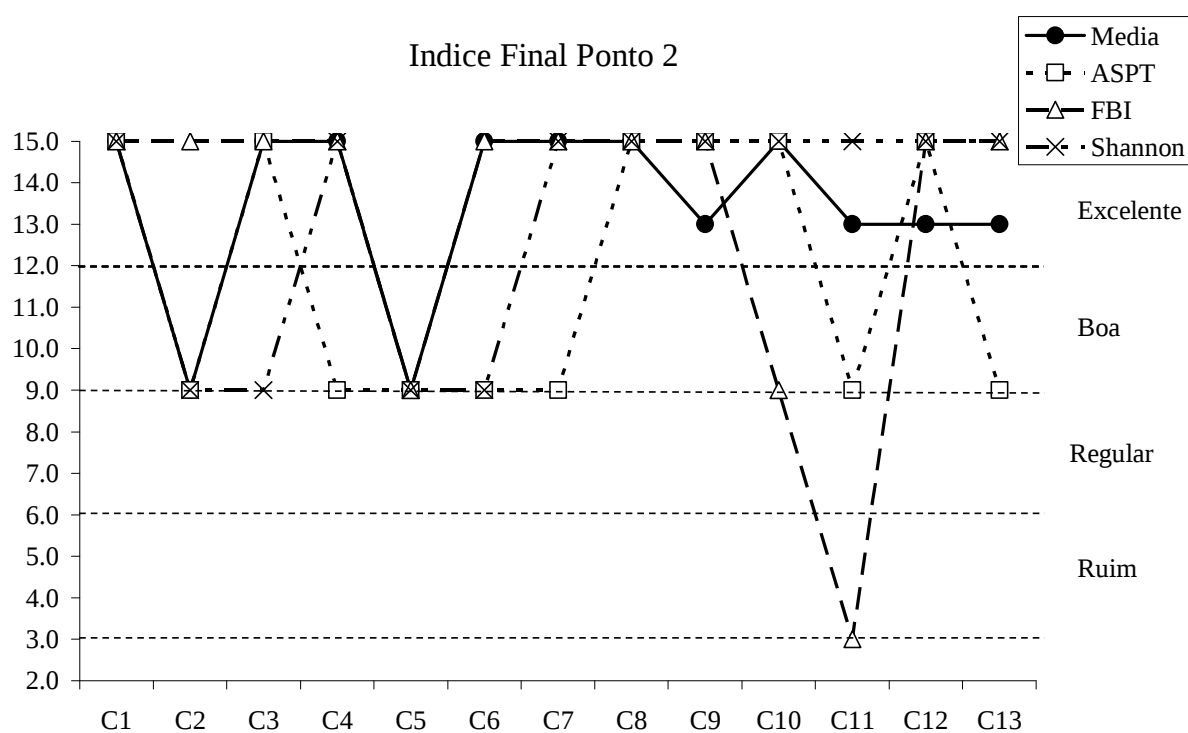


Figura 5.13 - Valores do Índice Final (Método Bissecção) com os valores (multiplicados por 3) das métricas individuais para cada ponto de referência.

Os valores médios durante os dois anos de coleta para cada ponto estão apresentados na Figura 5.14. Assim, o Ponto 7 foi classificado com boa qualidade ambiental, e os Pontos 4, 6 e 8 com qualidade regular. Lajo *et al.* (2002a) também encontrou qualidade baixa para a água do córrego Prosa, próximo a foz do córrego Révillion (Ponto 8) e em outro córrego no perímetro urbano de Campo Grande (córrego Cabaça), Lajo *et al.* (2002b) também encontraram qualidade ruim. Os Pontos 3, 5, 9 e 10 foram classificados como de qualidade Ruim a Péssima. Os resultados para os dois métodos de cálculos (bissecção e trissecção) foram semelhantes.

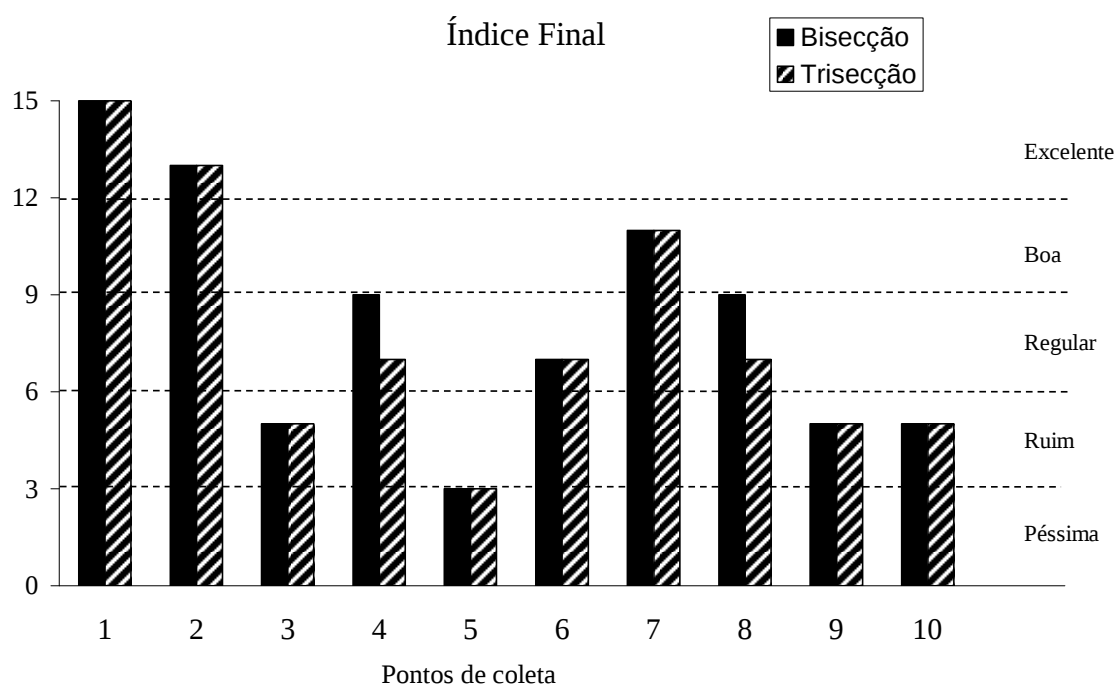


Figura 5.14 - Valores médios durante os dois anos de coleta para cada ponto.

4.1 – Resumo das discussões.

1 - Das métricas examinadas, somente cinco, o ASPT de Junqueira *et al.* (2000), o ASPT de Alba-Tercedor (1996), o FBI, o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, e o Índice de Dominância de Simpson mostraram as características necessárias para serem utilizadas na compilação do Índice Final: baixos valores de Coeficiente Interquartil e de Coeficiente de Variação, e sem diferença significativa entre os dois pontos de referência. O ASPT de Alba-Tercedor (1996), e o Índice de Dominância de Simpson foram eliminados para evitar redundância.

2.- As três métricas selecionadas mostraram variabilidade com o tempo e entre os dois pontos de referência. Nenhuma métrica classificou todas as datas estudadas como excelentes.

Possivelmente, o fator que pode ter influenciado foram as fortes chuvas no dia, e nos 10 dias anteriores às coletas. Embora os dados de chuvas tenham sido para Campo Grande e não para a bacia, a quantidade de chuva foi utilizado, justamente para poder servir como referência para algum dado discrepante.

3 - O Índice Final (multimétrico, combinando com as três métricas selecionadas) mostrou-se mais consistente, durante o curso do estudo, classificando os pontos como de melhores qualidade, em relação a qualidade, de cada métrica individual.

4.- É notável que algumas métricas comumente usadas em outros estudos, como, por exemplo, a % de Ephemeroptera-Plecoptera-Tricoptera, não foram úteis no presente estudo (Moya *et al.*, 2007; Haase *et al.*, 2008; Metzeling *et al.*, 2006; Hering *et al.*, 2006, Vlek *et al.*, 2004). Possivelmente, o uso do solo urbano pode influenciado neste padrão.

5 - No Índice Final criado, todos os Pontos de Testes foram impactados, especialmente os pontos 3, 5, 9 e 10. Estes são os pontos mais influenciados por atividades antrópicas.

6. As classificações dos pontos foram semelhantes para os dois métodos de cálculo (bissecção e trissecção).

5 – Conclusões.

A aplicação do índice multimétrico demonstrou ser eficiente para a caracterização da qualidade ecológica dos sistemas aquáticos examinados. Apesar do baixo aproveitamento das métricas, somente 3, das 40 testadas, o índice com apenas 15 pontos conseguiu sintetizar em número e significado os impactos sofridos pelos cursos d'água analisados, inclusive, separando os pontos com maiores impactos dos menos impactados, corroborando todos os dados analisados neste estudo. A eficiência fica mais evidente, quando o índice qualificou os pontos melhor do que as métricas separadas. Isto evidencia que este tipo de índice consegue integrar as múltiplas dimensões do sistema complexo, segundo Karr (1999).

O fator de as três métricas utilizadas terem sido de índices, demonstra a importância de estudos para se criarem novos, ou se adaptar alguns já existentes, em especial os de fácil aplicação, para a utilização desta ferramenta na gestão dos recursos naturais. Vale ressaltar, que para isto, as pesquisas precisam avançar, pois, o conhecimento das comunidades fornece a base para a produção de tais índices e a base para o planejamento de conservação dos ecossistemas.

O índice multimétrico pode ser a melhor opção para utilização em ambientes urbanos, pois as métricas podem ser utilizadas para a caracterização dos locais de coletas, em especial quando são difíceis os locais de referências. Utilizam-se normalmente métricas físicas, químicas, hidrológicas e de outras condições do curso d'água e do ambiente externo. Vários autores utilizaram esta técnica (Solimini *et al.*, 2008; Astin, 2007; Meltzeling *et al.*, 2006; Herlihy *et al.*, 2005; Bueno *et al.*, 2003). Segundo Kennard *et al.* (2006) as métricas podem definir locais com distúrbios mínimos para a região estudada.

No México, Weigel *et al.* (2002) construíram um índice multimétrico com apenas 01 ano de coleta de dados e um protocolo de diversidade de *habitat* foi realizado com apenas 5 categorias. Entretanto, Karr (1999) afirma que um índice multimétrico para ser efetivo depende de uma apropriada classificação do sistema; da seleção das métricas confiáveis, um protocolo de amostragem sistemático para as medidas dos sinais biológicos dos rios e um procedimento analítico que extraia os padrões biológicos relevantes. Afirma ainda, que os índices biológicos conseguem representar as ações antrópicas. O índice tem o poder de integrar múltiplas dimensões de um sistema complexo. O índice criado neste trabalho apresentou estas características, apesar de se ter trabalhado com poucas métricas. Baptista (2008) afirma que a saúde de um ecossistema aquático não pode ser baseada somente no reflexo da qualidade física e química da água.

6 - Sugestões gerais.

Os trabalhos de pesquisas devem ser continuados para refinar os índices. Southerland *et al.*, 2007, em trabalho de refino do IBI (índice de integridade biológica) no estado de Maryland, nos Estados Unidos concluíram que os Estados devem determinar quando e como refinar os seus índices para melhorar as informações que são fornecidas para avaliar as condições dos cursos d'água. Muotka e Syrjanen (2007) em estudo sobre recomposição das comunidades de macroinvertebrados na Finlândia reconhecem que os programas de monitoramento precisam ser relativamente longos, para detectar mudanças na estrutura da comunidade, para ser completamente adequado.

Baptista (2008) afirma que no Brasil várias pesquisas vêm sendo desenvolvidas com macroinvertebrados nos mais diferentes aspectos, entretanto, as publicações têm sido voltadas para estudos ecológicos, taxonômicos e biológicos, não abordando a temática do biomonitoramento.

França e Callisto (2007) sugerem que a manutenção de uma coleção de macroinvertebrados bentônicos permite o desenvolvimento de outros estudos em áreas de genética, morfometria, ecologia, biogeografia, relacionamento com áreas degradadas e monitoramento de longo prazo. Concluem que os exemplares da coleção podem representar importante ferramenta para futuros estudos de ecologia e sistemática de organismos bentônicos. Sugerimos que os pesquisadores comecem a constituição de uma coleção para Mato Grosso do Sul.

Com o desenvolvimento de mais pesquisas, as técnicas de biomonitoramento podem ser aperfeiçoadas. Marchant *et al.* (2006) em trabalho de revisão sobre técnicas de biomonitoramento de ambientes lóticos concluíram que nenhuma técnica é adequada para todo local. O estudo das comunidades de macroinvertebrados em locais de uso do solo urbano demonstrara que o planejamento de coleta deve ser fundamental. As dificuldades de se obter ambientes prístinos constituem um problema para se caracterizar a fauna regional e, assim, selecionar pontos de referências. A *European Framework Directive* estabelece a necessidade de se definir locais de condições de referências para identificar autos padrões ecológicos (Sánchez-Motoya *et al.*, 2009).

Um outro fator fundamental é o fenômeno de chuvas. Como as bacias urbanas são praticamente todas impermeabilizadas, o arraste é total, haja vista que, com fortes chuvas, em poucos minutos os cursos d'água saem de baixas vazões para inundação total, com enchentes que tornam impossível para até as famílias mais adaptadas, não sofrerem arraste. Portanto, as coletas em perímetro urbano, além do protocolo cuidadoso de diversidade de *habitat*, devem levar em consideração principal as chuvas naquela bacia onde será executada a coleta, para que os dados possam caracterizar realmente as comunidades. Como estudos indicam a estabilização das comunidades bentônicas entre 7 e 13 dias (Carvalho e Uieda, 2004; Alba-Tercedor, 1996), sugerimos que a coleta deve ocorrer, pelo menos, após sete dias sem chuvas que possam ter causado distúrbios significativos nos leitos dos cursos d'água alvo da coleta.

Este estudo mostrou que os cursos d'água no perímetro urbano de Campo Grande-MS apresentaram qualidade ruim, inclusive, um que se encontra dentro de uma Unidade de Conservação (córrego Desbarrancado). Por isso, este trabalho será enviado às autoridades responsáveis pelos órgãos ambientais, no intuito de subsidiar decisões que venham a amenizar os impactos que estão influenciando nesta qualidade.

7 - Referências Bibliográficas.

- ALBA-TERCEDOR, J. **Macroinvertebrados acuaticos y calidad de las aguas de los ríos**. IV Simposio Del Agua en Andalucia (SIAGA). Almeria, 1996. Deptº. de Biología Animal e Ecología. Universidade de Granada. Espanha. v.II p. 203-213 – IBSN: 847840-262-4, 1996.
- ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. **Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el índice de Hellawell (1978)**. Limnética 4: p.51-56, 1988.
- ARMITAGE, P. D., MOSS, D.; WRIGHT, J. F.; FURSE, M.T. **The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites**. Water Research 17: p.333-347, 1983.
- ASTIN, L. E. **Developing biological indicators from diverse data: The Potamac basin-wide index of benthic integrity (B-IBI)**. Ecological indicators (7), ELSEVIER, pp.895-908, 2007.
- BAPTISTA, D. F. **Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos**. Oecol. Bras. 12, (3), pp. 425-441, 2008.
- BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. BAPTISTA, D. F. **Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos**. Oecol. Brasil. 12 (3). p. 425-441, 2008.
- BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. **Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil**. Revista Brasileira de Zoologia, 20 (1). Pp.115-125, 2003.
- CALLISTO, M. **Coleção de macroinvertebrados bentônicos**. Dep. Biologia Geral. Lab. Ecologia de Bentos. <http://www.icb.ufmg.br/~cct/insaqp.htm>. Acesso em 06-04-2004.
- CALLISTO, M; FERREIRA, W. R; MORENO, P; GOULART, M; PETRUCIO, M. **Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ)**. Acta Limnológica Brasileira (4), pp. 91-98, 2002.
- CARVALHO, E. M. & UIEDA, V. S. **Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil**. Revista Brasileira de Zoologia 21 (2), pp. 287-293, 2004.
- CHESSMAN, B. C. **Predicting the macroinvertebrate faunas of rivers by multiple regression of biological and environmental differences**. Freshwater Biology (41), pp. 747-757, 1999.
- CLARKE, R. T.; WRIGHT, J. F.; FURSE, M. T. **RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers**. Elsevier Science B. V. Ecological Modeling (160). p.219-233, 2003.

DAVIES, P. E. **Monitoring river health initiative: River Bioassessment Manual**. Australian Government Printing Service, Canberra, 1994.

FERNANDES, A. C. M. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água: Proposta para elaboração de um índice de integridade biológica**. Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia. UnB – Universidade de Brasília. p.226, 2007.

FISHAR, M. R & WILLIAMS, W. P. **The development of a biotic pollution index for river Nile in Egypt**. *Hydrobiologia* (598), pp. 17-34, 2008.

FRANÇA, J. S. & CALLISTO, M. **Coleção de macroinvertebrados bentônicos: ferramenta para o conhecimento da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais**. *Neotropical Biology and Conservation* 2 (1), pp. 3-10, 2007.

GERRITSEN, J.; CARLSON, R. E.; FAULKNER, C.; GIBSON, G. R.; HARCUM, J.; MARKWITZ, S. A. **Lake and reservoir bioassessment and biocriteria. Technical guidance document**. U. S Environmental Protection Agency. EPA 841-B – 98-007. 10 capítulos, Apêndices A-G, 1998.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T., AND P. D. RYAN. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia, Electronica* 4 (1): 9pp., 2001 - http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm - acesso em 2009.

HARGETT, E. G.; ZUM-BERGE, J. R.; HAWKINS, C. P.; OLSON, J. R. **Development of a RIVPACS-type predictive model for bioassessment of wadeable streams in Wyoming**. Elsevier ltd. *Ecological Indicator*. (7), p.807-826, 2007.

HAASE, P; STEFFEN, P. U.; ENGELHARDT, C. H. M.; SUNDERMANN, A. **Effects of sampling microhabitats with low coverage within the STAR/AQEM macroinvertebrate sampling protocol on stream assessment**. Science Direct. ELSEVIER. *Limnologia* (38) pp. 14 – 22, 2008.

HERING, D.; JOHNSON, R. K.; KRAMM, S.; SCHMUTZ, S.; SZOSZKIEWICZ, K.; VERDONSCHOT, P. F. M. **Assessment of European streams with diatoms, macrófitas, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress**. *Freshwater Biology* (51), pp. 1757-1785, 2006.

HERLIHY, A. T.; GERTH, W. J.; LI, J.; BANKS, J. L. **Macroinvertebrate community response to natural and forest harvest gradients in western Oregon headwater streams**. *Freshwater Biology* (50), pp. 905-919, 2005.

HILSENHOFF, W. L. Family level biotic rapid field assessment of organic pollution with an index. *J. N. Am. Benthol. soc.* 7(1): p.65-68, 1988.

JUNQUEIRA, M. V.; CAMPOS, S. C. M. **Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil)**. *Acta Limnol. Brasil.* 10(2): p.125-135, 1998

- JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S.; FRANÇA, E. S. **Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados.** Acta Limnol. Brasil. 12(1): p.73-87, 2000.
- KARR, J.R. **Defining and measuring river health.** *Freshwater Biology*. (41), pp. 221-234, 1999.
- KENNARD, M. J.; HARCH, B. D.; PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. **Accurately defining the reference condition for summary biotic metrics: a comparison of four approaches.** *Hydrobiologia* (572), pp. 151-170, 2006.
- LADSON, A. R.; WHITE, L. J.; DOOLAN, J. A. FINLAYSON, B. L.; HART, B. T.; LAKE, P.S. TILLEARDI, J. W. **Development and testing of an index of stream condition for waterway management in Australian.** *Freshwater Biology* (41), Blackwell Science Ltd. p.453-468, 1999.
- LAJO, A. A. M.; IDE, C. N.; ROCHE, K. F.; FERREIRA, L. M.; SILVA, O. J. da. **Biomonitoramento da qualidade das águas do Córrego Prosa (MS/Brasil) com uso de macroinvertebrados.** II Simpósio Centro-Oeste de Recursos Hídricos, Campo Grande, MS, 2002a.
- LAJO, A. A. M.; IDE, C. N.; ROCHE, K. F.; FERREIRA, L. M.; SILVA, O. J. da. **Monitoramento e avaliação da qualidade da água do Córrego Cabaça, Campo Grande-MS, através do Iqa-NSf, BMWP' e BMWP-modificado.** II Simpósio Centro-Oeste de Recursos Hídricos, Campo Grande, MS, 2002b.
- LANGE, C. & REYMOND, O. **An improved index of environmental quality for Swiss Rivers based on benthic invertebrates.** *Aquatic Sciences* (57/2), birkhäuser. Verlag. Basel, p.172-180, 1989.
- LANGE, C. L; EPLATTENIER, G.; REYMOND, O. **Water quality in rivers of western Switzerland: Application of an adaptable index based on benthic invertebrates.** *Aquatic Sciences* (51/3), Birkhäuser. Verlag. Basel, p.224-234, 1995.
- MANDAVILLE, S. M. **Benthic in freshwaters – Taxa tolerances values, metrics, and protocols.** Project H-1. Soil & Water Conservation Society Metro Halifax, junho, 2002.
- MANOLAKOS, E.; VIRANI, H.; NOVOTNY, V. **Extracting Knowledge on this links between the water body stressors and biotic integrity.** *ELEVIER. Water Research* (41), PP. 4041-4050, 2007.
- MARCHANT, R.; NORRIS, R. H.; MILLIGAN, A. **Evaluation and application of methods for biological assessment of streams: summary of papers.** *Hydrobiologia* (572), pp. 1-7, 2006.
- MARCHANT, R; HEIR, G. **The use of AusRivAS predictive models to assess the response of lotic macroinvertebrates to dams in south-east Australia.** *Freshwater Biology* (47). Blackwell Science Ltd. p.1033-1050, 2002.
- MELTZELING, L.; TILLER, D.; NEWALL, P. WELLS, F. REED, J. **Biological objectives for the protection of rivers and streams in Victoria, Australia.** *Hydrobiologia* (572), pp. 287-299, 2006.

METZELING, L.; PERRISS, S. ROBINSON, D. **Can the detection of salinity and habit simplification gradients using rapid bioassessment of benthic invertebrates be improved through finer taxonomic resolution or alternative indices?** *Hydrobiologia* (572), pp. 235-252, 2006.

MISERENDINO, M. L; PIZZOLON, L. A. **Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: A family level biotic index for the Patagonic Andean Zone.** Laboratório de Ecologia Aquática. Universidad Nacional de La Patagônia. Samento 849.9200. Esquel chubut. Argentina. C. O.N.C.E.T., 1996.

MOYA, N.; TOMANOVA, S.; OBERDORFF, T. **Initial development of a multi-metric index base don aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure basin, Bolivian Amazon.** *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/S10750-007-0725-3. (p. 589), pp. 107-116, 2007.

MUOTKA, T. & SYRJANEN, J. **Changes in habitat structure, benthic invertebrate diversity, trout populations and ecosystem process in restored forest streams: a boreal perspective.** *Freshwater Biology* (52), pp.724-737, 2007.

MUSTOV, S. E. **Biological monitoring of rivers in Thailand: use and adaptation of the BMWPscore.** *Hidrobiologia* (479), p.191-229, 2002.

NAVAS-PEREIRA, D. **Ecosistemas aquáticos: Diagnóstico por biomonitoramento.** Qualidade de águas continentais no Mercosul. (ed. Motta Marques, D. da). ABRH, RJ, p.343-364, 1994.

NOVAK, M. A. & BODE, R. W. **Percent model affinity: a new measure of macroinvertebrate community composition.** *J. N. Am. Benthol. Soc.* 11(1), p.80-85, 1992.

OLIVEIRA, R. B. S. da; CASTRO, C. M.; BATISTA, D. F. **Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos.** *Oecol. Brasil.* 12 (3) 487-505, 2008.

PARSONS, M.; THOMS, M. C.; NORRIS, R. H. **Development of a standardized approach to river habitat assessment in Australia.** *Environmental Monitoring and Assessment* (98), pp. 109-130, 2004.

PÉREZ, G. R. **Guía para el estudio de los macroinvertebados acuáticos del departamento de Antioquia.** Universidade de Antioquia, CIEN. Bogotá-Colômbia, 1998.

PLAFKIN, J. L.; BABOUR, M. T.; PORTER, K. D.; GROSS, S. K; HUGHES, R. M. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Macroinvertebrates and fish.** U. S. Environmental Protection Agency. EPA 404/40-89/001. 8 capítulos, Apêndices A-D, 1989.

SÁNCHEZ-MONTOYA, M. M.; ABARCA-VIDAL, M. R.; PUNTÍ, T.; POQUET, J. M.; PRAT, N.; RIERADEVALL, M.; ALBA-TERCEDOR, J.; ZAMORA-MUNHÖZ, C.; TORO, M.; ROBLES, S.; ÁLVAREZ, M.; SUÁREZ, M. L. **Defining criteria to select reference sites in Mediterranean streams.** *Hydrobiologia* (619), pp. 39-54., 2009.

SANDIN, L. & JOHNSON, R. **The statistical of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters.** *Hydrobiologia* (422/423), PP.233-243, 2000.

SILVEIRA, M. P.; BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. **Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east, Brazil.** *Environmental Monitoring and Assessment*. Springer (p. 101) pp. 117-128, 2005.

SMITH, M. J. KAY, W. R; EDWARD D. H. D.; PAPAS, P. J.; RICHARDSON, K. S. T. J.; SIMPSON, J. C.; PINDER, A. M.; CALE, D. J.; HORWITZ, P. H. J.; DAVIS, J. A.; YUNG, F. H.; N ORRIS, R. H. and HALSE, S. A. **AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia.** *Freshwater Biology* (41), Blackwell Science Ltd. p.269-282, 1999.

SOLIMINI, A. G.; BAZANTI, M.; RUGGIERO, A.; CARCHINI, G. **Developing a multimetric index of ecololgical integrity based on macroinvertebrates of mountain ponds in central Italy.** *Hidrobiologia*, DOI 10.1007/s10750-007-9226-7, (p597) pp. 109-123, 2008.

SOUTHERLAND, M. T.; ROGERS, G. M.; KLINE, M. J.; MORGAN, R. P; BOWARD, D. M.; KAZYAK, P. F.; KLAUDIA, R. J; STRANKO, S. A. Improving indicators to better assess the condition of streams. *Ecological indicators* (7). ELSEVIER. pp. 751-767, 2007.

STODDARDI, J. L; PECK, D.V; PAULSEN S. G; VAN-SIKLE, J. HAWKINS, C. P; HERLIHY, A. T.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; LARSEN, D. P.; LOMNICKY, G.; OLSEN, A. R.; PETERSON, S. A; RINGOLD, P. L.; WHITTIER, T. R. **An ecological Assessment of western streams and rivers.** EPA. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 56p., 2005.

VAATEL, A. B. de & PAVLUK, T. I. **Practicability of the Index of Trophic Completeness for running waters.** *Hidrobiologia* (519), p.49-60, 2004.

VLEK, H. E.; VERDONSCHOT, P. F. M.; NIJBOER, R. C. **Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates.** *Hydrobiologia* (516), pp. 173-189, 2004

WEIGEL, B. M.; HENNE, L. J.; MARTÍNEZ-RIVERA, L. M. **Macroinvertebrate-based index or biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico.** *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 21 (4), pp. 686-700, 2002.

ZAMORA-MUNHÖZ, C. & ALBA-TERCEDOR, J. **Bioassessment polluted Spanish Rivers, using a biotic index and multivariate methods.** *J. N. Am. Benthol* (15/3). Soc., by The North American Benthological Society. p.332-352, 1996.

ZAMORA-MUNHÖZ, C; SAINZ-CANTERO, C. E; SANCHEZ-ORTEGA A.; ALBA-TERCEDOR, J. **Are biological indices BMWP and ASPT and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factor explaining variations.** *Water Research* (29) pp 285-290, 1995.

APÊNDICE I
DADOS BIOLÓGICOS POR PONTOS EM TODAS AS COLETAS.

Tabela – Dados biológicos do Ponto 1.

<i>Família</i>	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	<i>C4</i>	<i>C5</i>	<i>C6</i>	<i>C7</i>	<i>C8</i>	<i>C9</i>	<i>C10</i>	<i>C11</i>	<i>C12</i>	<i>C13</i>	<i>Total</i>	<i>%</i>
Baetidae	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	5	3,76
Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	5	0	0	0	6	4,51
Chironomidae	0	2	0	5	1	0	0	0	9	5	9	3	1	35	26,32
Tipulidae	8	0	0	1	4	1	0	2	0	0	0	4	2	22	16,54
Tabanidae	9	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	12	9,02
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0,75
Elmidae	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2,26
Veliidae	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	2,26
Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0,75
Naucoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0,75
Aeshnidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	1,50
Hydropsychidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	2	1,50
Hydrobiosidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4	3,01
Helicopsychidae	5	0	0	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	9	6,77
Leptoceridae	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	2,26
Leptophlebiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0,75
Calopterygidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,75
Glossiphoniidae	15	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	17	12,78
Gomphidae	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	1	0	5	3,76
Total	42	4	3	11	5	3	4	5	13	12	17	9	5	133	100,00

Tabela – Dados biológicos do Ponto 2.

<i>Família</i>	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	<i>C4</i>	<i>C5</i>	<i>C6</i>	<i>C7</i>	<i>C8</i>	<i>C9</i>	<i>C10</i>	<i>C11</i>	<i>C12</i>	<i>C13</i>	<i>Total</i>	<i>%</i>
Baetidae	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0,91
Perlidae	1	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	1	0	6	1,82
Chironomidae	0	6	0	13	0	0	0	1	2	0	0	0	1	23	6,97
Tipulidae	8	1	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	9	21	6,36
Tabanidae	0	0	0	0	4	5	1	0	5	6	1	5	1	28	8,48
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	5	1,52
Ceratopogonidae	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,91
Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	1	5	1,52
Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0,30
Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0,30
Hydropsychidae	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0			11	3,33
Hydrobiosidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0	19	5,76
Helicopsychidae	1	0	26	4	0	0	0	0	7	0	0	4	17	59	17,88
Libellulidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	6	1,82
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0,61
Corydalidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2	0,61
Glossiphoniidae	0	7	9	25	1	20	1	3	9	18	10	10	13	126	38,18
Gomphidae	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	1	0	4	1,21
Psycodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0,61
Tubificidae	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,91
Total	15	14	36	47	5	27	4	7	30	54	15	25	51	330	100,00

Tabela – Dados biológicos do Ponto 3.

<i>Família</i>	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	<i>C4</i>	<i>C5</i>	<i>C6</i>	<i>C7</i>	<i>C8</i>	<i>C9</i>	<i>C10</i>	<i>C11</i>	<i>C12</i>	<i>C13</i>	<i>Total</i>	<i>%</i>
Chironomidae	0	2	0	1	0	0	14	6	2	1	0	5	2	33	49,25
Simuliidae	2	0	0	0	0	0	0	6	15	0	0	1	0	24	35,82
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	2,99
Tabanidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1,49
Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1,49
Veliidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1,49
Notonectidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1,49
Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1,49
Leptophlebiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	2,99
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1,49
Total	2	2	0	1	1	2	15	12	22	1	0	6	3	67	100,00

Tabela – Dados biológicos do Ponto 4.

<i>Família</i>	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	<i>C4</i>	<i>C5</i>	<i>C6</i>	<i>C7</i>	<i>C8</i>	<i>C9</i>	<i>C10</i>	<i>C11</i>	<i>C12</i>	<i>13</i>	<i>Total</i>	<i>%</i>
Baetidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	5	3,05
Saldidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,61
Chironomidae	0	36	0	1	0	12	65	4	3	0	5	2	2	130	79,27
Simuliidae	1	0	0	0	0	1	4	0	3	0	1	0	2	12	7,32
Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	1,83
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0,61
Elmidae	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	1,22
Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0,61
Notonectidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,61
Hydropsychidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2	1,22
Libellulidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,61
Calopterygidae	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	4	2,44
Physidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,61
Total	4	41	0	1	0	14	71	8	6	3	6	3	7	164	100,00

Tabela – Dados biológicos do Ponto 5.

<i>Família</i>	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	<i>C4</i>	<i>C5</i>	<i>C6</i>	<i>C7</i>	<i>C8</i>	<i>C9</i>	<i>C10</i>	<i>C11</i>	<i>C12</i>	<i>C13</i>	<i>Total</i>	<i>%</i>
Chironomidae	127	230	3	1	0	26	172	155	128	0	18	26	51	937	90,27
Tipulidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,10
Elmidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,10
Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0,10
Physidae	49	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	56	5,39
Glossiphoniidae	1	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	9	0,87
Gordioidae	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0,58
Naididae	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,19
Planorbidae	19	2	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	25	2,41
Total	202	232	5	3	0	27	172	155	146	1	18	26	51	1.038	100,00

Tabela – Dados biológicos do Ponto 6.

<i>Família</i>	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	<i>C4</i>	<i>C5</i>	<i>C6</i>	<i>C7</i>	<i>C8</i>	<i>C9</i>	<i>C10</i>	<i>C11</i>	<i>C12</i>	<i>C13</i>	<i>Total</i>	<i>%</i>
Baetidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2	0,94
Chironomidae	1	22	45	2	0	2	3	14	23	11	0	55	14	192	90,57
Simuliidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,47
Hydropsychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	3	1,42
Helicopsychidae	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	4	1,89
Calopterygidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,47
Physidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,47
Gomphidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,47
Enchytraeidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,47
Cambaridae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0,47
Corydalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0,94
Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	1,42
Total	2	25	45	3	0	3	3	15	29	14	0	57	16	212	100,00

Tabela – Dados biológicos do Ponto 7.

<i>Família</i>	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	<i>C4</i>	<i>C5</i>	<i>C6</i>	<i>C7</i>	<i>C8</i>	<i>C9</i>	<i>C10</i>	<i>C11</i>	<i>C12</i>	<i>C13</i>	<i>Total</i>	<i>%</i>
Perlidae	0	0	1	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	5	5,62
Chironomidae	0	2	3	0	0	0	3	3	28	2	0	0	1	42	47,19
Simuliidae	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4	4,49
Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	2,25
Tabanidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	3	3,37
Ptilodactylidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1,12
Elmidae	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4,49
Veliidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2,25
Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1,12
Helicopsychidae	0	2	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	8	8,99
Libellulidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1,12
Calopterygidae	0	2	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	6	6,74
Enchytraeidae	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	8,99
Tubificidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1,12
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1,12
Total	8	11	6	5	2	1	5	4	39	5	0	2	1	89	100,00

Tabela – Dados biológicos do Ponto 8.

<i>Família</i>	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	<i>C4</i>	<i>C5</i>	<i>C6</i>	<i>C7</i>	<i>C8</i>	<i>C9</i>	<i>C10</i>	<i>C11</i>	<i>C12</i>	<i>C13</i>	<i>Total</i>	<i>%</i>
Chironomidae	0	1	5	0	2	12	0	2	17	3	33	8	7	90	59,60
Simuliidae	2	1	1	0	0	26	0	0	4	0	4	3	4	45	29,80
Tipulidae	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1,32
Hydropsychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0,66
Physidae	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1,99
Gordiodae	4	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	8	5,30
Enchytraeidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,66
Pylalidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,66
Total	8	4	7	2	2	42	0	2	21	3	37	12	11	151	100,00

Tabela – Dados biológicos do Ponto 9.

<i>Família</i>	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	<i>C4</i>	<i>C5</i>	<i>C6</i>	<i>C7</i>	<i>C8</i>	<i>C9</i>	<i>C10</i>	<i>C11</i>	<i>C12</i>	<i>C13</i>	<i>Total</i>	<i>%</i>
Chironomidae	175	54	63	366	0	0	67	36	7	6	29	14	39	856	82,47
Simuliidae	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	1	0	6	0,58
Tipulidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,10
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0,10
Hydropsychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0,10
Physidae	15	38	1	0	0	0	0	0	20	0	0	0	4	78	7,51
Glossiphoniidae	12	50	13	0	0	0	0	0	7	0	0	1	0	83	8,00
Gomphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0,10
Tubificidae	4	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0,67
Lumbriculidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,10
Macrobelidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0,10
Total	207	142	79	368	0	0	72	37	36	6	29	16	44	1.038	100,00

Tabela – Dados biológicos do Ponto 10.

<i>Família</i>	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>	<i>C4</i>	<i>C5</i>	<i>C6</i>	<i>C7</i>	<i>C8</i>	<i>C9</i>	<i>C10</i>	<i>C11</i>	<i>C12</i>	<i>C13</i>	<i>Total</i>	<i>%</i>
Chironomidae	67	79	38	1	0	41	56	21	24	6	29	20	45	427	89,33
Simuliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0,42
Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0,21
Helicopsychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0,42
Calopterygidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,21
Physidae	14	0	0	0	0	0	1	7	1	0	0	0	0	23	4,81
Glossiphoniidae	0	12	4	0	1	0	0	0	0	2	1	0	2	22	4,60
Total	81	91	42	1	1	42	57	28	25	8	30	23	49	478	100,00

APÊNDICE II

RESUMO DAS VAZÕES EM TODOS OS PONTOS E COLETAS E CHUVAS EM
CAMPO GRANDE-MS (2006, 2007 E 2008)

Tabela 01 – Vazões do ponto 01 – Córrego Segredo

<i>Campanha</i>	<i>Data</i>	<i>Descarga (m³/s)</i>	<i>Área (m²)</i>	<i>Velocidade Média (m/s)</i>	<i>Largura (m)</i>	<i>Profundidade Média (m)</i>
1	02/06/06	0,002	0,02	0,10	0,40	0,06
2	11/08/06	0,008	0,08	0,10	0,81	0,10
3	05/10/06	0,007	0,08	0,09	0,91	0,09
4	14/12/06	0,011	0,05	0,23	0,74	0,07
5	09/02/07	0,027	0,10	0,27	0,61	0,16
6	13/04/07	0,020	0,07	0,28	0,62	0,11
7	15/06/07	0,013	0,06	0,23	0,50	0,12
8	10/08/07	0,013	0,07	0,18	0,60	0,12
9	03/10/07	0,013	0,07	0,19	0,35	0,20
10	07/12/07	0,020	0,09	0,25	0,90	0,09
11	08/02/08	0,030	0,14	0,21	0,55	0,26
12	11/04/08	0,012	0,07	0,16	0,80	0,09
13	05/06/08	0,010	0,05	0,23	0,73	0,06
Média das Médias		0,014	0,07	0,19	0,66	0,12

Tabela 02 – Vazões do ponto 02 – Córrego Segredo

<i>Campanha</i>	<i>Data</i>	<i>Descarga (m³/s)</i>	<i>Área (m²)</i>	<i>Velocidade Média (m/s)</i>	<i>Largura (m)</i>	<i>Profundidade Média (m)</i>
1	02/06/06	0,012	0,060	0,21	0,65	0,09
2	11/08/06	0,011	0,102	0,11	0,20	0,51
3	05/10/06	0,021	0,030	0,80	0,19	0,14
4	14/12/06	0,011	0,020	0,47	0,25	0,09
5	09/02/07	0,011	0,020	0,47	0,30	0,07
6	13/04/07	0,020	3,000	0,45	0,32	0,09
7	15/06/07	0,013	0,020	0,52	0,22	0,08
8	10/08/07	0,010	0,020	0,56	0,25	0,07
9	03/10/07	0,005	0,010	0,49	0,05	0,20
10	07/12/07	0,009	0,040	0,21	0,25	0,18
11	08/02/08	0,006	0,010	0,58	0,22	0,05
12	11/04/08	0,003	0,020	0,17	0,30	0,07
13	05/06/08	0,008	0,030	0,32	0,37	0,07
Média das Médias		0,011	0,26	0,41	0,27	0,13

Tabela 03 – Vazões do ponto 03 – Córrego Segredo (área do Exército).

<i>Campanha</i>	<i>Data</i>	<i>Descarga (m³/s)</i>	<i>Área (m²)</i>	<i>Velocidade Média (m/s)</i>	<i>Largura (m)</i>	<i>Profundidade Média (m)</i>
1	02/06/06	0,036	0,05	0,67	0,60	0,09
2	11/08/06	0,043	0,16	0,26	0,90	0,18
3	05/10/06	0,021	0,09	0,25	1,10	0,08
4	14/12/06	0,019	0,09	0,22	1,10	0,08
5	09/02/07	0,055	0,14	0,39	1,10	0,13
6	13/04/07	0,065	0,12	0,55	0,74	0,16
7	15/06/07	0,007	0,02	0,45	1,15	0,14
8	10/08/07	0,043	0,07	0,60	0,75	0,10
9	03/10/07	0,039	0,08	0,51	0,55	0,14
10	07/12/07	0,134	0,21	0,65	1,09	0,19
11	08/02/08	0,059	0,10	0,57	0,70	0,15
12	11/04/08	0,026	0,33	0,78	0,45	0,07
13	05/06/08	0,047	0,06	0,73	1,00	0,06
Média das Médias		0,064	0,12	0,51	0,86	0,12

Tabela 04 – Vazões do ponto 04 – Córrego Seminário

<i>Campanha</i>	<i>Data</i>	<i>Descarga (m³/s)</i>	<i>Área (m²)</i>	<i>Velocidade Média (m/s)</i>	<i>Largura (m)</i>	<i>Profundidade Média (m)</i>
1	02/06/06	0,096	0,20	0,48	0,75	0,27
2	11/08/06	0,096	0,15	0,63	0,70	0,22
3	05/10/06	0,042	0,16	0,24	1,17	0,15
4	14/12/06	0,040	0,17	0,23	1,25	0,14
5	09/02/07	0,051	0,20	0,26	1,20	0,17
6	13/04/07	0,087	0,34	0,25	1,94	0,18
7	15/06/07	0,020	0,09	0,21	1,00	0,09
8	10/08/07	0,018	0,09	0,50	1,30	0,07
9	03/10/07	0,024	0,22	0,11	1,65	0,13
10	07/12/07	0,034	0,18	0,19	1,60	0,11
11	08/02/08	0,061	0,22	0,27	1,95	0,12
12	11/04/08	0,031	0,06	0,54	1,30	0,04
13	05/06/08	0,0610	0,14	0,44	1,20	0,11
Média das Médias		0,440	0,17	0,33	1,31	0,14

Tabela 05 – Vazões do ponto 05 – Córrego Cascudo

<i>Campanha</i>	<i>Data</i>	<i>Descarga (m³/s)</i>	<i>Área (m²)</i>	<i>Velocidade Média (m/s)</i>	<i>Largura (m)</i>	<i>Profundidade Média (m)</i>
1	02/06/06	0,053	0,06	0,89	0,80	0,07
2	11/08/06	0,036	0,05	0,71	0,73	0,07
3	05/10/06	0,051	0,06	0,83	0,70	0,09
4	14/12/06	0,049	0,070	0,75	0,70	0,09
5	09/02/07	0,064	0,08	0,27	0,61	0,16
6	13/04/07	0,080	0,27	0,29	1,50	0,18
7	15/06/07	0,069	0,09	0,74	0,75	0,13
8	10/08/07	0,081	0,14	0,60	1,00	0,14
9	03/10/07	0,054	0,14	0,38	0,90	0,16
10	07/12/07	0,084	0,22	0,39	1,11	0,19
11	08/02/08	0,079	0,25	0,31	1,14	0,22
12	11/04/08	0,025	0,15	0,17	1,20	0,12
13	05/06/08	0,076	0,31	0,25	1,80	17,00
Média das Médias		0,062	0,15	0,51	1,00	1,43

Tabela 06 – Vazões do ponto 06 – Córrego Desbarrancado

<i>Campanha</i>	<i>Data</i>	<i>Descarga (m³/s)</i>	<i>Área (m²)</i>	<i>Velocidade Média (m/s)</i>	<i>Largura (m)</i>	<i>Profundidade Média (m)</i>
1	02/06/06	0,058	0,30	0,19	1,77	0,17
2	11/08/06	0,022	0,05	0,42	0,70	0,07
3	05/10/06	0,026	0,05	0,48	0,65	0,08
4	14/12/06	0,027	0,06	0,47	0,60	0,10
5	09/02/07	0,029	0,06	0,51	0,60	0,10
6	13/04/07	0,065	0,12	0,56	1,28	0,09
7	15/06/07	0,040	0,09	0,45	0,65	0,14
8	10/08/07	0,039	0,11	0,36	1,15	0,09
9	03/10/07	0,043	0,07	0,61	0,80	0,09
10	07/12/07	0,034	0,10	0,35	1,40	0,07
11	08/02/08	0,058	0,20	0,28	1,35	0,15
12	11/04/08	0,050	0,13	0,39	1,45	0,09
13	05/06/08	0,055	0,12	0,44	1,40	0,09
Média das Médias		0,042	0,11	0,42	1,06	0,10

Tabela 07 – Vazões do ponto 07 – Córrego Joaquim Português

<i>Campanha</i>	<i>Data</i>	<i>Descarga (m³/s)</i>	<i>Área (m²)</i>	<i>Velocidade Média (m/s)</i>	<i>Largura (m)</i>	<i>Profundidade Média (m)</i>
1	02/06/06	0,045	0,10	0,43	0,70	0,15
2	11/08/06	0,017	0,05	0,39	0,45	0,10
3	05/10/06	0,030	0,09	0,33	0,81	0,11
4	14/12/06	0,044	0,10	0,43	0,53	0,19
5	09/02/07	0,099	0,19	0,53	0,70	0,27
6	13/04/07	0,036	0,10	0,36	0,95	0,20
7	15/06/07	0,052	0,10	0,50	0,50	0,21
8	10/08/07	0,031	0,08	0,37	0,85	0,10
9	03/10/07	0,020	0,07	0,47	1,25	0,08
10	07/12/07	0,0611	0,12	0,50	0,90	0,13
11	08/02/08	0,075	0,16	0,45	1,20	0,14
12	11/04/08	0,051	0,11	0,47	1,50	0,07
13	05/06/08	0,049	0,10	0,47	1,25	0,08
Média das Médias		0,089	0,11	0,44	0,89	0,14

Tabela 08 – Vazões do ponto 08 – Córrego Réveillon

<i>Campanha</i>	<i>Data</i>	<i>Descarga (m³/s)</i>	<i>Área (m²)</i>	<i>Velocidade Média (m/s)</i>	<i>Largura (m)</i>	<i>Profundidade Média (m)</i>
1	02/06/06	0,027	0,050	0,55	0,28	0,17
2	11/08/06	0,036	0,200	0,17	0,40	0,51
3	05/10/06	0,018	0,030	0,56	0,66	0,05
4	14/12/06	0,010	0,010	0,58	0,33	0,04
5	09/02/07	0,004	0,020	0,25	0,40	0,04
6	13/04/07	0,010	0,030	0,28	0,35	0,10
7	15/06/07	0,006	0,020	0,25	0,30	0,08
8	10/08/07	0,005	0,020	0,21	0,30	0,08
9	03/10/07	0,007	0,020	0,36	0,15	0,13
10	07/12/07	0,003	0,010	0,33	0,17	0,06
11	08/02/08	0,007	0,010	0,48	0,33	0,04
12	11/04/08	0,004	0,020	0,23	0,30	0,06
13	05/06/08	0,012	0,010	0,89	0,20	0,07
Média das Médias		0,011	0,035	0,40	0,32	0,11

Tabela 09 – Vazões do ponto 09 – Córrego Sóter

<i>Campanha</i>	<i>Data</i>	<i>Descarga (m³/s)</i>	<i>Área (m²)</i>	<i>Velocidade Média (m/s)</i>	<i>Largura (m)</i>	<i>Profundidade Média (m)</i>
1	02/06/06	0,143	0,48	0,30	2,40	0,20
2	11/08/06	0,120	0,46	0,26	3,45	0,13
3	05/10/06	0,302	1,18	0,26	3,39	0,35
4	14/12/06	0,306	0,55	0,56	3,55	0,15
5	09/02/07	0,311	0,53	0,58	3,56	0,15
6	13/04/07	0,320	0,52	0,61	3,10	0,17
7	15/06/07	0,150	0,45	0,33	4,10	0,11
8	10/08/07	0,137	0,84	0,16	4,20	0,20
9	03/10/07	0,121	0,87	0,14	3,92	0,22
10	07/12/07	0,184	1,01	0,18	3,55	0,29
11	08/02/08	0,212	0,74	0,29	3,73	0,20
12	11/04/08	0,192	0,32	0,60	4,00	0,08
13	05/06/08	0,147	0,63	0,23	2,70	0,24
Média das Médias		0,203	0,66	0,35	3,51	0,19

Tabela 10 – Vazões do ponto 10 – Córrego Vendas

<i>Campanha</i>	<i>Data</i>	<i>Descarga (m³/s)</i>	<i>Área (m²)</i>	<i>Velocidade Média (m/s)</i>	<i>Largura (m)</i>	<i>Profundidade Média (m)</i>
1	02/06/06	0,054	0,14	0,37	1,10	0,13
2	11/08/06	0,029	0,04	0,72	0,25	0,16
3	05/10/06	0,164	0,39	0,42	1,50	0,26
4	14/12/06	0,125	0,28	0,45	2,32	0,12
5	09/02/07	0,132	0,28	0,47	2,32	0,12
6	13/04/07	0,211	0,16	1,29	1,33	0,12
7	15/06/07	0,073	0,08	0,90	0,60	0,14
8	10/08/07	0,072	0,08	0,91	0,92	0,09
9	03/10/07	0,030	0,06	0,52	0,50	0,12
10	07/12/07	0,053	0,25	0,21	2,35	0,11
11	08/02/08	0,036	0,13	0,28	2,35	0,05
12	11/04/08	0,020	0,13	0,15	2,35	0,06
13	05/06/08	0,151	0,61	0,25	2,70	0,23
Média das Médias		0,088	0,20	0,53	1,58	0,13

Chuvas referentes ao ano de 2006 em Campo Grande-MS – Estação Meteorológica da Universidade para o Desenvolvimento da Região do Pantanal-UNIDERP.

Universidade para o Desenvolvimento da Região do Pantanal - UNIDERP												
DIA/MÊS	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
01	020,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	011,4	000,0	041,2	000,0	013,8	000,0
02	065,4	052,2	000,0	T	000,0	000,0	000,2	000,0	005,2	022,6	000,0	000,0
03	027,8	000,8	000,0	T	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	006,8	000,0	000,3
04	019,0	000,0	000,0	021,2	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,6	000,2
05	003,9	000,7	001,7	039,1	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	028,1	022,2	006,4
06	000,2	014,9	001,9	001,3	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	035,3	000,4
07	007,7	000,0	000,6	007,6	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,4	000,0
08	000,3	000,0	000,5	003,5	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	001,1	000,0	027,0
09	006,0	000,0	000,3	000,1	000,0	000,0	000,0	000,0	022,2	000,0	010,3	041,4
10	000,2	034,3	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	004,7	000,0	T
11	000,5	000,0	000,0	000,0	000,0	016,3	000,0	000,0	000,0	007,5	000,0	005,7
12	003,8	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0
13	019,8	043,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0
14	000,0	000,0	030,8	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0
15	000,0	065,7	000,0	014,5	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	002,5	000,0	000,7
16	000,0	021,3	000,0	000,1	000,0	000,0	000,0	000,0	000,1	000,0	000,0	000,4
17	000,0	000,0	008,7	000,2	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,2	000,0
18	002,8	003,6	018,5	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	006,1	000,0	000,0
19	010,2	000,0	009,1	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	034,9	000,0	000,0
20	002,2	018,5	008,0	000,5	047,8	000,0	000,0	000,0	008,3	000,0	000,0	000,0
21	000,2	000,0	070,0	000,0	041,3	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0
22	000,0	000,0	001,8	000,0	002,1	T	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0
23	004,6	000,3	000,6	000,2	000,0	000,0	000,0	000,0	012,8	000,0	064,8	000,0
24	010,0	067,8	000,0	000,0	T	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,1	000,0
25	000,1	001,3	033,0	000,0	001,2	000,0	000,0	000,0	000,0	001,1	000,1	000,0
26	008,6	000,0	000,0	000,0	000,0	004,0	000,0	009,4	000,0	002,0	000,1	021,0
27	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	018,4	000,0	000,0	009,3	000,0
28	002,8	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	015,4	012,2	000,0	015,3	004,0
29	002,2		001,0	000,0	000,0	000,0	001,6	000,0	000,0	020,0	000,1	002,8
30	000,5		000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0
31	002,9		000,0		000,0		000,0	000,0		041,2		000,0
TTL	221,7	324,4	186,5	088,3	092,4	020,3	013,2	043,2	102,0	178,6	172,6	110,3
MED	212,6	171,4	162,2	105,2	090,0	042,5	025,3	038,1	078,2	134,2	164,0	206,3
md anual												

Chuvas referentes ao ano de 2007 em Campo Grande-MS – Estação Meteorológica da Universidade para o Desenvolvimento da Região do Pantanal-UNIDERP.

DIA	2007											
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
01	001,6	T	000,0	000,2	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	T	000,0
02	037,5	031,6	000,3	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0
03	000,0	001,8	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	001,0	000,0
04	006,1	001,6	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	005,0	011,2
05	012,3	019,6	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	012,4
06	028,7	000,0	000,0	000,8	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	T	000,0	004,4
07	018,4	029,4	027,1	024,8	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	001,0	000,0
08	000,0	002,8	T	000,0	016,8	000,0	000,0	000,0	000,0	004,6	000,4	001,2
09	000,0	000,1	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	002,0	002,0	007,6
10	000,0	015,9	T	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	002,4
11	000,0	011,8	003,2	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	001,2	110,4	058,0
12	008,8	001,3	000,0	004,1	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	005,2	000,0	000,6
13	026,2	000,0	000,0	002,3	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	001,0	012,6	000,0
14	028,0	000,0	027,7	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,1	000,6	003,2	083,8
15	008,2	000,0	000,6	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	002,4	000,0	005,0	050,6
16	011,8	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,2	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0
17	005,0	015,8	011,2	000,0	000,0	000,0	021,4	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0
18	001,6	000,9	000,1	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	011,2
19	000,0	000,3	000,0	000,0	010,1	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0
20	017,2	019,6	000,0	018,9	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	024,2	000,0
21	001,6	024,5	000,0	000,0	000,8	000,0	000,0	000,0	000,0	013,8	000,0	000,0
22	001,4	019,8	000,0	000,0	097,8	000,0	000,0	000,0	000,0	025,0	000,0	000,6
23	001,8	008,9	000,2	000,0	000,2	000,0	000,9	000,0	000,0	018,6	000,0	003,6
24	000,0	000,0	002,3	000,4	000,0	000,0	016,2	000,0	000,0	013,6	000,8	000,0
25	004,3	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	004,6	006,8	000,0
26	004,8	014,0	000,0	022,2	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	004,0	001,0
27	000,2	001,0	000,0	000,0	002,4	000,0	000,0	T	000,0	000,0	047,0	000,0
28	040,5	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	010,4	000,0	021,6	000,0
29	002,6		000,0	000,1	000,0	000,0	000,0	000,0	000,6	000,0	000,8	007,8
30	027,0		000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	033,8	000,0	000,0
31	000,4		000,0		000,0		000,0	000,0		000,0		000,0

Chuvas referentes ao ano de 2008 (janeiro a 18/junho) em Campo Grande-MS – Estação Meteorológica da Universidade para o Desenvolvimento da Região do Pantanal-UNIDERP.

<i>dia</i>	<i>jan</i>	<i>fev</i>	<i>mar</i>	<i>abr</i>	<i>mai</i>	<i>jun</i>
1	000,0	000,0	001,2	013,2	000,8	000,0
2	000,2	000,0	000,6	011,4	003,0	000,2
3	010,4	000,0	000,4	000,8	000,0	000,2
4	007,6	000,0	000,0	000,0	000,0	000,2
5	000,0	000,0	000,0	000,0	000,0	000,4
6	001,0	000,0	001,6	000,0	000,0	000,0
7	006,4	000,0	023,2	000,0	000,0	000,0
8	014,6	000,2	020,6	000,0	T	000,0
9	000,0	002,0	015,0	000,0	001,4	000,0
10	000,0	001,6	048,0	000,0	000,0	000,6
11	020,2	028,0	000,0	000,0	001,6	000,0
12	033,2	000,6	004,2	000,0	004,6	000,0
13	000,2	000,0	006,4	001,2	003,8	000,0
14	000,2	013,4	018,2	004,0	000,0	000,0
15	005,6	000,0	000,2	000,0	009,6	000,0
16	000,4	000,0	000,0	001,4	026,6	000,0
17	009,2	000,2	000,0	000,2	000,2	000,0
18	001,4	001,2	000,8	000,0	000,0	000,0
19	021,4	001,2	026,4	040,4	000,0	
20	013,2	000,2	035,4	003,6	000,0	
21	031,4	000,0	000,8	000,2	000,0	
22	005,4	002,0	000,2	000,0	000,0	
23	002,8	000,8	000,0	000,0	000,0	
24	002,8	002,4	000,0	000,0	000,0	
25	012,0	000,4	000,0	000,0	000,0	
26	024,6	006,0	000,2	000,0	000,0	
27	000,2	003,8	000,0	000,0	000,0	
28	000,6	007,4	000,0	000,0	000,0	
29	034,2	004,0	000,0	027,6	039,4	
30	002,0		000,0	001,4	001,8	
31	000,2		000,0		000,0	
ttl	261,4	075,4	203,4	105,4	092,8	001,6
med	212,6	171,4	162,2	105,2	090,0	042,5
dias chv	27	18	018,0	012,0	12	

APÊNDICE III

DADOS COLETADOS PARA A CONSTRUÇÃO DO PROTOCOLO ADAPTADO DE Callisto *et al.* (2002)

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Uso do solo	Natural	Natural	Natural/ pecuária	Urbano/ agricultura	urbano	Natural	Natural	Natural/ urbano	Urbano	Urbano
Erosão	Ausente	Ausente	Muito	Moderada	moderada	Ausente	moderada	Ausente	moderada	Ausente
Óleo na água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Presente	moderado
Odor na água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Moderado	Ausente	Ausente	Ausente	Abundante	Ausente
Transparência	100%	100%	50%	100%	90%	100%	100%	100%	100%	80%
Odor no sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	Ausente	Ausente	Ausente	Esgoto	Ausente
Óleo/sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Moderado	ausente
Tipo de sedimento	Areia	Areia	Areia	Areia/cascalho	Saibro	Rochas/saibro	areia	Areia/cascalho	Matacão/seixos/areia	Matacão/seixos/areia
Deposição de lodo	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%
Vegetação Ripariana (m)	> 1000	>1000	<5m	3m/não natural	0/gramínea exótica	> 1000	> 1000	20 m	0/ 2m gramínea exótica	Sistema Gabeão
Vegetação aquática	Ausente	Ausente	ausente	ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	ausente

Coleta 01 local – Protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002) – 02 de junho de 2006Coleta 02 local – Protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002) – 11 de agosto de 2006 (+ de 30 dias sem chuvas)

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Uso do solo	Natural	Natural	Natural/ pecuária	Urbano/ agricultura	urbano	Natural	Natural	Natural/ Urbano	Urbano	Urbano
Erosão	Ausente	Ausente	Muito	Moderada	moderada	Ausente	moderada	Ausente	moderada	Ausente
Óleo na água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Presente	moderado
Odor na água	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	Moderado	Ausente	Ausente	moderado	Abundante	Ausente
Transparência	100%	100%	50%	100%	90%	100%	100%	90%	90%	70%
Odor no sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	muito	Ausente	Ausente	Ausente	Esgoto	esgoto
Óleo/sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Moderado	ausente
Tipo de sedimento	Areia	Areia	Areia	Areia/cascalho	Saibro/cascalho	Rochas/saibro	areia	Areia/cascalho	Matacão/seixos/areia	Matacão/seixos/areia
Deposição de lodo	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%
Vegetação Ripariana (m)	> 1000	>1000	<5m	3m/não natural	0/gramínea exótica	> 1000	> 1000	20 m	0/ 2m gramínea exótica	Sistema Gabeão
Vegetação aquática	Ausente	Ausente	ausente	ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	ausente

Coleta 03 - local – Protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002) – 04 de Outubro de 2006 (chuvas 02 dias antes e durante a coleta)

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Uso do solo	Natural	Natural	Natural/ pecuária	Urbano/ agricultura	urbano	Natural	Natural	Natural/ urbano	Urbano	Urbano
Erosão	Ausente	Ausente	Muito	Moderada	moderada	Ausente	moderada	Ausente	moderada	Ausente
Óleo na água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Presente	moderado
Odor na água	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	Moderado	Ausente	Ausente	moderado	Abundante	moderado
Transparência	100%	100%	50%	90%	90%	100%	100%	100%	90%	80%
Odor no sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	esgoto	Ausente	Ausente	Ausente	Esgoto	esgoto
Óleo/sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Moderado	ausente
Tipo de sedimento	Areia	Areia	Areia	Areia/cascalho	Saibro/cascalho	Rochas/saibro	areia	Areia/cascalho	Matacão/seixos/areia	Matacão/seixos/areia
Deposição de lodo	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%
Vegetação Ripariana	> 1000	>1000	<5m	3/não natural	0/gramínea exótica	> 1000	> 1000	20 m	0/ 2m gramínea exótica	Sistema Gabeão
Vegetação aquática	Ausente	Ausente	ausente	ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	ausente

Coleta 04 - local – Protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002) – 08 de dezembro de 2006.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Uso do solo	Natural	Natural	Natural/ pecuária	Urbano/ agricultura	urbano	Natural	Natural	Natural/ urbano	Urbano	Urbano
Erosão	Ausente	Ausente	Muito	Moderada	moderada	Ausente	moderada	Ausente	moderada	Ausente
Óleo na água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	Ausente	Ausente	Ausente	Presente	moderado
Odor na água	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	Moderado	Ausente	Ausente	Ausente	Abundante	moderado
Transparência	100%	100%	50%	90%	90%	100%	100%	100%	80%	80%
Odor no sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	esgoto	Ausente	Ausente	Ausente	Esgoto	esgoto
Óleo/sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Moderado	ausente
Tipo de sedimento	Areia	Areia	Areia	Areia/cascalho	Saibro/cascalho	Rochas/saibro	areia	Areia/cascalho	Matacão/seixos/areia	Matacão/seixos/areia
Deposição de lodo	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%
Vegetação Ripariana (m)	> 1000	>1000	<5m	3m/não natural	0/gramínea exótica	> 1000	> 1000	20m	0/ 2m gramínea exótica	Sistema Gabeão
Vegetação aquática	Ausente	Ausente	ausente	ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	ausente

Coleta 05 - local – Protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002) – 09 de fevereiro de 2007 (dia anterior chuvoso)- P10 -início de obras de contenção de enchentes – local e a montante

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Uso do solo	Natural	Natural	Natural/ pecuária	Urbano/ agricultura	urbano	Natural	Natural	Natural/ urbano	Urbano	Urbano
Erosão	Ausente	Ausente	Muito	Moderada	muito	Ausente	moderada	Ausente	moderada	Ausente
Óleo na água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Presente	moderado
Odor na água	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	abundante	Ausente	Ausente	moderado	Abundante	moderado
Transparência	100%	100%	50%	50%	80%	100%	100%	100%	100%	80%
Odor no sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Esgoto/abundante	Ausente	Ausente	Ausente	Esgoto	esgoto
Óleo/sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Moderado	ausente
Tipo de sedimento	Areia	Areia	Areia	Areia/cascalho/lama	Saibro/cascalho	Rochas/saibro	areia	Areia/cascalho	Matacão/seixos/areia	Matacão/seixos/areia
Deposição de lodo	< 25%	< 25%	< 25%	<m 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%
Vegetação Ripariana (m)	> 1000	>1000	<5m	3/não natural	0/gramínea exótica	> 1000	> 1000	20m	0/ gramínea exótica	Sistema Gabeão
Vegetação aquática	Ausente	Ausente	ausente	ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	ausente

Coleta 06 - local – Protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002) – 13 de abril de 2007 (chuva na noite anterior)

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Uso do solo	Natural	Natural	Natural/ pecuária	Urbano/ agricultura	urbano	Natural	Natural	Natural/ urbano	Urbano	Urbano
Erosão	Ausente	Ausente	Muito	Moderada	moderada	Ausente	moderada	Ausente	moderada	Ausente
Óleo na água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	(detergente)
Odor na água	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	Moderado	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	moderado
Transparência	100%	100%	50%	90%	90%	100%	100%	100%	80%	70%
Odor no sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	Esgoto/moderado	Ausente	Ausente	Ausente	Esgoto	esgoto
Óleo/sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Moderado	ausente
Tipo de sedimento	Areia	Areia	Areia	Areia/cascalho	Saibro/cascalho	Rochas/saibro	areia	Areia/cascalho	Matacão/seixos/areia	Matacão/seixos/areia
Deposição de lodo	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%
Vegetação Ripariana	> 1000	>1000	<5 m	3m/não natural	0/gramínea exótica	> 1000	> 1000	20m	0/ gramínea exótica	Sistema Gabeão
Vegetação aquática	Ausente	Ausente	ausente	ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	ausente

Coleta 07 - local – Protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002) – 15 de junho de 2007 (obras a montante)

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Uso do solo	Natural	Natural	Natural/ pecuária	Urbano/ agricultura	urbano	Natural	Natural	Natural/ urbano	Urbano	Urbano
Erosão	Ausente	Ausente	Muito	Moderada	moderada	Ausente	moderada	Ausente	moderada	Ausente
Óleo na água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	nenhum
Odor na água	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	Moderado	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	nenhum
Transparência	100%	100%	80%	90%	90%	100%	100%	100%	100%	30% (turva)
Odor no sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	Esgoto/moderado	Ausente	Ausente	Ausente	Esgoto	esgoto
Óleo/sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Moderado	ausente
Tipo de sedimento	Areia	Areia	Areia	Areia/cascalho	Saibro/cascalho	Rochas/saibro	areia	Areia/cascalho	Matacão/seixos/areia	Matacão/seixos/areia
Deposição de lodo	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%
Vegetação Ripariana	> 1000	>1000	<5 m	3m/não natural	0/gramínea exótica	> 1000	> 1000	20m	0/ gramínea exótica	Sistema Gabeão
Vegetação aquática	Ausente	Ausente	ausente	ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	ausente

Coleta 08 - local – Protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002) – 10 de agosto de 2007- sem chuvas por 15 dias - (obras a montante – P10)

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Uso do solo	Natural	Natural	Natural/ pecuária	Urbano/ agricultura	urbano	Natural	Natural	Natural/ urbano	Urbano	Urbano
Erosão	Ausente	Ausente	Muito	Moderada	moderada	Ausente	moderada	Ausente	moderada	Ausente
Óleo na água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	nenhum
Odor na água	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	Moderado	Ausente	Ausente	moderado	moderado	abundante
Transparência	100%	100%	20%	90%	90%	100%	100%	100%	90%	30% (turva)
Odor no sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Esgoto/moderado	Ausente	Ausente	Ausente	Esgoto	esgoto
Óleo/sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Moderado	ausente
Tipo de sedimento	Areia	Areia	Areia	Areia/cascalho	Saibro/cascalho	Rochas/saibro	areia	Areia/cascalho	Matacão/seixos/areia	Matacão/seixos/areia
Deposição de lodo	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%
Vegetação Ripariana	> 1000	>1000	<5 m	*não natural	0/gramínea exótica	> 1000	> 1000	20m	0/ gramínea exótica	Sistema Gabeão
Vegetação aquática	Ausente	Ausente	ausente	ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	ausente

* Retirada da vegetação para construção do prolongamento de avenida – Ponto 4.

Coleta 09 - local – Protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002)– 03 de outubro de 2007.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Uso do solo	Natural	Natural	Natural/ pecuária	Urbano/ agricultura	urbano	Natural	Natural	Natural/ urbano	Urbano	Urbano
Erosão	Ausente	Ausente	Muito	Moderada	moderada	Ausente	Ausente	moderada	moderada	Ausente
Óleo na água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	nenhum
Odor na água	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	Moderado	Ausente	Ausente	moderado	nenhum	abundante
Transparência	100%	100%	100%	90%	90%	100%	100%	100%	80%	30% (turva)
Odor no sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Esgoto/moderado	Ausente	Ausente	Ausente	muito	nenhum
Óleo/sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	ausente
Tipo de sedimento	Areia	Areia	Areia	Areia/cascalho	Saibro/cascalho	Rochas/saibro	areia	Areia/cascalho	Matacão/seixos/areia	Matacão/seixos/areia
Deposição de lodo	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%
Vegetação Ripariana	> 1000	>1000	<5 m	*não natural	0m/gramínea exótica	> 1000	> 1000	20m	0/ gramínea exótica	Sistema Gabeão
Vegetação aquática	Ausente	Ausente	ausente	ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	ausente

* Retirada quase total da vegetação para construção do prolongamento de avenida – Ponto 4.

Coleta 10 - local – Protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002)– 07 de dezembro de 2007.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Uso do solo	Natural	Natural	Natural/ pecuária	Urbano/ agricultura	urbano	Natural	Natural	Natural/ urbano	Urbano	Urbano
Erosão	Ausente	Ausente	Muito	Moderada	moderada	Ausente	Ausente	moderada	muito	Ausente
Óleo na água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	nenhum
Odor na água	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	Moderado	Ausente	Ausente	moderado	moderado	moderado
Transparência	100%	100%	100%	90%	90%	100%	100%	100%	100%	50% (turva)
Odor no sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	nenhum	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	nenhum
Óleo/sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	ausente
Tipo de sedimento	Areia	Areia	Areia	Areia/cascalho	Saibro/cascalho	Rochas/saibro	areia	Areia/cascalho	Matacão/seixos/areia	Matacão/seixos/areia
Deposição de lodo	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%
Vegetação Ripariana	> 1000	>1000	<5 m	*não natural	0m/gramínea exótica	> 1000	> 1000	20m	0/ gramínea exótica	Sistema Gabeão
Vegetação aquática	Ausente	Ausente	ausente	ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	ausente

* Retirada quase total da vegetação para construção do prolongamento de avenida – Ponto 4. No P 5- Houve também queda de uma árvore, mudando o curso d'água no local de coleta.

Coleta 11 - local – Protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002) – 08 de fevereiro de 2008-

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Uso do solo	Natural	Natural	Natural/ pecuária	Urbano/ agricultura	urbano	Natural	Natural	Natural/ urbano	Urbano	Urbano
Erosão	Ausente	Ausente	Muito	Moderada	moderada	Ausente	Ausente	ausente	muito	Ausente
Óleo na água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	nenhum
Odor na água	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	Moderado/esgoto	Ausente	Ausente	ausente	Moderado/esgoto	ausente
Transparência	100%	100%	100%	90%	100%	100%	100%	100%	80%	80%
Odor no sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	nenhum
Óleo/sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	ausente
Tipo de sedimento	Areia	Areia	Areia	Areia/cascalho	Saibro/cascalho	Rochas/saibro	areia	Areia/cascalho	Matacão/seixos/areia	Matacão/seixos/areia
Deposição de lodo	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%
Vegetação Ripariana	> 1000	>1000	<5 m	*não natural	0m/gramínea exótica	> 1000	> 1000	20m	0/ gramínea exótica	Sistema Gabeão
Vegetação aquática	Ausente	Ausente	ausente	ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	ausente

* Retirada quase total da vegetação para construção do prolongamento de avenida – Ponto 4. No P 5- Houve também queda de uma árvore, mudando o curso d'água no local de coleta.

Coleta 12 - local – Protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002) – 09 de abril de 2008- (uma semana sem chuva na bacia)

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Uso do solo	Natural	Natural	Natural/ pecuária	Urbano/ agricultura	urbano	Natural	Natural	Natural/ urbano	Urbano	Urbano
Erosão	Ausente	Ausente	Muito	Moderada	moderada	Ausente	Ausente	ausente	muito	Ausente
Óleo na água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	Ausente	Ausente	moderado	nenhum	nenhum
Odor na água	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	Moderado/esgoto	Ausente	Ausente	moderado	Moderado/esgoto	moderado
Transparência	100%	100%	20%	90%	100%	100%	100%	100%	90%	30%
Odor no sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	nenhum
Óleo/sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	ausente
Tipo de sedimento	Areia	Areia	Areia	Areia/cascalho	Saibro/cascalho	Rochas/saibro	areia	Areia/cascalho	Matacão/seixos/areia	Matacão/seixos/areia
Deposição de lodo	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%
Vegetação Ripariana	> 1000	>1000	<5 m	*não natural	0m/gramínea exótica	> 1000	> 1000	20m	0/ gramínea exótica	Sistema Gabeão
Vegetação aquática	Ausente	Ausente	ausente	ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	ausente

A obra de construção da avenida não progrediu e parte a vegetação (capim exótico) estava se reconstituindo.

Coleta 13 - local – Protocolo adaptado de Callisto *et al.* (2002) – 13 de junho de 2008- (uma semana sem chuva na bacia)

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Uso do solo	Natural	Natural	Natural/ pecuária	Urbano/agricultura	urbano	Natural	Natural	Natural/ urbano	Urbano	Urbano
Erosão	Ausente	Ausente	Muito	Moderada	moderada	Ausente	Ausente	ausente	muito	Ausente
Óleo na água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	Ausente	Ausente	moderado	nenhum	nenhum
Odor na água	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	Moderado/esgoto	Ausente	Ausente	moderado	Moderado/esgoto	moderado
Transparência	100%	100%	20%	90%	100%	100%	100%	100%	90%	30%
Odor no sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	Ausente	Ausente	Ausente	moderado	nenhum
Óleo/sedimento	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	nenhum	ausente
Tipo de sedimento	Areia	Areia	Areia	Areia/cascalho	Saibro/cascalho	Rochas/saibro	areia	Areia/cascalho	Matacão/seixos/areia	Matacão/seixos/areia
Deposição de lodo	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%	< 25%
Vegetação Ripariana	> 1000	>1000	<5 m	*não natural	0m/gramínea	> 1000	> 1000	20m	0/ gramínea exótica	Sistema Gabeão
Vegetação aquática	Ausente	Ausente	ausente	ausente	ausente	Ausente	Ausente	Ausente	ausente	ausente

A obra de construção da avenida não progrediu e parte a vegetação (capim exótico) estava se reconstituindo.