

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS – UNIFAL-MG
Programa de Pós-Graduação – Ecologia e Tecnologia Ambiental

MIREILE REIS DOS SANTOS

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS EM RIACHOS DE BAIXA ORDEM,
SOB DIFERENTE GRAU DE IMPACTO ANTRÓPICO,
NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DAS ANTAS
(PLANALTO DE POÇOS DE CALDAS, MG).**

ALFENAS– MG
2014

MIREILE REIS DOS SANTOS

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS EM RIACHOS DE BAIXA ORDEM,
SOB DIFERENTE GRAU DE IMPACTO ANTRÓPICO,
NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DAS ANTAS
(PLANALTO DE POÇOS DE CALDAS, MG).**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental para o curso de Mestrado da Universidade Federal de Alfenas-MG, como requisito para obtenção do título de mestre.

Área de concentração: Meio Ambiente, Sociedade e Diversidade Biológica.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Augusto Zaitune Pamplin.

**ALFENAS– MG
2014**

Santos, Mireile Reis dos.

Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos de baixa ordem, sob diferente grau de impacto antrópico, na bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas (planalto de Poços de Caldas, MG) / Mireile Reis dos Santos. - 2014.

91 f. -

Orientador: Paulo Augusto Zaitune Pamplin.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2014.

Bibliografia.

1. Fauna Bentônica. 2. Ecossistema. 3. Qualidade Ambiental. I. Pamplin, Paulo Augusto Zaitune. II. Título.

CDD: 577



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós-graduação – Ecologia e Tecnologia Ambiental

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700, Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação) / (35) 3299-1392 (Secretaria)
www.unifal-mg.edu.br/ppgecoambiental/



MIREILE REIS DOS SANTOS

“ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RIACHOS DE BAIXA ORDEM, SOB DIFERENTE GRAU DE IMPACTO ANTRÓPICO, NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DAS ANTAS (PLANALTO DE POÇOS DE CALDAS).”

A Banca examinadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas. Área de Pesquisa: Tecnologia Ambiental.

Aprovado em: 10/02/2014

Prof. Dr. Paulo Augusto Zaitune Pamplin

Instituição: UNIFAL-MG

Assinatura:

Prof. Dr. Juliano José Corbi

Instituição: USP

Assinatura:

Prof.^a Dr.^a Mariana Silveira Guerra

Moura e Silva

Instituição: Embrapa

Assinatura:

AGRADECIMENTOS

A Deus, “inteligência suprema, causa primeira de todas as coisas” fonte inesgotável de bondade e renovação espiritual.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental – PPGETA da Universidade Federal de Alfenas.

À Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro através do projeto “Integridade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas (Planalto de Poços de Caldas, MG)”.

Ao meu orientador, professor Paulo Augusto Zaitune Pamplin pelo apoio e força em todos os momentos, principalmente nos difíceis. Mestre de grandes ensinamentos, obrigada pela compreensão e paciência.

Aos membros da banca do exame de qualificação que gentilmente contribuíram para o aprimoramento do trabalho, Maria José dos Santos Wisniewski e Mariana Silveira Guerra Moura e Silva.

Ao meu companheiro de vidas Marco Aurélio (Polini) e meu amado e querido filho, Arthur Reis Polini, anjo a mim confiado. Luzes da minha vida!

A minha família sanguínea que sempre me apoiam, fortalecem e ensinam.

À pesquisadora Mercedes Rosa Marchese, do Instituto Nacional de Limnologia/Argentina, que contribuiu com seu conhecimento técnico para a execução desta pesquisa. Obrigada pela simplicidade e serenidade compartilhadas, mesmo nos poucos momentos de convívio.

Ao pesquisador Fábio Batagini Quinteiro e a professora Dra. Alaíde Aparecida Fonseca Gesnner que nos apoiaram na identificação de alguns grupos taxonômicos.

Aos recentes amigos de jornada, porém eternos... Allan Arantes Pereira e Thomaz Alvisi de Oliveira que sempre estiveram dispostos a contribuir profissional e pessoalmente. Obrigada, meninos! Obrigada Thomaz, pela confecção da carta/mapa que enriqueceu este trabalho.

Aos queridos colegas Julio César dos Santos e Bruno Eduardo Silva Macena pelo apoio na execução do projeto, principalmente durante as coletas de campo. Vocês foram fundamentais e profissionais. Muito obrigada!

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais – IFSULDEMINAS pelo apoio financeiro por meio do Programa Interno de Qualificação – PIQ e ao Grupo de Estudos Avançados em Pesquisa e Extensão (GEAPE) do câmpus Poços de Caldas pelo fomento às bolsistas Amanda Domingas Ediodato de Sousa, Flávia Helena Dias, Josimara Lima e Raquel Godoi que puderam contribuir durante a triagem do material biológico coletado.

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo determinar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos de baixa ordem, sob diferentes processos de ocupação e grau de antropização, na bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas, Planalto de Poços de Caldas. Para tanto, nove pontos de amostragem foram estabelecidos em riachos e córregos de baixa ordem (1ª a 3ª ordem) desta bacia. As coletas ocorreram em dois períodos distintos do ano, períodos de chuva (janeiro/2013) e de seca (julho/2013). O Protocolo de Avaliação Rápida e Simplificada – PARS (CALLISTO *et al.*, 2002) foi aplicado para caracterizar o entorno dos ambientes amostrados. Medidas de pH, condutividade elétrica, temperatura, concentração de oxigênio dissolvido, concentração de sólidos totais dissolvidos e potencial de oxi-redução foram determinados *in situ* utilizando de um aparelho multisensor. A comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi coletada utilizando-se de uma rede tipo “D” com malha de 250 µm. O esforço amostral foi de 1 minuto, dividido em três tomadas de 20 segundos cada, explorando os diferentes microhabitats locais. Índices de diversidade (Shannon, Simpson, riqueza de Margalef e uniformidade) e bióticos (BMWP, ASPT e EPT%) foram calculados. Na aplicação do PAR verificou-se que o ribeirão Tamanduá (PT2), o córrego da Ventania (PT9) e o córrego das Antas (PT4 e PT7) apresentaram condições de alterados, enquanto que o ribeirão Pitangueiras (PT5), o córrego do Aterrado (PT8), o córrego Pinheirinhos (PT1), o córrego Cachoeirinha (PT6) e o ribeirão Tamanduá (PT3) foram classificados como impactados. No total foram coletados 2.689 organismos, sendo 1.150 em janeiro/2013 e 1.539 em julho/2013, pertencentes a 47 famílias do filo Annelida e Classe Insecta. Os Diptera foram os principais componentes da comunidade, especialmente pela abundância de Chironomidae. Entre os grupos funcionais, os coletores foram os que apresentaram maior abundância relativa para ambas às coletas. Considerando o índice BMWP os pontos PT4, PT7 e PT9 apresentaram características ótimas; os pontos PT6 e PT8 foram classificados como aceitáveis; os pontos PT1 e PT5 tiveram qualidade duvidosa e os pontos PT2 e PT3 tiveram qualidade crítica. Os índices ASPT e EPT% tiveram uma boa correlação com o índice BMWP, apresentando maiores valores nos ambientes com melhor qualidade. A Aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida e Simplificada e das métricas bióticas se mostraram ferramentas importantes na avaliação dos ecossistemas aquáticos da região da cabeceira da bacia hidrográfica do ribeirão da Antas.

Palavras-Chave: Macroinvertebrados. Ecossistemas lóticos. Índices bióticos. Qualidade ambiental.

ABSTRACT

The present study aimed to determine the benthic macroinvertebrate community structure of the in low-order streams under different processes of occupation and degree of human disturbance in the watershed of Ribeirão das Antas, Poços de Caldas Plateau. For this, nine sampling points was established in creeks and streams of low order (3rd order 1st) this basin. Sampling occurred in two distinct periods of the year, during the rainy (January/2013) and dry (July/2013) season. The Rapid Assessment Protocol - PAR (CALLISTO *et al.*, 2002) was applied to characterize the surroundings of the study sites. Measurements of pH, electrical conductivity, temperature, redox potential, dissolved oxygen and total dissolved solids concentrations were determined in situ using a multisensor equipment. The macroinvertebrate community was collected using a D-frame net with 250 µm. The sampling effort was by 1 minute, divided into three taken of 20 seconds to explore different microhabitats. Diversity (Shannon , Simpson , Margalef richness and evenness) and biotic (BMWP , ASPT and EPT %) indices were calculated. In the application of the PAR, it was found that the ribeirão Tamanduá (PT2), córrego da Ventania (PT9) and córrego das Antas (PT4 and PT7) presented altered conditions, while the ribeirão Pitangueiras (PT5), córrego do Aterrado (PT8), córrego Pinheirinhos (PT1), córrego Cachoeirinha (PT6) and ribeirão Tamanduá (PT3) were classified as impacted. In total 2.689 organisms were collected, and 1.150 and 1.539 in January/2013 in July/2013, belonging to 47 families of the phylum Annelida and Class Insecta. The Diptera were the main components of the community, especially the abundance of chironomids. Among the functional groups, the collectors were those with the highest relative abundance for both the collections. Whereas the index BMWP in PT4 , PT7 , and PT9 points showed great features, the points PT6 and PT8 were classified as acceptable , the points PT1 and PT5 were dubious quality and PT2 and PT3 points were critical quality. The ASPT and EPT indices were correlated with BMWP index values were high in environments with best quality. The Application of Rapid Assessment Protocol and biotic metrics proved very important tools in the assessment of aquatic ecosystems in the headwater of ribeirão das Antas watershed.

Keywords: Macrobenthos. Stream ecosystems. Biotic indices. Environmental quality.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	- Limite do município de Poços de Caldas no contexto do Planalto de Poços de Caldas.....	32
Figura 2	- Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos no Estado de Minas Gerais Grande Seis (GD6). Localização do Município de Poços de Caldas.	34
Figura 3	- Mapa do planalto de Poços de Caldas com localização do limite da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Antas. 1=Serra de Poços de Caldas, 2=Serra do Cristo Redentor, 3=Serra de São Domingos, 4= Morro do Serrote, 5 = Morro do Ferro, 6=Serra do Caracol.....	35
Figura 4	- Imagem panorâmica do córrego Pinheirinhos. A seta cinza indica a direção do fluxo do córrego.....	41
Figura 5	- Imagem de satélite e fotográfica do Ribeirão Tamanduá PT02. A seta cinza indica a direção do fluxo do córrego.....	42
Figura 6	- Imagem de satélite e fotográfica do Ribeirão Tamanduá PT03 nos períodos de cheia e seca. A seta cinza indica a direção do fluxo do rio.....	44
Figura 7	- Imagem de satélite e fotográfica do Córrego da Anta PT04. A seta indica a direção do fluxo do rio.....	45
Figura 8	- Imagem de satélite e fotográfica do Córrego dos Pitangueiras PT05. A seta indica a direção do fluxo do córrego.....	46
Figura 9	- Imagem de satélite e fotográfica do Córrego da Cachoeirinha PT06. A seta cinza indica a direção do córrego.....	47
Figura 10	- Imagem de satélite e fotográfica do Córrego da Anta PT07. A seta cinza indica a direção do córrego.....	48
Figura 11	- Imagem de satélite e fotográfica do Córrego do Aterrado PT08. A seta indica a direção do fluxo do córrego.	49
Figura 12	- Imagem de satélite e fotográfica do Córrego da Ventania PT09. A seta indica a direção do fluxo do córrego.	50
Gráfico 1	- Índice pluviométrico médio mensal e acumulado na região do local de estudo.....	55

Gráfico 2	- Pontuação total obtida no protocolo de Avaliação Ambiental Rápida aplicado em trechos dos cursos d'água, por ponto de coleta de acordo com Callisto <i>et al.</i> (2002).	56
Gráfico 3	- Abundância de organismos encontrados por ponto de coleta nos períodos amostrados (janeiro e julho/2013).	62
Gráfico 4	- Abundância relativa dos grupos taxonômicos encontrados nos córregos amostrados na cabeceira da bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas, nos períodos de chuva (janeiro/2013) e seca (julho/2013).	63
Gráfico 5	- Abundância relativa dos grupos funcionais encontrados nos diferentes ambientes amostrados e nos dois períodos de coleta.	65
Figura 13	- Dendrograma de similaridade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre os ambientes amostrados, utilizando-se o índice de Bray-Curtis e o método de ligação UPGMA (coeficiente de correlação cofenética = 0,956).	66
Gráfico 6	- Síntese da pontuação obtida no Índice Biótico BMWP e no Protocolo de Avaliação e Caracterização Ambiental Rápida utilizados, por ponto de coleta.	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Características gerais dos níveis de impacto e de preservação dos cursos d'água e seu entorno dos ambientes aquáticos amostrados.....	40
Tabela 2	- Valores médios dos parâmetros físicos e químicos nos nove pontos e diferentes períodos de coleta	58
Tabela 3	- Táxons da comunidade de macroinvertebrados bentônicos amostrados nos nove pontos de estudo, nos dois períodos de análise, com seus respectivos grupos funcionais. As famílias designadas por números não foram identificadas, sendo apenas enumeradas para fins de contagem.	60
Tabela 4	- Métricas calculadas para os pontos de amostragem na região de cabeceiras da bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas.	67

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ASPT	-	Average Score Per Taxon
BMWP	-	Biological Monitoring Working Party
CAPES	-	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CETESB	-	COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO
EPT	-	Presença de táxons da ordem Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera
FAPEMIG	-	Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de Minas Gerais
GEAPE	-	Grupo de Estudos Avançados em Pesquisa e Extensão
IBI	-	Índice de Integridade Biótica
ICI	-	Invertebrate Community Index
IFSULDEMINAS	-	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais
ICS	-	Índice de Comparação Sequencial
PARS	-	Protocolo de Avaliação Rápida e Simplificada
PIQ	-	Programa Interno de Qualificação
SEMAD/MG	-	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais
UPGMA	-	Agrupamento por Média não Ponderada
USEPA	-	United States Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
2.4	Bioindicadores da qualidade ambiental e índices bióticos	24
2.5	Macroinvertebrados bentônicos	27
2.6	Caracterização do planalto de poços de caldas.....	31
2.6.1	Caracterização da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Antas.....	35
3	HIPÓTESE	37
4	OBJETIVOS.....	38
5	MATERIAIS E MÉTODOS	39
5.1	Caracterização dos cursos d'água amostrados	39
5.1.1	Córrego Pinheirinhos (PT1).....	41
5.1.2	Ribeirão do Tamanduá (PT2).....	42
5.1.3	Ribeirão do Tamanduá (PT3).....	43
5.1.4	Córrego da Anta (PT4)	44
5.1.5	Córrego dos Pitangueiras (PT05).....	45
5.1.6	Córrego da Cachoeirinha (PT6)	46
5.1.7	Córrego da Anta (PT7)	47
5.1.8	Córrego do Aterrado (PT8).....	48
5.1.9	Córrego da Ventania (PT9)	49
5.2	Procedimentos e coleta do material	50
5.2.1	Protocolo de Caracterização Ambiental	50
5.3	Parâmetros físicos e químicos da água	51
5.3.1	Coleta e identificação dos macroinvertebrados bentônicos	52

5.4	ANÁLISE DOS DADOS	52
5.4.1	Aspectos Limnológicos dos Corpos d'Água	52
5.4.2	Estrutura da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos	53
6	RESULTADOS	55
6.1	Índices Pluviométricos	55
6.2	Aplicação do protocolo de avaliação ambiental rápida	56
6.3	Caracterização limnológica dos córregos amostrados	56
6.4	Estrutura da comunidade	59
6.4.1	Composição e distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos	59
6.4.2	Análise dos Grupos Funcionais de Macroinvertebrados Bentônicos.....	64
6.4.3	Análise da Similaridade entre os Ambientes Estudados	65
6.4.4	Aplicação de Métricas para a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos	66
7	DISCUSSÃO	69
7.1	Análise dos parâmetros físicos e químicos	69
7.2	Análise da estrutura da comunidade bentônica	71
8	CONCLUSÕES	76
	REFERENCIAS	77
	ANEXO A - Protocolo de Avaliação Rápida e Simplificada proposto por Callisto <i>et al.</i> (2002)	84
	ANEXO B - Pontuação das famílias de macroinvertebrados bentônicos encontradas nos córregos amostrados, para cálculo do índice BMWP (<i>Biological Monitoring Working Party</i>), adaptado de Alba-Tecedor e Sanchez-Ortega (1998)	87
	ANEXO C - Critérios de classificação da qualidade da água baseados na pontuação obtida para o índice BMWP (adaptado de Alba-Tecedor & Sanchez-Órtega, 1978) e ASPT (conforme apresentada por Arango, 2005)	89

ANEXO D - Critérios de classificação da qualidade da água baseados na pontuação obtida para o índice BMWP (adaptado de Alba-Tecedor & Sanchez-Órtega, 1988) e ASPT (conforme apresentada por Arango, 2005).....89

ANEXO E – Famílias registradas por ponto de coleta.....90

1 INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos continentais possuem comprovada importância histórica no desenvolvimento das sociedades, servindo como fonte de abastecimento urbana e industrial, irrigação, recreação entre outros. Entretanto, o acelerado crescimento da população humana, bem como os processos desordenados de ocupação dos territórios e a pressão sobre os recursos naturais, sobretudo os recursos hídricos, vêm deteriorando a qualidade dos mesmos, reduzindo a biodiversidade e tornando uma parcela significativa das águas continentais impróprias ao consumo humano (FERREIRA; FLYNN, 2012).

Os ambientes aquáticos continentais constituem habitat para diversos grupos de vegetais e animais. Entre estes grupos, os macroinvertebrados bentônicos, que habitam sedimentos, lodos de fundo, troncos ou mesmo macrófitas aquáticas, em pelo menos, uma fase de seu ciclo de vida, são importante por participarem ativamente do funcionamento destes ecossistemas (ROSENBERG; RESH, 1993; BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Eles podem ser retidos em redes com malhas de 200 a 500 micrômetros (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2009; DN COPAM 01, 2008) e possuem representantes em vários grupos taxonômicos (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2009).

Os macrobentos, como também são conhecidos, participam ativamente na ciclagem de nutrientes através da fragmentação da matéria orgânica grosseira autóctone ou alóctone, e das relações tróficas servindo de recursos alimentares para animais, como peixes. Eles são incorporadores de biomassa, atuam na depuração das águas, além de serem utilizados no biomonitoramento destes ecossistemas possuindo relação estreita com os parâmetros físicos, químicos e biológicos destes ambientes. Por exemplo, sua presença, densidade, abundância e distribuição estão diretamente relacionadas com a quantidade de oxigênio dissolvido, com a temperatura da água, o tipo de substrato, a velocidade da correnteza e presença ou ausência de mata ripária (CUMMINS; MERRIT; ANDRADE, 2005; PAMPLIN, 2004; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; PRAT *et al.*, 2009).

O processo de biomonitoramento consiste na análise sistemática, quantitativa ou qualitativa, de parâmetros biológicos de determinadas espécies, populações, guildas ou comunidades frente às alterações ambientais, principalmente as de origem antropogênica oriundas de fontes pontuais como despejo de águas residuárias industriais, exploração de recursos minerais ou remoção da vegetação, mas também podem originar-se de fontes não-pontuais, como o uso de pesticidas ou fertilizantes nas lavouras, processos desordenados de uso e ocupação do solo, remoção de solo, entre outros (ROSENBERG; RESH, 1993; BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003; QUEIROZ; SILVA; TRIVINHO-STRIXINO, 2008; FERREIRA; FLYNN, 2012).

De acordo com Queiroz, Silva e Trivinho-Strixino (2008), uma espécie ou grupo bioindicador deve possuir uma relação conhecida com um conjunto de fatores físicos, químicos ou ambientais, de modo que a mudança na resposta destes organismos possa indicar que alguma variável está fora dos limites estabelecidos para o referido bioindicador. Estas respostas podem servir de subsídios a programas futuros de controle e gestão ambiental visando à qualidade dos ecossistemas aquáticos (SURIANO, 2008). Para sua eficácia como bioindicador ambiental um grupo biológico precisa apresentar algumas características específicas que permitam análises em escalas temporal e espacial, como por exemplo, taxonomia conhecida, distribuição cosmopolita, ciclo de vida longo, abundância numérica, dentre outras (QUEIROZ; SILVA; TRIVINHO-STRIXINO, 2008). Outra importância dos bioindicadores é que podem ser utilizados no biomonitoramento antes e após distúrbios ambientais diversos, por meio dos atributos ecológicos das comunidades, como riqueza, estrutura e composição, além de alterações em seu código genético e ensaios ecotoxicológicos (ROSENBERG; RESH, 1993).

Algumas ferramentas complementares ao biomonitoramento são os índices bióticos, os quais foram originalmente desenvolvidos na Europa e difundidos para outros países, inclusive o Brasil. Estes índices avaliam de forma conjunta a capacidade dos organismos de sobreviver ou não às condições variadas da qualidade da água, que se relacionam com alguns parâmetros físicos e químicos como pH, turbidez, temperatura, oxigênio dissolvido, dentre outros. Dentre estes índices, destaca-se o Índice BMWP (Biological Monitoring Working

Party) (THORNE; WILLIAMS, 1997; ALBA-TERCEDOR *et al*, 2002), estabelecido no Reino Unido e atualmente utilizado em trabalhos de biomonitoramento em várias partes do mundo. Neste índice é considerada a presença ou ausência de macroinvertebrados bentônicos, em nível de família, atribuindo uma pontuação que varia em uma escala gradativa de 1 a 10, das espécies mais tolerantes aos impactos ambientais às mais sensíveis, respectivamente (SILVEIRA, 2004; BISPO *et al*, 2006; FERNANDES, 2007). Algumas adaptações do índice BMWP foram feitas, como por exemplo, pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do estado de São Paulo (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB) que desenvolveu e adotou um índice denominado Índice da Comunidade Biológica - ICB para as comunidades bentônicas com caráter multimétrico e específico para diferentes ambientes (rios de médio e grande porte, regiões litorais e profundas de reservatórios) (CETESB, 2009).

As características físicas do entorno dos cursos d'água também são importantes dados a serem considerados, uma vez que exercem influência direta na estrutura das comunidades de macrobentos e, conseqüentemente, na qualidade ambiental. Assim, a preservação deste ambiente reflete diretamente na entrada de nutrientes e energia no ecossistema aquático (PETERSEN JUNIOR, 1992). Para a avaliação destas características, existem diversos protocolos de avaliação e caracterização ambiental rápida que são utilizados conjuntamente ao biomonitoramento. Eles vêm para complementar os estudos sobre o comportamento dos grupos bioindicadores frente aos diferentes graus de preservação do ambiente onde vivem. Entre estes protocolos, no Brasil tem sido dado destaque ao Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitat, o qual avalia as características da água e do sedimento, tipo de ocupação das margens, erosão e assoreamento, extensão da mata ciliar, entre outros parâmetros. Este protocolo é uma versão adaptada por Callisto *et al.*(2002), a partir dos propostos pela Agência de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) – EPA (1967) e por Hannaford, Barbour e Resh (1997).

Estudos realizados em cursos d'água de baixa ordem sob influência diferenciada de uso e ocupação do solo no seu entorno, e, conseqüentemente padrões diferenciados de preservação, demonstraram que os corpos hídricos com matas ciliares preservadas apresentaram maior riqueza e diversidade em

comparação àqueles impactados (CORBI, 2006; SURIANO, 2008). A ausência da vegetação ciliar permite um incremento excessivo de nutrientes alóctones, favorecendo a proliferação de produtores (p. ex., perifíton) e ocasionando o processo denominado eutrofização. Além do mais, cursos d'água desprovidos de mata ripária têm menor presença de insetos que compõem nichos alimentares diversificando a comunidade bentônica (CORBI, 2006, 2008; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; TRIVINHO-STRIXINO, 2011).

Dentro deste contexto, quando se avalia o processo de ocupação humana regional no planalto de Poços de Caldas devido a exploração turística das fontes hidrotermais locais e de minérios, bem como o uso da terra para lavouras, percebe-se que os recursos hídricos locais, vêm sofrendo direta e indiretamente com impactos antropogênicos diferenciados ao longo dos anos. É importante destacar que esta região possui características geomorfológicas e fitossociológicas muito singulares que conferem à região peculiaridades ambientais que precisam ser mais bem compreendidas para serem preservadas.

Os corpos d'água em estudo, situados na cabeceira da bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas, estão submetidos à influência das atividades agrícolas regionais. Os locais de amostragem foram estabelecidos de modo a explorar a maior variedade possível de habitats e impactos em seu entorno, considerando as atividades socioeconômicas locais, a fim de se testar a hipótese de que há uma relação entre a qualidade do ambiente do entorno e a estrutura da comunidade bentônica local.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Os recursos hídricos

Os recursos aquáticos continentais têm servido há séculos para suporte das populações humanas, sofrendo assim intensa pressão decorrente das ações antrópicas (PÉREZ, 1988; BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2009). Entretanto, os estudos acerca destes ambientes são relativamente recentes e foram inicialmente desenvolvidos em ambientes lênticos como lagos e lagoas, sendo sistematizados em países europeus das regiões temperadas, mais acentuadamente, à partir do século XX.

No Brasil, elemento impulsionador dos estudos de ecossistemas aquáticos foi a aquicultura e a necessidade do entendimento destes ambientes para a promoção do saneamento ambiental e o controle de doenças veiculadas à água (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; MUGNAI; BATISTA; NESSIMIAN, 2010). Posteriormente, os estudos focaram-se nos ambientes lóticos sob a perspectiva de preservação e gestão destes recursos abundantes neste país.

De acordo com Moraes e Jimenez-Rueda (2008), Brigante e Espíndola (2009), existem atributos que atuam em diferentes escalas e de forma hierárquica nos ecossistemas aquáticos continentais, podendo ser divididos em físicos e biológicos. Como atributos físicos regionais citam-se o clima e a geomorfologia, e como atributos locais, as características da bacia hidrográfica, como a vegetação, o tipo de solo, as propriedades físicas e químicas da água e o regime hidrológico. Como atributos biológicos dos ecossistemas aquáticos, podem ser citadas a biomassa, a produtividade e a estrutura trófica da biodiversidade. Lake (2000) afirma que os efeitos das precipitações ou secas sazonais interferem nos fatores abióticos e bióticos do ecossistema aquático. O influxo das águas na estação das chuvas pode remover ou redeslocar a matéria orgânica e sedimentos finos, o que pode ocasionar alterações no canal e leito do rio. Já na estação da seca, pode haver o acúmulo de matéria orgânica ou a redução de recursos. Estas variações sazonais podem alterar as relações ecológicas da biota, que por sua vez pode competir por espaço, variar em densidade e abundância. Dessa forma,

atualmente, os estudos dos sistemas aquáticos tendem a uma visão mais integradora, abordando a bacia hidrográfica como uma “unidade territorial” de gestão e planejamento ambiental (BRASIL, 1997; BARTH, 1998; TEODORO *et al.* 2007; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Martins (2007) aponta que a menor unidade de estudo a ser adotada para ambientes aquáticos é a microbacia hidrográfica, o qual a definida como sendo uma área onde as características da rede de drenagem não se sobreponham às características locais. Para Lima e Zakia (2000), a bacia hidrográfica pode ser de dimensão variada em função de alguns parâmetros, e que o conceito de microbacia é eminentemente político e administrativo, tendo em vista as diretrizes propostas pelos programas políticos atuais de gestão integrada dos recursos hídricos. Já Teodoro *et al.* (2007) definem a microbacia como sendo uma unidade formada por canais de baixa ordem (1^a, 2^a ou 3^a) onde se percebem processos ecossistêmicos dinâmicos (hidrológicos, geomorfológicos e biológicos) e mais susceptíveis às perturbações. Estes autores afirmam que as alterações na quantidade e qualidade da água do deflúvio, em função de chuvas intensas ou mudanças no solo, são detectadas mais sensivelmente nas microbacias do que nas pequenas e grandes. Dessa forma, este último conceito se ajusta melhor à proposta desta pesquisa, sendo, portanto, o considerado para o presente estudo.

Como um dos elementos determinantes na qualidade dos recursos hídricos locais de uma microbacia tem-se a vegetação que margeia os riachos, córregos e rios, denominada mata de galeria, mata ciliar ou mata ripária, termo originalmente estabelecido para caracterizar a fisionomia formada pelas copas das árvores que se encontram formando uma galeria sobre o curso d'água (MARTINS, 2007). Esta mata desempenha função hidrológica para a microbacia como quantidade e qualidade de água, geração do escoamento direto, ciclagem de nutrientes e interação direta com o ecossistema aquático. Além disso, exerce ainda forte relação ecológica servindo de corredor ecológico para algumas espécies, como fonte direta de recurso para o ambiente aquático interferindo na produtividade primária e na comunidade microbiótica e de invertebrados aquáticos (LIMA; ZAKIA, 2000) e controlam o aporte de nutrientes alóctones (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

A vegetação ciliar é influenciada naturalmente pelo regime de inundação do rio que atua no transporte de serrapilheira, pela fertilidade do solo e também pela dispersão de sementes. O clima e a topografia também são elementos determinantes na composição da vegetação ciliar. Assim, a zona ripária está sujeita a alterações em termos de estrutura, composição e distribuição espacial provenientes de processos naturais, que, entretanto, não chegam a degradá-la (LIMA; ZAKIA, 2000; MARTINS, 2007). Martins (2007) e Ricklefs (2010) definem a degradação dos ecossistemas compostos pelas matas de galeria, e, conseqüentemente dos ecossistemas aquáticos, como sendo a perda da capacidade de resiliência destes, após algum distúrbio ambiental. Martins (2007) destaca que as ações mais causadoras desta degradação são aquelas decorrentes das ações humanas como desmatamento para a expansão agrícola, urbana ou de exploração madeireira, extração de minérios e empreendimentos turísticos mal planejados.

A relação entre a qualidade do entorno e a biodiversidade presente nos ecossistemas continentais lóticos é evidenciada em diversos estudos ecológicos. Cursos d'água com o entorno mais preservado apresentam comunidades biológicas aquáticas mais diversas. Dessa forma, o uso e a ocupação dados ao solo influenciam diretamente, por exemplo, na estrutura da comunidade bentônica presente nos rios bem como a qualidade de suas águas (CORBI, 2006; CORBI; STRIXINO, 2008). Sob este aspecto, e, considerando que todos os processos biológicos básicos dependem da água, a conservação da qualidade deste recurso torna-se condição essencial para a manutenção da biota.

2.2 Os protocolos de avaliação e caracterização ambiental

A estrutura da comunidade biótica presente nos cursos d'água depende de vários fatores relacionados à qualidade ambiental como fonte de energia, qualidade da água e interações ecológicas. Estes elementos se relacionam em sua maior parte com a qualidade do entorno destes ecossistemas. Assim, o grau de conservação do entorno dos ambientes aquáticos é componente essencial nos trabalhos de diagnóstico e preservação ambiental (PERTERSEN JUNIOR, 1992;

MINATTI-FERREIRA; BEAUMORD, 2006; TUPINAMBÁS; CALLISTO; SANTOS, 2007).

Os primeiros procedimentos de avaliação da qualidade da paisagem e o seu reflexo sobre a biota aquática ocorreram nos Estados Unidos, sob o enfoque do enquadramento dos fluxos d'água para o mapeamento das populações de trutas em ambientes naturais, devido aos estreitos limiares de tolerância para algumas condições ambientais que esta espécie apresenta. Posteriormente, a Agência Norte Americana de Proteção Ambiental (USEPA) adaptou estes procedimentos, incluindo outros elementos físicos relacionados aos rios e riachos, transformando-os em protocolo para os seus programas de monitoramento da qualidade da água (BALL, 1982; BARBOUR; *et al.*, 1999; MINATTI-FERREIRA; BEAUMORD, 2006). Atualmente, estes protocolos são utilizados em vários países, inclusive passando por adaptações regionais e locais.

Os protocolos de avaliação e caracterização ambiental rápidos atuais são ferramentas complementares utilizadas no biomonitoramento para se fazer análises quali-quantitativas da paisagem no entorno dos cursos d'água. Eles constituem ferramentas importantes, pois demonstram a relação entre a estrutura e a função da biota aquática com elementos físicos e ambientais como heterogeneidade de ambientes, tipo de substrato, grau de erosão das margens, extensão e qualidade da mata ciliar, dentre outros (CALLISTO *et al.*, 2002; MINATTI-FERREIRA; BEAUMORD, 2006; GUIMARÃES *et al.*, 2009).

Os estudos utilizando macroinvertebrados bentônicos comprovam estes protocolos como instrumentos de padronização para a análise das condições ribeirinhas de forma prática e rápida. Entretanto, também se recomenda sua utilização concomitantemente a outras ferramentas de análise da qualidade ambiental, bem como maiores esforços no treinamento de recursos humanos na gestão de recursos hídricos para que haja maior efetividade na identificação das condições ambientais variadas (PERTERSEN, 1992; CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001, 2002; MINATTI-FERREIRA; BEAUMORD, 2006; GUIMARÃES *et al.*, 2009).

Corbi (2006) e Suriano (2008), em estudos comparativos utilizaram protocolos de avaliação rápida e demonstraram que rios de baixa ordem sob o

uso intensivo agrícola de pastagem e de silvicultura apresentaram menor diversidade de espécies se comparados a ambientes preservados. Insetos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Coleoptera apresentaram maior densidade e riqueza taxonômica nos ambientes apontados como preservados pelos protocolos, enquanto que a ordem Diptera dominaram ambientes impactados e sem mata ripária. Estes autores concluíram que a presença da mata ciliar bem como a heterogeneidade de habitats foi elemento determinante para a composição da comunidade bentônica nos locais analisados.

2.3 As variáveis físicas e químicas da água e sua relação com a qualidade ambiental

A geomorfologia fluvial determina parcialmente o movimento das águas, além de determinar a estrutura do fundo e do material do sedimento. Os processos de transporte de sedimentos, de material orgânico ou inorgânico nos rios estão relacionados à largura, profundidade e velocidade da correnteza. Estes sedimentos determinam a composição química das águas e podem ser provenientes das margens dos rios ou de fontes alóctones, muitas vezes geradas por ações antropogênicas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008), e assim influenciar a biota aquática.

Existem muitos parâmetros físicos e químicos que podem caracterizar geoquimicamente as águas superficiais, como a turbidez, a transparência, a presença de sólidos, a condutividade, o potencial de oxidação e redução, demanda química e bioquímica de oxigênio, e, a determinação de materiais de origem orgânica e inorgânica (CETESB, 2009). Entretanto, alguns destes parâmetros são determinantes para alguns grupos biológicos, como por exemplo, o pH, a temperatura e o oxigênio dissolvido.

Em ambientes naturais não poluídos o oxigênio é um elemento químico importante na oxidação e decomposição aeróbia da matéria orgânica autóctone, atuando diretamente na ciclagem de nutrientes e entrada de energia nestes ecossistemas, além de ter um papel fundamental na distribuição, sobrevivência e fisiologia da flora e fauna aquáticas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). O

oxigênio se dissolve na água por meio de processos de difusão entre o ar atmosférico e a superfície aquática e da fotossíntese de algas, mecanismo reduzido em ambientes onde a turbidez é elevada, pois esta dificulta a penetração da luz (FLORUCCI, 2005; CETESB, 2009). O processo de difusão depende da altitude e da temperatura, sendo esta última a mais importante, exercendo ambos uma relação inversa. Estudos demonstram que a mata ripária exerce forte influência no equilíbrio térmico em ecossistemas aquáticos e conseqüentemente na dissolução do oxigênio (CORBI, 2006; MINATTI-FERREIRA; BEAUMORD, 2006; MARTINS, 2007; GUIMARÃES et al, 2009). Embora com baixa expressividade no processo de difusão do oxigênio com a água, a salinidade também pode interferir nesta reação química. O aumento da salinidade, decorrente, muitas vezes da interferência e poluição de origem antropogênica, pode afetar a dissolução do oxigênio nos ambientes aquáticos (FLORUCCI, 2005).

Rocha, Casatti e Ferreira (2009), Brigante e Espíndola (2009) definem os processos de poluição que afetam os parâmetros físicos e químicos, e conseqüente perda de qualidade das águas, em pontuais e não pontuais. Em decorrência das diversas fontes e formas de poluição dos recursos hídricos torna-se difícil a mensuração de todos os componentes poluentes de um ecossistema aquático, sendo possível a predição da qualidade da água por meio dos parâmetros físicos, químicos e biológicos. A associação destes parâmetros permite a geração de índices de qualidade da água que são usados em todo o mundo (BRASIL, 1997; GOULART; CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001; CETESB, 2009).

2.4 Bioindicadores da qualidade ambiental e índices bióticos

A utilização de organismos no monitoramento de condições ambientais é remota. Os estudos pioneiros focavam em alguns grupos de bactérias e fungos a partir da observação de que eles eram capazes de sobreviver e tolerar gradientes de poluição diferenciados, denominado de sistema sapróbio (CETESB, 2012). Posteriormente, estudos usando seres vivos como indicadores de poluição

ou conservação ambiental se estenderam aos grupos de plantas aquáticas (macrófitas), peixes e por último os macroinvertebrados.

Os organismos bioindicadores de qualidade ambiental são grupos bióticos que apresentam respostas diferenciadas às mudanças ocorridas no ambiente, geralmente ocasionadas por ações antropogênicas. Estas respostas podem ser sistematicamente monitoradas no espaço e no tempo e indicar o grau da perturbação, se associadas a outros mecanismos de análise do ecossistema (ROSENBERG; RESH, 1993, BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003; GOULART; CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001; MONTEIRO; OLIVEIRA; GODOY, 2008; LIONELLO; SANTOS-WISNIEWSKI; PAMPLIN, 2011; FERREIRA; FLYNN, 2012).

Goulart e Callisto (2003) classificam os organismos bioindicadores com relação ao grau de tolerância frente às adversidades ambientais. Assim, apresentam três principais grupos, os organismos sensíveis ou intolerantes, os tolerantes e os resistentes. Os organismos sensíveis ou intolerantes são mais exigentes com relação às condições ambientais, como por exemplo, necessitam de elevada concentração de oxigênio dissolvido. Já o grupo de organismos tolerantes às condições ambientais adversas é representado por aqueles organismos que possuem uma amplitude maior de tolerância às variações ambientais. Por fim, os organismos resistentes são aqueles que possuem estruturas e adaptações morfofisiológicas que lhes garantem o sucesso mesmo em ambientes com baixa qualidade ambiental.

Um organismo para ser considerado um bom bioindicador, deve possuir algumas características como, apresentar ampla distribuição geográfica, o que possibilita comparações entre regiões e ambientes distintos, deve possuir grande riqueza e diversidade para que as respostas aos gradientes ambientais possam ser observadas e mensuradas. Com relação à capacidade de dispersão, é importante que esta seja limitada para que se possa fazer inferências espaciais sobre a contaminação. O conhecimento taxonômico é de suma relevância, bem como o ciclo de vida, que deve ser longo o suficiente para permitir uma análise da dinâmica temporal do grupo (ROSENBERG; RESH, 1993; BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003; MONTEIRO et al., 2008; PRAT et al., 2009). Por todas as características supracitadas e outras mais, os macroinvertebrados bentônicos

vem sendo largamente utilizados no bionomitoramento (GOULART; CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001; MARCHESE, 2013).

A partir dos trabalhos que utilizaram macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores surgiram os índices bióticos, ferramentas nas quais são atribuídos valores (*score*) para cada espécie ou outro nível taxonômico, de acordo com o grau de tolerância ao impacto ambiental. O objetivo é permitir análises qualitativas e quantitativas para o diagnóstico e qualificação dos ambientes em gradientes que variam de poluídos a preservados. Na literatura científica existem uma grande quantidade destes índices, dentre os quais citam-se os índices BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*), o ASPT (*Average Score Per Taxon*) e o EPT (presença de táxons da ordem Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) (THORNE; WILLIAMS, 1997; JUNQUEIRA; CAMPOS, 1998; ALBA-TERCEDOR *et al.*, 2002, BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003). Outras adaptações surgiram, como os índices multimétricos que sintetizam algumas variáveis sob aspectos diferenciados da comunidade, como por exemplo, o índice de Integridade Biótica (IBI) que utilizava a ictiofauna como indicador. Este índice foi posteriormente ajustado pela agência Norte Americana de Proteção Ambiental para o uso com macroinvertebrados, o índice ICI (*Invertebrate Community Index*) (MARCHESE, 2013). Atualmente, o uso destes índices bióticos e sua adaptação a ecorregiões distintas tem tido destaque nos trabalhos de biomonitoramento.

A CETESB (2012) adaptou e desenvolveu seus próprios índices multimétricos e recomenda os mesmos na avaliação da qualidade das águas lênticas e lóticas no interior do estado de São Paulo. Para as águas correntes, o índice ICBRIO é a associação dos multiparâmetros ecológicos da comunidade, como a riqueza (S), índice de diversidade de Shannon (H'), Índice de Comparação Sequencial (ICS), Razão da densidade Tanytarsini/Chironomidae (Tt/Chi), riqueza de táxons sensíveis (Ssens), dominância de grupos tolerantes (T/DT).

2.5 Macroinvertebrados bentônicos

Os ambientes aquáticos continentais possuem particularidades físicas e químicas modeladas por uma série de elementos abióticos (geomorfologia, pedologia, fluxo das águas, etc.) de extrema importância para os organismos que os habitam. Os invertebrados aquáticos, particularmente os insetos, são grupos encontrados em grande abundância nestes ambientes. Apesar de recentemente os estudos e pesquisas sobre este grupo terem aumentado, ainda pouco se conhece sobre biologia e o comportamento destes organismos, exceto daqueles relacionados à veiculação de doenças ao homem (PAMPLIN, 2004; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; MONTEIRO; OLIVEIRA; GODOY, 2008; MUGNAI, BATISTA, NESSIMIAN, 2010; MARCHESE, 2013).

Os invertebrados aquáticos desenvolveram ao longo de sua história evolutiva uma série de caracteres morfofisiológicos que os permitiram habitarem estes ambientes, podendo variar entre os diferentes habitats do rio, de acordo com seu estágio ontogenético. Como exemplo destas adaptações pode ser citado o tamanho, a flexibilidade e a forma do corpo, que podem variar em função do substrato que ocupam, do modo de alimentação e reprodução que desempenham. Pode-se observar macroinvertebrados aquáticos com corpo de forma hidrodinâmica, aplanada, cilíndrica e até esférica, bem como observar estruturas como ventosas, glândulas de seda, ganchos anais, dentre outros (CUMMINS; MERRIT; ANDRADE, 2005; MARCHESE, 2013). Estes invertebrados na fase adulta possuem em sua maioria, ciclo de vida curto e alado. Na maior parte de suas vidas encontram-se no estágio larval, habitando a zona bentônica (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Dessa forma, classificam-se os macroinvertebrados bentônicos como aqueles organismos com tamanho para serem retidos em equipamentos com redes de malhas finas, que habitam o sedimento ou elementos a ele relacionados, como algas, troncos, galhos, dentre outros, em pelo menos alguma fase de seu estágio ontogenético (ROSENBERG; RESH, 1993; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; MONTEIRO; OLIVEIRA; GODOY, 2008; BRIGANTE e ESPÍNDOLA, 2009). Estes organismos são muito importantes para os ambientes aquáticos, atuando no seu

funcionamento por meio da transferência de energia e ciclagem de nutrientes, na movimentação de contaminantes e nutrientes no sedimento (bioturbação ou biorrevolvimento), alteração da composição do sedimento, biodegradação, bioacumulação, entre outros (PAMPLIN, 2004; LIONELLO; SANTOS-WISNIEWSKI; PAMPLIN, 2011). De acordo com Marchese (2013), quanto mais diversa a comunidade de invertebrados bentônicos, melhor será o desempenho dela no funcionamento dos ecossistemas.

Para a caracterização da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos existem muitas metodologias de abordagem no biomonitoramento, como por exemplo, a abordagem por grupos funcionais, a abordagem da presença ou ausência de alguns grupos em função das suas exigências ambientais, a abordagem por meio da biomassa, dentre outras.

Devido aos seus hábitos alimentares polípagos é difícil classificar os macroinvertebrados bentônicos por níveis tróficos, sendo uma solução para esta abordagem o aspecto dos grupos funcionais, o que significa agrupá-los de acordo com os recursos ambientais que consomem e adquirem de maneira similar (CUMMINS; MERRIT; ANDRADE, 2005). Dessa forma, alguns autores agrupam estes invertebrados nas categorias de trituradores ou fragmentadores, coletores-filtradores, coletores-recolhedores, detritívoros e predadores. Este agrupamento pode ser feito por meio da análise do conteúdo estomacal, pela morfologia do corpo, especificamente do aparelho bucal (CUMMINS; MERRIT; ANDRADE, 2005; MOTTA e UIEDA, 2004; SILVA *et al.*, 2009; MARCHESE, 2013). Motta e Uieda (2004) classificam os grupos funcionais como trituradores ou fragmentadores, aqueles que se alimentam de matéria orgânica particulada grossa em decomposição (restos vegetais) constituída por partículas de tamanho superior a 1.0 milímetro. Como exemplo destes organismos tem-se os crustáceos, anfípodos e larvas de alguns insetos da ordem Plecoptera e Trichoptera. Cummins, Merrit e Andrade (2005) demonstram que larvas de famílias da ordem Trichoptera possuem hábitos fragmentadores o que explica a ocorrência destes grupos em ambientes com mata ripícola que os fornece recurso alimentar. Já as larvas de Plecoptera passam a maior parte do seu ciclo de vida nos ambientes aquáticos, geralmente lóticos com águas correntes, bem oxigenadas e não contaminadas. Constituem um grupo de grande exigência

ambiental devido à necessidade de recursos alimentares variados em sua dieta e à alta concentração de oxigênio dissolvido. (PEREZ, 1988; GOULART; CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001; BALDIN, 2011).

Os coletores filtradores são aqueles que se alimentam de matéria orgânica particulada fina (bactérias, algas e partículas de detritos) com tamanho entre 0,01 a 1,0 milímetros. Como exemplo de coletores filtradores pode-se citar larvas de Diptera da família Simuliidae e da ordem Trichoptera (CUMMINS, 1989; LIONELLO; SANTOS-WISNIEWSKI; PAMPLIN, 2011) e alguns bivalves do filo Mollusca. Os coletores recolhedores se alimentam conforme os coletores filtradores, porém variando no tamanho das partículas recolhidas (0,05 a 1,0 milímetros). São exemplos os Oligochaetas e algumas larvas da família Chironomidae. Os raspadores se alimentam de perifíton, algas e detritos associados a macrófitas com partículas variando entre 0,01 a 1,0 milímetros. Representantes do filo Mollusca possuem, inclusive, estruturas morfológicas para esta ação (rádula). Os predadores por sua vez são aqueles que se alimentam de presas animais vivas ou de tecidos destes, com o tamanho das partículas maiores do que 0,5 milímetros. Nos ambientes aquáticos são representados pelas ordens de Odonata, Hemiptera e Diptera, além de alguns representantes da classe Hirundinida.

A abordagem dos macroinvertebrados bentônicos por meio dos grupos funcionais permite a compreensão da entrada de nutrientes e matéria orgânica no ambiente, bem como a forma como esta é utilizada e processada (MOTTA; UIEDA, 2004; SILVA *et al.*, 2009). Sob esta abordagem, a comunidade bentônica de um ecossistema aquático reflete bem a diversidade deste ambiente, pois compõem taxa diversos, com hábitos e habitats diferenciados. Entretanto, existem algumas limitações para esta abordagem tendo em vista que alguns padrões comportamentais de alguns grupos ainda não puderam ser totalmente explicados. Motta e Uieda (2004) demonstraram que houve dominâncias diferenciadas dos grupos tróficos, nos diferentes períodos do ano, além de variação na dieta, entre as diferentes estações do ano, dentro de um mesmo grupo taxonômico. Observaram também que houve grupos com alto grau de especialização, ocorrendo somente em determinados períodos. Eles sugeriram neste estudo, que estas variações podem ter ocorrido em função da disponibilidade de recursos no

ambiente, o que pode ser determinado pela estação do ano, bem como da plasticidade dos insetos em se alimentarem de recursos diversos, independente da sua morfologia. Dessa forma, estes autores sugerem que o agrupamento dos macroinvertebrados bentônicos por grupos tróficos seja mais pertinente do que por grupos funcionais.

A abordagem mais comumente discutida na literatura diz respeito aos grupos de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade ambiental. Nestes estudos eles são agrupados pelo grau de tolerância que possuem às variações ambientais, sendo considerados muito tolerantes, tolerantes ou sensíveis. A presença ou ausência destes grupos variam em um gradiente de qualidade da água que vai de contaminada ou de má qualidade à boa qualidade, respectivamente. Diversos autores classificam a família Chironomidae como indicadora de baixa qualidade da água, pois são organismos tolerantes a condições ambientais mais extremas, adaptados às baixas condições de oxigênio dissolvido. Entretanto existem variações de tolerância dentro desta família (CORBI, 2006, 2008; SURIANO, 2008; TRIVINHO-STRIXINO, 2011). Callisto, Moretti e Goulart, (2001) aponta que a capacidade competitiva destes animais pode parcialmente explicar o seu maior grau de tolerância. Marchese (2013) inclui neste grupo de animais tolerantes a baixa qualidade ambiental os oligoquetos. Ambos os grupos citados anteriormente, possuem hábitos fossoriais sem muita exigência de diversidade de habitats, com hábitos alimentares detritívoros. Importante destacar, que apesar da classificação destes grupos como bioindicadores de má qualidade ambiental, eles são, quase sempre, os grupos mais abundantes nos levantamentos de campo, mesmo em ambientes preservados. Neste caso, o que vai atestar à boa ou má qualidade do ambiente será a diversidade da fauna total coletada, além de demais parâmetros analisados.

A presença de indivíduos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera na entomofauna bentônica é indicativa da boa qualidade ambiental, uma vez que esses organismos apresentam altas exigências quanto à concentração de oxigênio na água e diversidade de habitats (CALLISTO *et al.*, 2003). Trabalhos de Corbi (2006), Suriano (2008), Lionello, Santos-Wisniewski e Pamplin (2011) corroboram esta relação que analisaram a influência de práticas

variadas no uso e ocupação no solo sobre a comunidade bentônica e apontaram a presença e maior abundância destes representantes em ambientes mais preservados. A ordem Coleoptera também se apresenta com maior representatividade em ambientes mais preservados.

2.6 Caracterização do planalto de poços de caldas

A região sul-sudoeste do estado de Minas Gerais é composta por vinte municípios, dentre eles, Poços de Caldas que tem parte de seu território inserido no planalto de mesmo nome, conforme Figura 1.

As tipologias pedológicas predominantes na região do planalto são do tipo Cambissolos e Neossolos, sendo a área de estudo dominada pelo tipo neossolo regolítico com predominância de cascalhos formados por fragmentação de rochas alcalinas, sedimentares e cristalinas, pois se situam em áreas de contato litológico. As classes hipsométricas de definição do relevo regional variam de 1100 a 1640 metros de altitude (ALBERTI, 2008; MORAES; JIMENEZ-RUEDA, 2008).

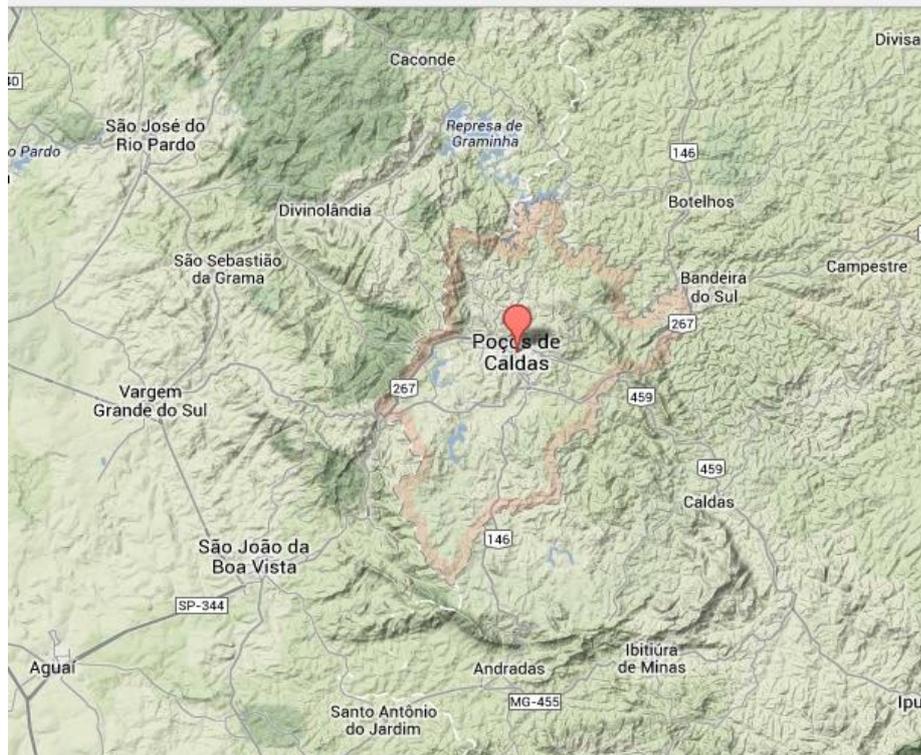


Figura 1 - Limite do município de Poços de Caldas no contexto do Planalto de Poços de Caldas

Fonte: <https://maps.google.com.br/maps?hl=pt-BR&tab=wl>. Acessado em: 11. Out. 2013.

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, a região pertence ao domínio do Bioma Mata Atlântica que constitui um bioma com grande biodiversidade devido às suas variações de altitudinais e latitudinais, além de apresentar formações florestas nativas fisionomicamente diferenciadas como as florestas estacionais semidecíduais, os campos naturais de altitude e pequenos trechos de cerrado, além de regiões com presença de florestas de galerias ou matas ciliares (LEITÃO FILHO, 1987; Van Den BERG et al., 2007). O clima predominante da região é do tipo Tropical de Altitude – Cwb, conforme classificação proposta por Köppen, com inverno seco e verão moderadamente quente, com índices pluviométricos anuais aproximados de 1600 mm (Van Den BERG et al., 2007) e temperatura média do mês mais quente inferior a 22°C.

Com relação à hidrografia, o Planalto de Poços de Caldas, rico em corpos d'água, em geral, de baixa ordem, que são alimentados principalmente pelas águas das chuvas, possui duas principais bacias hidrográficas, a Bacia do Ribeirão das Antas e a do rio Verde.

A bacia Hidrográfica do Ribeirão das Antas drena grande parte do município de Poços de Caldas e Andradas e contribui diretamente para a bacia do Rio Pardo que é afluente direto da bacia hidrográfica do Rio Grande, afluente da bacia hidrográfica do Rio Paraná.

A Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais – SEMAD/MG divide o estado de Minas Gerais em Unidades de Planejamento e Gestão de recursos hídricos, inserindo o município de Poços de Caldas na sub-bacia hidrográfica estadual do Rio Pardo GD06 (Figura 2).

O rio Pardo constitui um dos principais afluentes mineiros da bacia estadual do Rio Grande - GD06 e drena parte do estado de Minas Gerais e São Paulo (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2009). Este curso d'água sofre graves problemas de poluição difusa e pontual como lançamento de efluentes domésticos, industriais, exploração mineral na calha do rio e contaminação por pesticidas e fertilizantes, além da degradação de sua vegetação ciliar. Estudos realizados ao longo deste curso d'água apontam para a presença significativa de macroinvertebrados bentônicos dos grupos Oligochaeta e Chironomidae indicativos de águas com alto grau de distúrbios ambientais (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2009). Assim, Poços de Caldas, abrigando, na vertente mineira, uma rede de tributários do Rio Pardo pode contribuir para a baixa qualidade ambiental deste curso d'água.

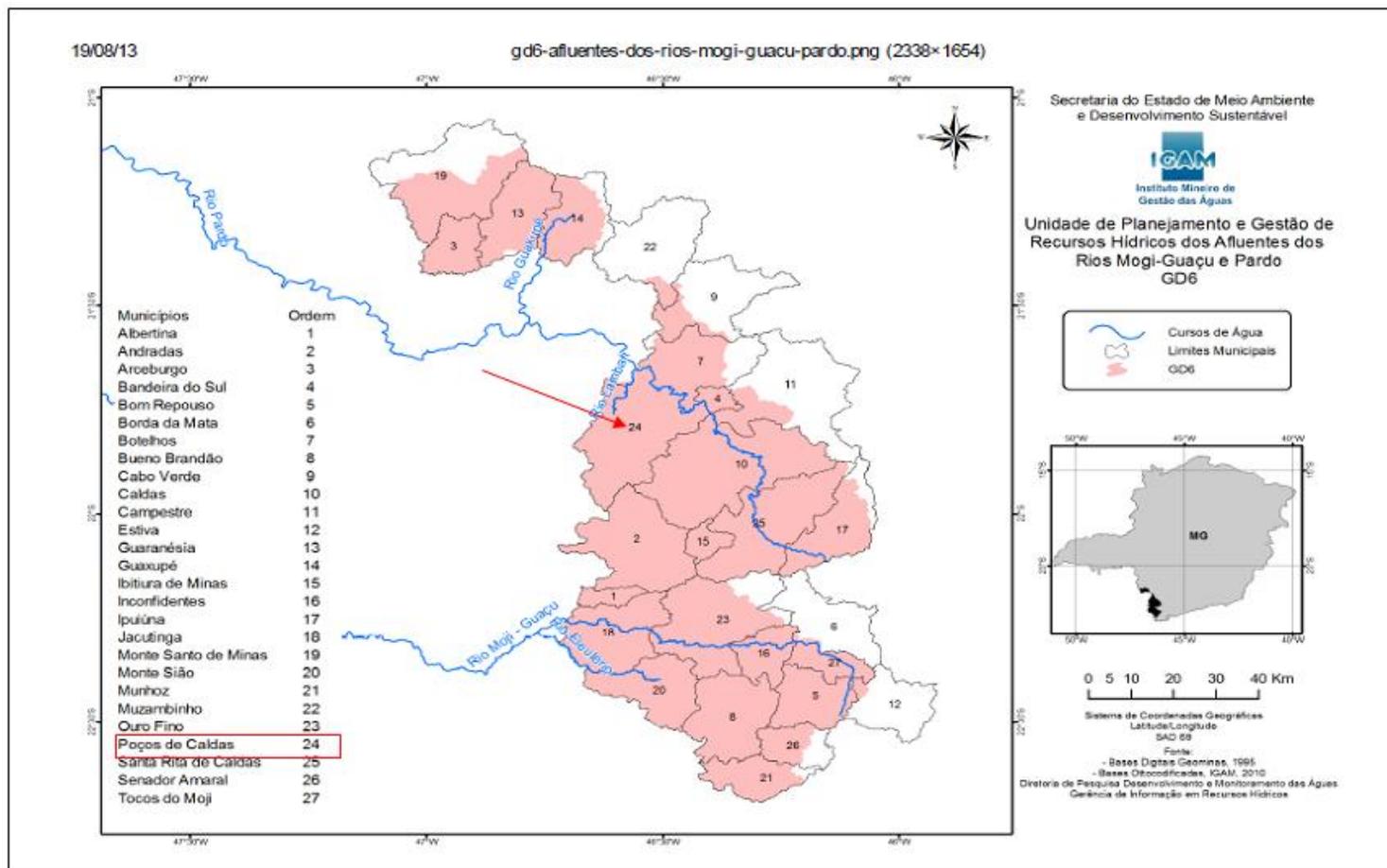


Figura 2 - Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos no Estado de Minas Gerais Grande Seis (GD6). Localização do Município de Poços de Caldas.

Fonte: SEMAD/IGAM. Acessado em 18/10/2013

2.6.1 Caracterização da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Antas

A bacia do Ribeirão das Antas em suas nascentes no município de Andradas cobre a maior parte do território do município de Poços de Caldas, possuindo área total de 455 km², o equivalente a 86% dos 547,26 km² da área de unidade territorial deste município (ALBERTI, 2008; IBGE, 2010) conforme apresentado na Figura 3.

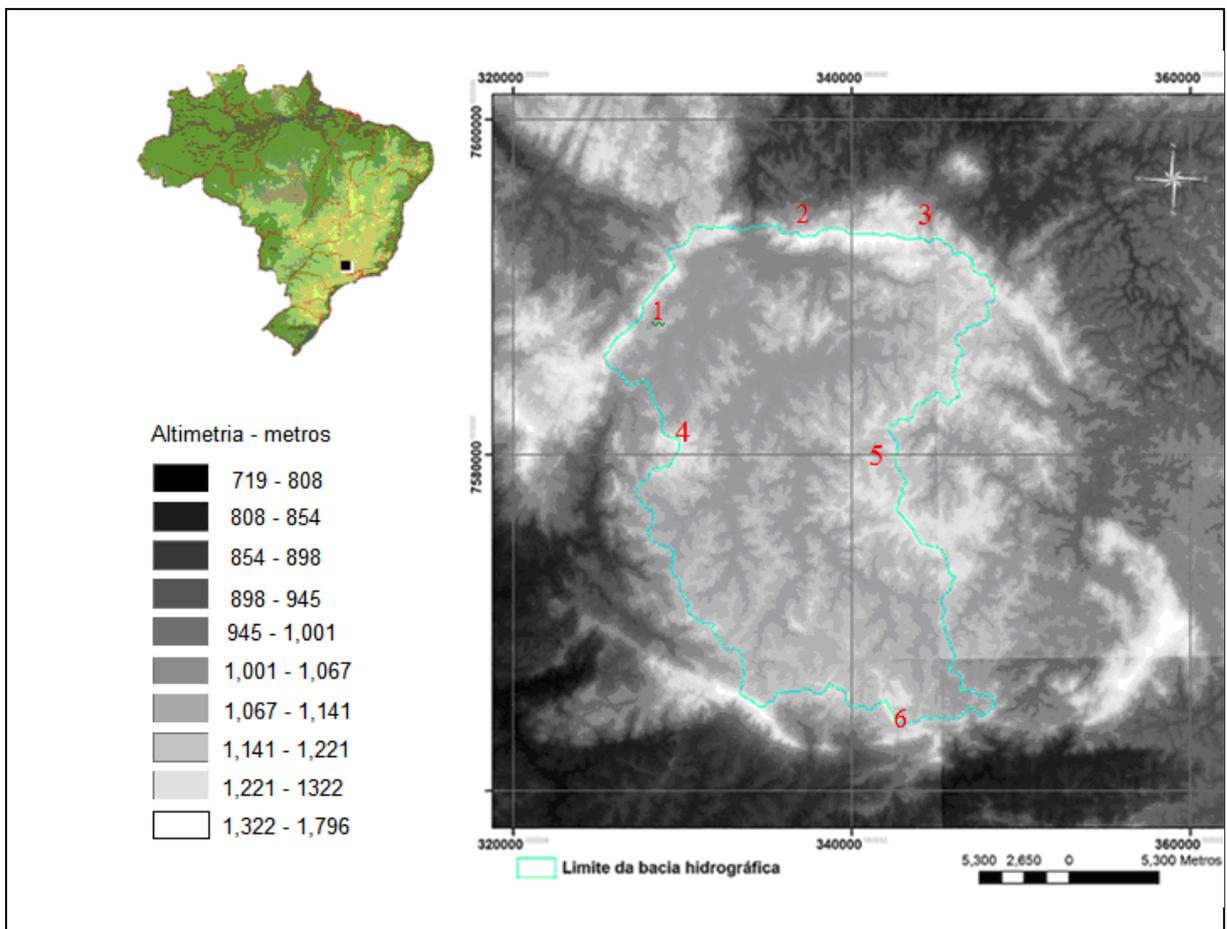


Figura 3 - Mapa do planalto de Poços de Caldas com localização do limite da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Antas. 1=Serra de Poços de Caldas, 2=Serra do Cristo Redentor, 3=Serra de São Domingos, 4=Morro do Serrote, 5 = Morro do Ferro, 6=Serra do Caracol.

Fonte: ALBERTI (2008, p.8).

O Ribeirão das Antas nasce na borda sul do planalto nas proximidades da Serra do Caracol, município de Andradas, a uma altitude de 1640 metros, e conflui com o ribeirão de Poços na borda norte do planalto, formando o rio Lambari. A malha hidrográfica que compõem esta bacia é composta por diversos cursos d'água de baixa ordem dentre eles os córregos Pinheirinhos, Ventania, Tamanduá, Aterrado e Pitangueira (POÇOS DE CALDAS, 2006; ALBERTI, 2008).

Ao longo de seu percurso, o ribeirão das Antas sofre influências antrópicas diferenciadas sendo a agricultura e as atividades propriamente urbanas as que mais o impactam. Na região de estudo, ou seja, nos riachos localizados na parte alta da bacia do ribeirão das antas, ainda predominam campos naturais e matas de galeria (POÇOS DE CALDAS, 2006; ALBERTI, 2008).

Importante destacar que a bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas constitui elemento importante para os processos hidrodinâmicos de recarga dos aquíferos subterrâneos do Planalto de Poços de Caldas, uma vez que estudos hidrogeológicos na região sugerem sua interligação com demais sub-bacias da região por meio das fraturas geológicas existentes no planalto (POÇOS DE CALDAS, 2006).

3 HIPÓTESE

A literatura científica tem apontado que as atividades antrópicas têm causado impactos significativos nos ecossistemas naturais, resultando em alterações nas características físicas do entorno do mesmo que, conseqüentemente, resultam em mudança na estrutura das comunidades biológicas.

Assim, o presente trabalho pauta-se na seguinte hipótese:

As práticas de uso e ocupação do solo no entorno dos riachos de cabeceira da bacia do Ribeirão das Antas estão influenciando de que forma a estrutura da comunidade bentônica?

4 OBJETIVOS

O objetivo principal deste trabalho é determinar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos de baixa ordem, sob diferentes processos de ocupação e grau de antropização, na bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas, Planalto de Poços de Caldas.

Os objetivos específicos que nortearam este trabalho são:

- ✓ Caracterizar os riachos da região de cabeceira da bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas, através da determinação de variáveis limnológicas;
- ✓ Caracterizar o entorno dos riachos estudados na bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas, através da utilização do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitat;
- ✓ Realizar o inventário taxonômico da comunidade de invertebrados bentônicos dos riachos estudados na bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas;
- ✓ Estabelecer a distribuição, diversidade e densidade da comunidade bentônica, estabelecendo padrões sazonais e espaciais destes organismos nos riachos estudados na bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas, especialmente dos táxons dominantes;
- ✓ Aplicar e correlacionar índices de diversidade (p. ex., Shannon, Simpson) e índices bióticos (p. ex., BMWP e ASPT) com a integridade ecológica dos ambientes amostrados;
- ✓ Identificar invertebrados bentônicos que possam ser potenciais indicadores da saúde ambiental para os riachos analisados na bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas;

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Caracterização dos cursos d'água amostrados

Para escolha e definição dos cursos d'água a serem estudados levou-se em consideração o objetivo geral deste trabalho. Assim, inicialmente partiu-se de uma carta topográfica georreferenciada do IBGE contendo a malha hidrográfica do Planalto de Poços de Caldas, em que foi delimitado o limite da bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas, bem como seus afluentes, em uma escala de 1:50.000. A partir desta imagem, foram delimitadas as microbacias que compunham a rede hidrográfica desta bacia. Para esta definição considerou-se microbacia como uma unidade formada por canais de baixa ordem (1^a, 2^a ou 3^a), conforme definido por Teodoro *et al.* (2007) e apresentado na seção 2.1.

Dessa forma, a parte alta da bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas foi dividida em microbacias e os cursos d'água definidos em função da densidade de drenagem de cada microbacia, respeitando-se os diferentes graus de preservação das suas margens. A carta hipsométrica da parte alta da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Antas com a locação dos 9 (nove) pontos de coleta é apresentada no Anexo A.

Para validação dos pontos de coleta locados e georreferenciados inicialmente na carta topográfica foi utilizado o programa de imagem de satélite Google Earth versão 7.1.1.1888 e visitas de campo com o auxílio de um aparelho GPS GARMIN® CSX60 para verificação *in loco* das condições de uso e ocupação das margens dos rios.

A Tabela a seguir apresenta a síntese das principais características dos pontos estudados, de acordo com os parâmetros abordados pelo protocolo utilizado.

Tabela 1 - Características gerais dos níveis de impacto e de preservação dos cursos d'água e seu entorno dos ambientes aquáticos amostrados.

Ponto de amostragem	Substrato predominante	Largura/Profundidade (metros)		Ordenação	Alterações antrópicas e principais tipos de ocupação das margens	Presença e extensão da mata ciliar
PT1 – Pinheirinhos	Rochoso (pedras e cascalho)	2,5	0,25	2ª ordem	Atividades agrícolas com pastagem de plantio de milho próximas às margens	Mata ciliar pouco presente (em pequena extensão) e muito alterada (< 6m).
PT2 – Tamanduá	Lamoso e arenoso	1,5	0,8	2ª ordem	Pouca evidência de ação humana próxima às margens. Atividade de cultivo de flores à montante.	Mata ciliar presente e em grande extensão – (> 18m).
PT3 – Tamanduá (cheia e seca)	Lamoso arenoso (cheia) Rochoso (seca)	0,7 (cheia) 2,0(seca)	0,22(cheia) 0,29(seca)	3ª ordem	Muito antropizado sob ação direta da rodovia BR116 e pastagem abandonada (cheia). Ocupação humana nos arredores com pastagem abandonada. Presença de erosão e assoreamento na margem direita (seca).	Ausência total de mata ciliar (cheia) (< 6m). Presença de mata ciliar rala com pequena extensão (seca) (< 6m).
PT4 - Anta	Rochoso (pedras e cascalho)	1,2	0,17	2ª ordem	Sofre influência indireta (além das APPs) de atividades agrosilviculturais (eucalipto e pastagem), além de uma estrada rural não pavimentada.	Mata ciliar presente e em extensão considerável (12 a 18 m.)
PT5 – Pitangueiras	Lamoso	0,7	0,2	2ª ordem	Margem impactada e sofre influência agropastoril (gado bovino).	Mata ciliar pouco extensa (<6 m.)
PT 6 - Cachoeirinha	Lamoso	0,8	0,07	1ª ordem	Margem impactada por atividade pastoril e sob influência de estrada rural não pavimentada que dá acesso ao Aterro Sanitário de Andradas.	Mata ciliar presente em pequena extensão (6 a 12 m) e bastante impactada
PT 7 - Anta	Rochoso (pedras e cascalho)	3,12	0,3	2ª ordem	Não há alterações antrópicas diretamente nas margens, mas a locação do Aterro sanitário de Andradas há aproximadamente 150 metros.	Mata ciliar presente e bastante preservada com extensão > 18m.
PT8 – Aterrado	Lamoso	1,0	0,14	1ª ordem	Há alteração antrópica na margem direita com plantio de batata.	Mata ciliar presente na margem esquerda (6 a 12m) e ausência total de vegetação ciliar na margem direita.
PT9 – Ventania	Lamoso/ arenoso	0,88	0,16	1ª ordem	Não há alteração antrópica diretamente nas margens, mas à montante criação de gado bovino.	Mata ciliar presente com extensão entre 6 e 12 m.

A seguir é apresentada a caracterização mais detalhada dos riachos estudados.

5.1.1 Córrego Pinheirinhos (PT1)

O córrego Pinheirinhos é um curso d'água de 2ª ordem localizado na parte mais oeste da região de estudo, sob as coordenadas geográficas UTM 7565989 de latitude sul e 335969 de longitude leste (Datum WGS84, 23K). Esta localizado a 1318 metros de altitude, possui comprimento transversal de 2,5 metros e profundidade de 0,25 metros e velocidade média de correnteza de 0,3 m/s com rápidos e corredeiras bem desenvolvidos ao longo de toda a sua largura. Seu leito é predominantemente composto por pedras e cascalho e pode-se observar moderado grau de erosão em suas margens e assoreamento do seu leito. A mata ciliar encontra-se significativamente alterada (menos de 50% presente) sendo possível observar intensa atividade agrícola com pastagem e cultivo de milho nas adjacências. Apesar do grau de impactação do local não foi observado odores e oleosidade na superfície da água. A localização do ponto de amostragem é apresentado na figura 4.



Figura 4 - Imagem panorâmica do córrego Pinheirinhos. A seta cinza indica a direção do fluxo do córrego.

5.1.2 Ribeirão do Tamanduá (PT2)

O ponto 2 no Ribeirão do Tamanduá é um curso d'água de 2ª ordem localizado sob as coordenadas geográficas UTM 7566971 de latitude sul e 337416 de longitude leste (Datum WGS84, 23K). Localiza-se a 1318 metros de altitude, possui comprimento transversal de 1,5 metros, profundidade de 0,8 metros e velocidade média de correnteza de 0,1m/s sem a presença de rápidos e corredeiras. Seu leito é predominantemente composto por lama e areia com presença de macrófitas e sem evidências de assoreamento. Não há erosão em suas margens. A mata ciliar encontra-se significativamente preservada (mais de 90% presente) apresentando extensão superior a 18 metros. Sua água não apresenta odores nem oleosidade na superfície. A localização do ponto de amostragem é apresentado na figura 5.



Figura 5 - Imagem de satélite e fotográfica do Ribeirão Tamanduá PT02. A seta cinza indica a direção do fluxo do córrego.

Fonte: Autora (2013) e Google Earth®.

5.1.3 Ribeirão do Tamanduá (PT3)

O ponto 3 está situado no ribeirão do Tamanduá, próximo a rodovia BR-146. Devido à diminuição do volume d'água deste ribeirão, na época da seca este ponto foi deslocado aproximadamente a 230 metros a jusante do ponto original (figura 6).

N época da chuva (janeiro/2013), o ribeirão do Tamanduá é um curso d'água primário, tributário do rio principal que é de 3ª ordem, localizado sob as coordenada geográficas UTM 7568435 de latitude sul e 335743 de longitude leste (Datum WGS84, 23K) exatamente sob a rodovia BR146. O objetivo em selecioná-lo foi analisar os efeitos da Rodovia sobre a fauna aquática bentônica. Localiza-se a 1306 metros de altitude, possui comprimento transversal de 0,7 metros, profundidade de 0,22 metros e velocidade média de correnteza de 0,4m/s sem a presença de rápidos e corredeiras. Seu leito é predominantemente composto por lama e areia sem presença de macrófitas e evidências de assoreamento. Não há erosão em suas margens que possuem mata ciliar extremamente degradada (menos de 50% da mata nativa presente) e vegetação ciliar com extensão menor que 6 metros. A água não apresenta odores nem oleosidade na superfície, porém há forte processo de degradação causado por atividades agrícolas no entorno.

No período seco, o ponto 3 foi realocado para as as coordenadas geográficas UTM 7568536 de latitude sul e 335958 de longitude leste (Datum WGS84, 23K). Neste trecho o ponto possui comprimento transversal médio de 2 metros, profundidade média de 0,29 metros e velocidade média de correnteza de 0,44m/s com a presença de alguns rápidos e corredeiras. Aqui o leito é predominantemente composto por rochas e lama com aproximadamente 50% de heterogeneidade, sem presença de macrófitas. Há evidências de assoreamento e erosão na margem direita, próximo ao meandro. Baixa presença de mata ciliar (menos de 50% da mata nativa presente) com extensão menor que 6 metros. Apesar de haver forte processo de degradação causado por atividades agrícolas e ocupação humana no entorno a água não apresenta odores nem oleosidade na superfície.



Figura 6 - Imagem de satélite e fotográfica do Ribeirão Tamanduá PT03 nos períodos de cheia e seca. A seta cinza indica a direção do fluxo do rio.

Fonte: Autora (2013) e Google Earth.

5.1.4 Córrego da Anta (PT4)

O ponto 4 no córrego da Anta é um curso d'água de 2ª ordem localizado sob as coordenadas geográficas UTM 7563459 de latitude sul e 343440 de longitude leste (Datum WGS84, 23K) exatamente debaixo de uma ponte construída em madeira (ambiente rural) com interferência muito baixa no curso d'água. Localiza-se a 1340 metros de altitude, possui comprimento transversal médio de 1,2 metros, profundidade de 0,17 metros e velocidade média de correnteza de 0,22 m/s com rápidos e corredeiras bem desenvolvidos ao longo de toda a sua largura. Seu leito é predominantemente composto por pedras e cascalhos com mediana heterogeneidade de habitats. A mata ciliar é nativa e encontra-se bem preservada (entre 70% e 90% presente) com extensão entre 12 e 18 metros. Nas adjacências, além das Áreas de Preservação Permanente (APP's) observa-se alterações por uso do solo com atividades agrícolas e de silvicultura que não interferem, visualmente, na estrutura da

vegetação ciliar. Não foram observados odores nem oleosidade na superfície da água.



Figura 7 - Imagem de satélite e fotográfica do Córrego da Anta PT04. A seta indica a direção do fluxo do rio.

Fonte: Autora (2013) e Google Earth.

5.1.5 Córrego dos Pitangueiras (PT05)

O ponto 5 no córrego dos Pitangueiras é um curso d'água de 2ª ordem localizado sob as coordenadas geográficas UTM 7563348 de latitude sul e 344734 de longitude leste (Datum WGS84, 23K). Localiza-se a 1323 metros de altitude, possui comprimento transversal médio de 0,7 metros, profundidade media de 0,2 metros e velocidade média de correnteza de 0,2 m/s. Não possui rápidos nem corredeiras. Seu leito é predominantemente lamoso com baixa heterogeneidade de habitats. A mata ciliar encontra-se bem impactada (menos de 50% presente) por atividades humanas de origem pastoril, com extensão inferior a 6 metros. Não foram observados odores nem oleosidade na superfície da água.



Figura 8 - Imagem de satélite e fotográfica do Córrego dos Pitangueiras PT05. A seta indica a direção do fluxo do córrego.

Fonte: Autora (2013) e Google Earth.

5.1.6 Córrego da Cachoeirinha (PT6)

O ponto 6 no córrego da cachoeirinha é um curso d'água de 1ª ordem localizado sob as coordenadas geográficas UTM 7564050 de latitude sul e 341376 de longitude leste (Datum WGS84, 23K) próximo à estrada que dá acesso ao aterro sanitário de Andradas Dessa forma, há intenso fluxo de caminhões em sua proximidade. Encontra-se a 1375 metros de altitude, possui comprimento transversal médio de 0,8 metros, profundidade media de 0,07 metros e velocidade média de correnteza de 0,03 m/s. Não possui rápidos nem corredeiras. Seu leito é predominantemente lamoso com alta heterogeneidade de habitats (mais de 50%). A mata ciliar encontra-se bem impactada (menos de 50% presente) por atividades humanas de origem pastoril, com extensão entre 6 e 12 metros. Não foram observados odores nem oleosidade na superfície da água.



Figura 9 - Imagem de satélite e fotográfica do Córrego da Cachoeirinha PT06. A seta cinza indica a direção do córrego.

Fonte: Autora (2013) e Google Earth.

5.1.7 Córrego da Anta (PT7)

O ponto 7 no córrego da anta é um curso d'água de 2ª ordem localizado sob as coordenadas geográficas UTM 7564984 de latitude sul e 342014 de longitude leste (Datum WGS84, 23K) próximo ao aterro sanitário de Andradas. Localiza-se a 1318 metros de altitude, possui comprimento transversal médio de 3,12 metros, profundidade media de 0,3 metros e velocidade média de correnteza de 0,3m/s. Possui alguns rápidos e corredeiras com largura igual à do rio, porém menores que o dobro da sua largura. Seu leito é predominantemente composto por pedras e seixos com mediana heterogeneidade de habitat's. A mata ciliar é nativa e encontra-se bem preservada (acima de 90% presente) com extensão maior que 18 metros. Apesar do alto grau de preservação da mata ciliar e boas condições do curso d'água, o aterro controlado do município de Andradas localiza-se bem próximo do ponto de coleta, em cota altimétrica superior. Apesar disto não foram observados odores nem oleosidade na superfície da água.



Figura 10 - Imagem de satélite e fotográfica do Córrego da Anta PT07. A seta cinza indica a direção do córrego.

Fonte: Autora (2013) e Google Earth

5.1.8 Córrego do Aterrado (PT8)

O ponto 8 no córrego do Aterrado é um curso d'água de 1ª ordem localizado sob as coordenadas geográficas UTM 7568437 de latitude sul e 340176 de longitude leste (Datum WGS84, 23K). Encontra-se a 1325 metros de altitude, possui comprimento transversal médio de 1,0 metro, profundidade media de 0,14 metros e velocidade média de correnteza de 0,07 m/s. Não possui rápidos nem corredeiras. Seu leito é predominantemente lamoso com um tipo de sedimento bastante característico de coloração alaranjada e aspecto de “flocado”, sem heterogeneidade de habitats. A mata ciliar da sua margem esquerda encontra-se bem preservada (70 a 90% presente) com extensão entre 6 e 12 metros. Contudo, na sua margem esquerda localiza-se um plantio de batatas com total ausência de vegetação nativa. Não foram observados odores nem oleosidade diretamente na lâmina d'água, mas bem próximo a esta observa-se um odor muito forte de fertilizante, provavelmente oriundo do batatal adjacente.



Figura 11 - Imagem de satélite e fotográfica do Córrego do Aterrado PT08. A seta indica a direção do fluxo do córrego.

Fonte: Autora (2013) e Google Earth

5.1.9 Córrego da Ventania (PT9)

O ponto PT9 no córrego da Ventania é um curso d'água de 1ª ordem localizado sob as coordenadas geográficas UTM 7568844 de latitude sul e 337108 de longitude leste (Datum WGS84, 23K). Encontra-se a 1337 metros de altitude, possui comprimento transversal médio de 0,88 metros, profundidade media de 0,16 metros e velocidade média de correnteza de 0,1 m/s. Possui alguns rápidos e corredeiras em tamanho igual à largura do rio. Seu leito é predominantemente formado por lama e areia, apresentando trechos com cascalho e seixos. A mata ciliar é composta por vegetação nativa e não se observa erosão próxima às margens do rio. Possui extensão entre 6 e 12 metros. Não foram observados odores nem oleosidade diretamente na lâmina d'água e a cor da mesma é transparente.



Figura 12 - Imagem de satélite e fotográfica do Córrego da Ventania PT09. A seta indica a direção do fluxo do córrego.

Fonte: Autora (2013) e Google Earth

5.2 Procedimentos e coleta do material

5.2.1 Protocolo de Caracterização Ambiental

Neste estudo, o protocolo utilizado para caracterização do entorno dos corpos d'água amostrados foi o Protocolo de Avaliação Ambiental Rápida e Simplificada proposto por Callisto *et al.* (2002) para rios do estado de Minas Gerais e Rio de Janeiro, adaptado a partir da proposta original de Hannaford, Barbour e Resh (1997) e da Agência de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) – EPA (1997). Neste protocolo são considerados 22 parâmetros do entorno de ecossistemas lóticos, os quais são pontuados individualmente em uma escala que varia de 0 a 5. Para o presente estudo, optou-se por pontuar 16 parâmetros, pois alguns deles abordavam a mesma característica. Os aspectos abordados no protocolo são apresentados no Anexo B.

O protocolo pode ser subdividido em duas partes. Na primeira parte, os parâmetros de 1 a 8 são analisados às características da microbacia e o nível de impactos ambientais decorrentes da ação humana sobre a mesma, como ocupação do solo, presença ou ausência de erosão nas margens, presença e origem das alterações antrópicas (pastoris, urbana ou industrial), odores e coloração da água, tipo de fundo predominante. Na segunda parte, os parâmetros de 9 a 16 são pontuados o nível de conservação por meio da diversidade do fundo do rio, presença ou ausência de rápidos (corredeiras) e extensão das mesmas, tipo de substrato, alterações no canal do rio, presença e extensão de mata ciliar, vegetação nativa ou exótica e presença de vegetação aquática. Ao final da avaliação ambiental diagnóstica, cada ponto de coleta recebe um *score* referente ao seu grau de preservação ambiental no trecho analisado. Os locais com pontuação compreendida entre 0 e 40 são considerados trechos “impactados” por atividade humana, pontuação compreendida entre 41 e 60 representam trechos “alterados” e acima de 61 pontos trechos “naturais”.

Esta etapa foi realizada apenas uma única vez, no período chuvoso, exceto no ponto 3 (Ribeirão Tamanduá) que secou completamente entre uma coleta e outra, sendo necessária a realocação do ponto em local mais a jusante, na mesma microbacia, e refeito a avaliação do protocolo.

5.3 Parâmetros físicos e químicos da água

Em cada local e período de amostragem foram realizadas *in loco* medidas do potencial hidrogeniônico (pH), da condutividade elétrica, da concentração de sólidos totais dissolvidos (TDS), do potencial de oxi-redução (ORP), da concentração de oxigênio dissolvido e da temperatura d'água, utilizando de um aparelho multisensor Horiba® U-53. Para cada um destes parâmetros foram feitas 5 medições locais, sendo apresentado o valor médio e desvio-padrão. Além disso, também foram determinados a velocidade de correnteza por meio de um correntômetro JDC Eletronic® Flowatch FL-K2, comprimento e profundidade do curso d'água no ponto de coleta com o auxílio de uma trena.

5.3.1 Coleta e identificação dos macroinvertebrados bentônicos

Para a coleta da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi estabelecido um trecho de 10 (dez) metros de extensão em cada ponto de amostragem. Os organismos foram coletados com uma rede do tipo “D” com malha de 250 μm e 30cm de largura da base. Em cada local foram realizadas três tomadas de arraste do fundo, cada uma de 20 segundos, totalizando 1 minuto. Os três ambientes de arraste da rede foram selecionados em função das suas características visuais, tentando-se buscar maior heterogeneidade de microhabitats possíveis (remansos e corredeiras, diferentes substratos). O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos e fixado em campo com formaldeído 10%. Os sacos plásticos foram devidamente etiquetados com informações referentes ao ponto de coleta.

Em laboratório, o material coletado foi triado manualmente utilizando uma bandeja branca de polietileno com iluminação. Os animais triados foram preservados em álcool 70% em frascos de vidro devidamente identificados com o número do ponto de coleta e data da coleta.

Após a triagem do material biológico, os animais foram analisados em estereomicroscópio Zeiss® Stemi 200 e identificados até o nível de família, utilizando-se chaves e manuais de identificação (PÉREZ, 1988; DOMINGUEZ, FERÁNDEZ, 2009; MUGNAI; BATISTA; NESSIMIAN, 2010).

5.4 ANÁLISE DOS DADOS

5.4.1 Aspectos Limnológicos dos Corpos d'Água

Para a verificação das diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) entre os parâmetros físicos e químicos da água nos diferentes pontos e períodos de amostragem foi aplicada uma análise de variância (ANOVA).

5.4.2 Estrutura da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos

Os dados da comunidade de macroinvertebrados bentônicos são apresentados em abundância absoluta (= contagem de indivíduos) e abundância relativa. Para análise da estrutura da comunidade e sua correlação com a integridade ecológica dos ambientes amostrados foram calculados (a) medidas de diversidade da comunidade e (b) índice bióticos.

Para este estudo, as medidas de riqueza e equitabilidade da comunidade utilizadas foram o número de famílias de macroinvertebrados ocorrentes e os índices de diversidade de Shannon, o de dominância de Simpson, o de equitabilidade de Pielou e o de riqueza de Margalef. Estes índices foram estimados utilizando-se o *software* livre PAST 3.0 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

Entre os diversos índices bióticos existentes e que correlacionam à fauna de macroinvertebrados bentônicos com a qualidade ambiental foram determinados os índices BMWP (*Biological Monitoring Working Party*), o ASPT (*Average Score Per Taxon*) e o EPT (% de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera). Os *scores* atribuídos para as famílias seguiram os propostos Junqueira e Campos (1998) (ver Anexo C). O cálculo do índice ASPT foi feita uma razão simples entre o valor obtido pelo índice BMWP e o número de famílias ocorrentes. Para a classificação dos corpos d'água adotou-se a proposta por Alba-Tecedor e Sanchez-Órtega (1988) para o índice BMWP e a apresentada Arango (2005) para o índice ASPT (ver Anexo D). A porcentagem de EPT foi calculada através do número de indivíduos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera dividido pelo número total de indivíduos.

Para a classificação dos corpos d'água com relação a qualidade da água adotou-se a proposta por Alba-Tecedor & Sanchez-Órtega (1988) (ver Anexo C).

A similaridade (análise de *cluster*) entre os ambientes amostrados foi feita através do índice de Bray-Curtis, utilizando-se o método de agrupamento por média não ponderada (UPGMA) para a construção do dendrograma. Esta análise foi feita utilizando-se do *software* livre PAST 3.0 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

As famílias identificadas também foram classificadas de acordo com o grupo funcional em coletores (C), fragmentadores (F), raspadores (R) e predadores (P), conforme proposto por Merritt e Cummins (1989). Devido a variações de grupos funcionais dentro da mesma família e como a identificação não foi realizada em nível taxonômico inferior, alguns grupos foram inseridos em mais de uma categoria funcional.

6 RESULTADOS

6.1 Índices Pluviométricos

No Gráfico 1 são apresentados os dados do índice pluviométrico obtidos na região para o período de estudo. A partir dos mesmos é possível verificar a ocorrência de dois períodos distintos, um período chuvoso que abrange os meses de novembro/2012 a março/2013, com valor médio de 388,2 mm, e um período seco de abril/2013 a julho/2013 com valor médio de 90,37 mm.

Em janeiro, mês da primeira amostragem, o índice pluviométrico foi de 123 mm e o acúmulo de chuvas, considerando os dois meses anteriores foi de 1039 mm, enquanto que em julho (2ª amostragem), o valor registrado de chuva foi de 5 mm e o acumulado, nos dois meses anteriores foi de 215 mm.

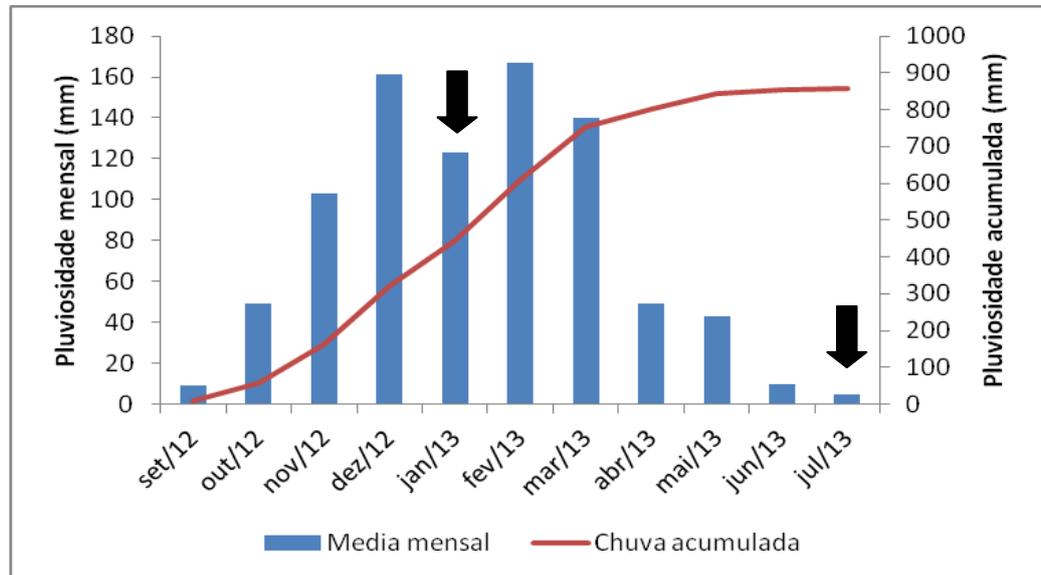


Gráfico 1 - Índice pluviométrico médio mensal e acumulado na região do local de estudo. As setas indicam a 1ª e 2ª coletas.

Fonte: Estação meteorológica da Fazenda Moinho

6.2 Aplicação do protocolo de avaliação ambiental rápida

Conforme se observa no Gráfico 2, nenhum córrego estudado atingiu o *status* de “natural”, apresentando algum grau de interferência por atividades antrópicas que descaracterizaram suas condições naturais. O ribeirão Tamanduá (PT2), o córrego da Ventania (PT9) e o córrego das Antas (PT4 e PT7) atingiram pontuação entre 52 e 54 nos trechos estudados sendo considerados como **alterados**. Já o ribeirão Pitangueiras (PT5), o córrego do Aterrado (PT8), o córrego Pinheirinhos (PT1), o córrego Cachoeirinha (PT6) e o ribeirão Tamanduá (PT3) foram classificados como **impactados** atingindo pontuação inferior a 40.

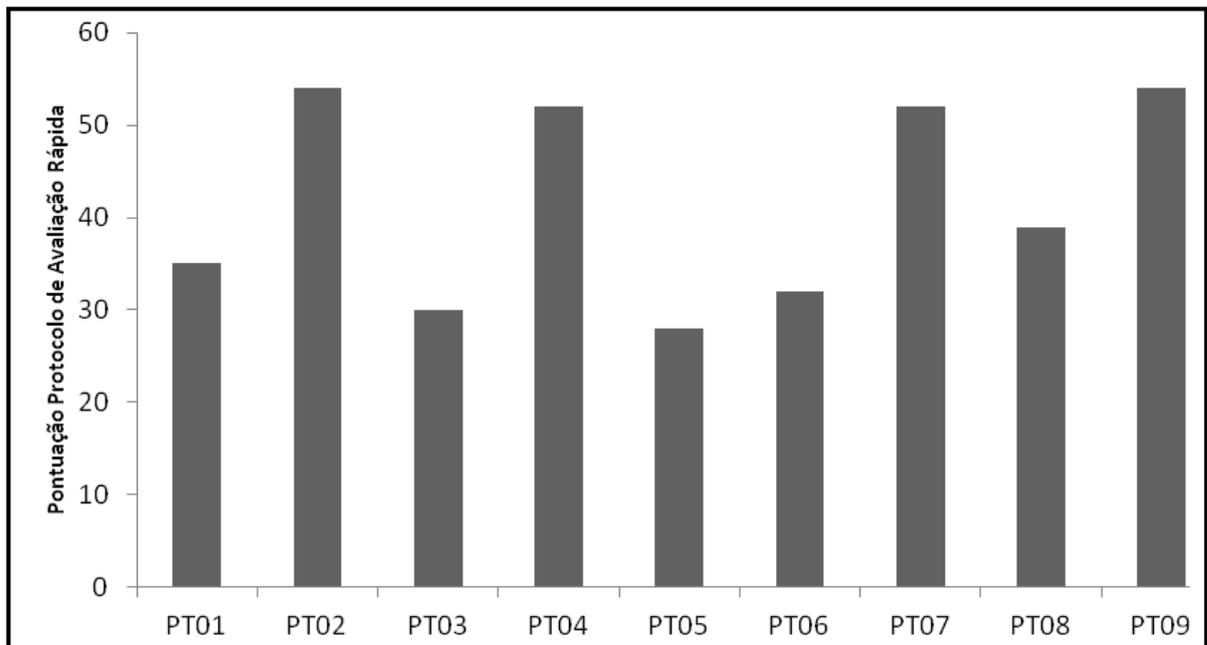


Gráfico 2 - Pontuação total obtida no protocolo de Avaliação Ambiental Rápida aplicado em trechos dos cursos d'água, por ponto de coleta de acordo com Callisto *et al.* (2002).

6.3 Caracterização limnológica dos córregos amostrados

A Tabela 1 sumariza os valores obtidos para os parâmetros físicos e químicos analisados nos pontos de coleta, nos dois períodos considerados. De

maneira geral, todos os parâmetros analisados apresentaram diferenças estatísticas nos valores obtidos entre os nove pontos e entre os períodos de amostragem.

O pH em janeiro/2013 variou entre 5,7 e 8,3 nos córregos do Tamanduá (PT3) e Pinheirinhos (PT1) respectivamente (TABELA 1). Em julho/2013, o menor valor registrado para o pH foi no córrego Ventania (PT9), 5,0, e o maior valor no córrego das Antas (PT4), 6,1. Por meio da análise de variância, observou-se que para o pH houve variação significativa entre os nove pontos de coleta, em janeiro e em julho ($p < 0,001$). Quanto às diferentes estações foram comparadas entre si, percebeu-se que o pH também variou de forma significativa ($p = 0,0013$) sendo os menores valores registrados no mês de julho 2013 (estação da seca).

No mês de janeiro, o córrego Tamanduá (PT3) obteve o maior valor (278,8) de potencial redox e o Aterrado (PT8) o menor (24,4). Já no mês de julho, o menor valor (147,2) de potencial redox registrado foi para o Aterrado (PT8) e o maior (325,4) para o Antas (PT7). O potencial redox também variou entre os pontos amostrados dentro dos mesmos períodos de coleta, janeiro e julho ($p < 0,0001$), porém não sofreu variação significativa quando foram comparados os dois períodos de coleta Janeiro e Julho ($p = 0,0663$), entre si.

Com relação à condutividade observa-se que no mês de janeiro o menor valor obtido (0,22) para condutividade foi nos Antas (PT6) e Antas (PT7). Já o maior valor obtido (0,92) foi no Aterrado (PT8). Entre as estações de coleta também houve diferença entre os valores observados ($p = 0,0007$), sendo julho o mês que apresentou menor condutividade elétrica. Houve variação entre os valores amostrados nos nove pontos no mês de janeiro ($p < 0,001$), mas não houve em julho ($p = 0,0635$).

Para o parâmetro sólidos totais dissolvidos no mês de janeiro e julho houve diferença entre os valores amostrados nos nove pontos de coleta ($p < 0,0001$). O Antas (PT6) obteve menor quantidade de sólidos dissolvidos ($0,0132 \text{ mg.L}^{-1}$) e o Aterrado (PT8) obteve o maior valor ($0,0576 \text{ mg.L}^{-1}$) em janeiro. Em julho, o maior valor registrado foi no Pitangueiras (PT5) com $0,0296 \text{ mg.L}^{-1}$ e o menor no Antas (PT7) registrando $0,005 \text{ mg.L}^{-1}$. Para este parâmetro

não foi observada diferença significativa entre as duas estações de coleta ($p=0.0146$).

A concentração de oxigênio na água depende, dentre outros fatores, da temperatura da água exercendo uma relação inversa com esta. Os valores de oxigênio dissolvido sofreram variação significativa entre os pontos de coleta no mês de janeiro ($p<0,0001$). Neste período o Antas (PT6) apresentou o menor valor de oxigênio dissolvido ($7,30 \text{ mg.L}^{-1}$) e o Tamanduá (PT2) o maior ($10,28 \text{ mg.L}^{-1}$). No mês de julho (2ª coleta) o parâmetro oxigênio dissolvido não sofreu variação entre um ponto e outro ($p=0.8815$), sendo registrado o menor valor ($10,6 \text{ mg.L}^{-1}$) no Ventania (PT9), e o maior valor ($12,28 \text{ mg.L}^{-1}$). Entretanto, quando se comparou as duas estações de coleta (janeiro e julho) pode-se observar que na estação da seca, mês de julho, a oxigenação das águas estava significativamente maior do que na estação das chuvas ($p<0,0001$).

A temperatura da água também sofreu variação entre os pontos amostrados, dentro do mesmo período, sendo o menor valor registrado em janeiro ($16,76^\circ\text{C}$) no Pinheirinhos (PT1) e o maior ($24,32^\circ\text{C}$) no Antas (PT6). Em julho, a menor temperatura da água registrada ($13,89^\circ\text{C}$) foi no Pitangueiras (PT5) e maior ($16,13^\circ\text{C}$) Ventania(PT9). Houve variação também entre as estações de coleta ($p<0,0001$) sendo as menores temperaturas da água registradas no mês de julho de 2013.

Tabela 2 - Valores médios dos parâmetros físicos e químicos nos nove pontos e diferentes períodos de coleta

Variável	Período	Continua								
		PT1	PT2	PT3	PT4	PT5	PT6	PT7	PT8	PT9
pH*	Janeiro	8,3	7,2	5,7	7	6,3	6,5	8,2	6,6	7
	Julho	5,5	5,8	6	6,1	5,6	5,6	5,9	5,2	5
Condutividade Elétrica (mS/cm)*	Janeiro	0,03	0,22	0,64	0,03	0,46	0,02	0,02	0,92	0,03
	Julho	0,01	0,015	0,02	0,01	0,03	0,01	0,01	0,06	0,02
Oxigênio Dissolvido (mg/L)*	Janeiro	9,42	10,28	9,4	8,3	7,92	7,3	8,5	8,52	8,3
	Julho	12,09	12,28	10,9	11,54	11,8	11,89	12,12	11,67	10,6
Temperatura (°C)*	Janeiro	18,84	16,76	19,6	21,21	23,25	24,32	20,37	21,92	22,11
	Julho	15,99	14,29	15,11	14,84	13,89	16,12	16,1	14,12	16,13

Conclusão

Variável	Período	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5	PT6	PT7	PT8	PT9
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)*	Janeiro	0,0174	0,0154	0,0422	0,0178	0,0302	0,0132	0,0136	0,0576	0,0312
	Julho	0,0062	0,0128	0,012	0,0076	0,0296	0,0086	0,005	0,0208	0,0124
Potencial Redox (mV)*	Janeiro	228,6	155,4	278,8	183	202,2	184	231,6	24,4	101,6
	Julho	238,8	157,6	211,4	231,8	175,2	282,8	325,4	147,2	284

Nota: * diferença estatística significativa no nível de significância de 5%.

6.4 Estrutura da comunidade

6.4.1 Composição e distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos

Na Tabela 3 estão sumarizados a composição taxonômica e os dados de abundância absoluta e relativa das famílias de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos ambientes amostrados. Os grupos que por algum motivo (p. ex., a perda ou a ausência de estruturas morfológicas, decomposição, etc) não puderam ser identificados até o nível de família foram designados pela sigla “fam”.

No total foram coletados 2.689 organismos, sendo 1.150 em janeiro/2013 e 1.539 em julho/2013, pertencentes a 47 famílias dos filos Annelida e Arthropoda (Insecta). Para o filo Annelida, registou-se a presença das classes Clitellata e Hirudinea nos dois períodos de coleta. A classe Hirudinea foi representada por apenas uma família, Glossiphoniidae; enquanto que para a subclasse Oligochaeta e Aphanoneura foram registrados organismos de 1 e 4 famílias, respectivamente. Entre os insetos foram coletados exemplares pertencentes às ordens Coleoptera (8 famílias), Diptera (8 famílias), Ephemeroptera (número de famílias não determinado)¹, Hemiptera (2 famílias), Odonata (10 famílias), Plecoptera (2 famílias), Trichoptera (7 famílias), Collembola (1 família), Lepidoptera (1 família) e Megaloptera (2 famílias).

¹ Devido às injúrias dos exemplares desta ordem, não foi possível a identificação em nível de família.

Tabela 3 Famílias de macroinvertebrados bentônicos amostrados nos nove pontos de estudo, nos dois períodos de análise, com seus respectivos grupos funcionais. As famílias designadas por números não foram identificadas, sendo apenas enumeradas para fins de contagem.

		Continua			
		Período de Chuva		Período de Seca	
	Grupo Funcional	Nº	%	N	%
ANNELIDA					
Clitelata					
Alliuroididae	Coletor	1	0.1		
Enchytraeidae	Coletor	2	0.2		
Naididae	Coletor	9	0.8	2	0.1
Tubificidae	Coletor	235	20.4	30	1.9
Fam4	Coletor	10	0.9	37	2.4
Aeolosomatidae	Fragmentador			1	0.1
Hirudinea					
Glossiphoniidae	Predador	37	3.2	139	9.0
ARTHROPODA					
INSECTA					
Collembola					
Isotomidae	Coletor	1	0.1	1	0.1
Coleoptera					
Elmidae	Coletor	11	1.0	12	0.8
Limnichidae	Coletor			3	0.2
Lutrochidae	Coletor	1	0.1		
Chrysomelidae	Fragmentador	1	0.1		
Chrysomelidae	Predador	1	0.1		
Dytiscidae	Predador	6	0.5	5	0.3
Hydrophilidae	Predador	1	0.1	2	0.1
Staphylinidae	Predador			1	0.1
Diptera					
Culicidae	Coletor			1	0.1
Simulidae	Coletor	114	9.9	10	0.6
Chironomidae	Coletor/Predador	515	44.8	1071	69.6
Ephrydriidae	Coletor/Predador	3	0.3		
Tipulidae	Fragmentador	37	3.2	43	2.8
Tabanidae	Predador	18	1.6	15	1.0
Ceratopogonidae	Coletor/Predador	78	6.8	19	1.2
Empididae	Coletor/Predador	9	0.8	4	0.3
Ephemeroptera					
não determinado	Coletor/Raspador/Predador	3	0.3	14	0.9
Hemiptera					
Naucoridae	Predador	2	0.2	4	0.3
Veliidae	Predador	13	1.1	4	0.3

	Grupo Funcional	Conclusão			
		Período de Chuva		Período de Seca	
		Nº	%	N	%
Lepidoptera					
Fam3	Fragmentador	0	0.0	1	0.1
Megaloptera					
Corydalidae	Predador	2	0.2		
Sialidae	Predador	1	0.1		
Odonata					
Calopterigidae	Predador	1	0.1	3	0.2
Coenagrionidae	Predador	1	0.1		
Corduliidae	Predador	1	0.1	2	0.1
Dicteriadidae	Predador			3	0.2
Libellulidae	Predador			9	0.6
Megapodagrionidae	Predador			1	0.1
Perilestidae	Predador			1	0.1
Protoneuridae	Predador			4	0.3
Fam1	Predador			1	0.1
Fam5	Predador	2	0.2		
Plecoptera					
Gripopterygidae	Predador	5	0.4		
Perlidae	Predador			3	0.2
Trichoptera					
Calamoceratidae	Coletor	3	0.3		
Hydropsychidae	Coletor	9	0.8	1	0.1
Polycentropodidae	Coletor			2	0.1
Calamoceratidae	Fragmentador	3	0.3	19	1.2
Leptoceridae	Fragmentador	12	1.0	69	4.5
Odontoceridae	Fragmentador	1	0.1	2	0.1
Hydrobiosidae	Predador	1	0.1		
Total Geral		1150	100.0	1539	100.0

Considerando a abundância relativa, os insetos foram o grupo dominante em ambos os períodos de amostragem, representando cerca de 74,4% da fauna coletada no período de cheia e 86,4% no período de seca. Já o filo Annelida teve uma representatividade de 25,6% da fauna coletada em janeiro e 13,6% em julho (TABELA 3).

Entre as famílias presentes, Chironomidae (Diptera) foi a dominante, representando cerca de 45% e 70% do total nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. Outras duas famílias de Diptera tiveram porcentagem diferenciada no período chuvoso, Simuliidae (9,9%) e Ceratopogonidae (6,8). Para as demais famílias de insetos ocorrentes, em geral, a abundância relativa esteve

abaixo de 2%. Entre os anelídeos, destaque deve ser dado a porcentagem das famílias Tubificidae (Oligochaeta), no período chuvoso, e Glossiphoniidae (Hirudinea), no período seco, que registraram 20,4% e 9,0%, respectivamente (TABELA 3).

No Gráfico 3 é apresentada a abundância absoluta de organismos coletados nos diferentes ambientes amostrados nos períodos de chuva e seca. Quando se compara os períodos de coleta, verificou-se que todos os pontos de amostragem, exceto os pontos PT5 e PT7, apresentaram maior abundância no período de seca. Nos pontos citados, a maior abundância no período chuvoso foi devido ao aumento de organismos das famílias Simuliidae e Tubificidae (PT5) e Chironomidae (PT7). Os pontos 1 e 2 apresentaram baixa abundância para ambos os períodos de estudo.

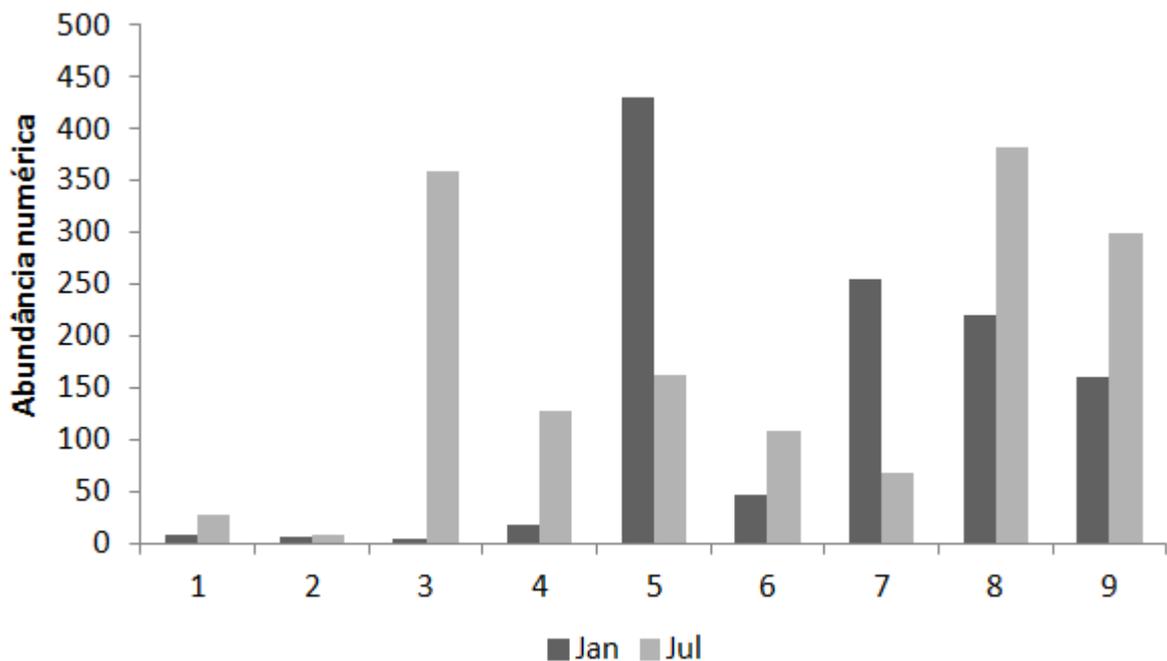


Gráfico 3 - Abundância de organismos encontrados por ponto de coleta nos períodos amostrados (janeiro e julho/2013).

No Gráfico 4 é apresentada a abundância relativa dos grupos de macroinvertebrados bentônicos nos diferentes pontos de coleta nos dois períodos de amostragem. Em quase todos os pontos de amostragem, a ordem Diptera foi o principal componente da comunidade de macroinvertebrados bentônicos,

especialmente pelo alto número de indivíduos da família Chironomidae, correspondendo entre cerca de 33% (PT2 – janeiro/2013) e 94% (PT3 – julho/2013). O ponto PT5 foi exceção tem alta abundância relativa de Hirudinida com abundância relativa de aproximadamente 42% e 83% nos períodos de chuva e seca, respectivamente.

Os Oligochaeta tiveram abundância relativa entre 11,4% (PT8) e 50,0% (PT2), no período de chuva. No período de seca, apenas no ponto PT1 este grupo teve porcentagem alta com valor de aproximadamente 26%. As demais ordens de Insecta apresentou abundância relativa bastante variada entre os pontos de amostragem e o período de coleta. As famílias por ponto encontram-se listadas no Anexo E.

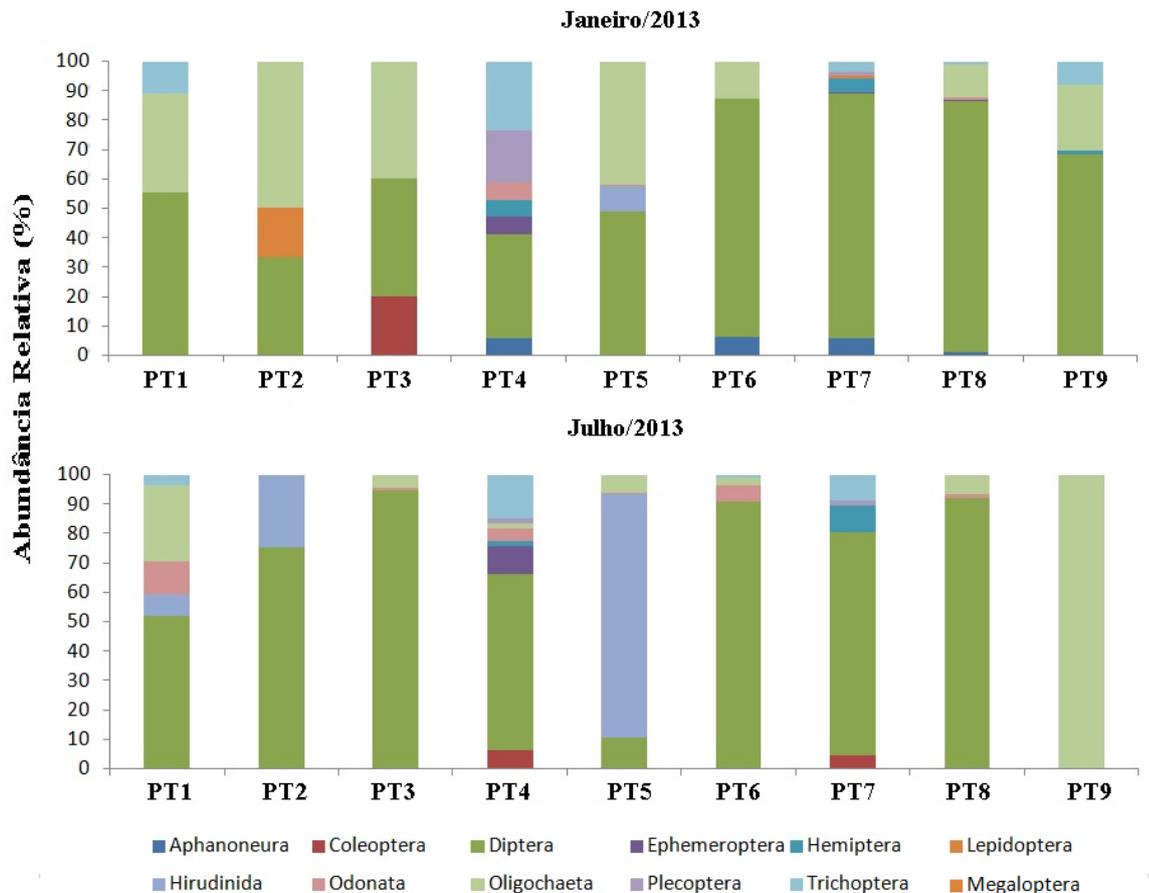


Gráfico 4 - Abundância relativa dos grupos taxonômicos encontrados nos córregos amostrados na cabeceira da bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas, nos períodos de chuva (janeiro/2013) e seca (julho/2013).

6.4.2 Análise dos Grupos Funcionais de Macroinvertebrados Bentônicos

No Gráfico 5 é apresentada a abundância relativa dos diferentes grupos funcionais de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos córregos amostrados. Entre as quatro categorias, os coletores foram os que apresentaram maior abundância relativa os pontos de amostragem para ambas as coletas, representando cerca de 41% (PT6 em julho/2013) a 74% (PT5 em janeiro/2013) da comunidade, exceto no ponto PT5 em julho/2013 quando esta categoria representou apenas 15% da comunidade. Para este grupo funcional, em geral notou-se uma diminuição na abundância relativa da primeira coleta (janeiro/2013) para a segunda coleta (julho/2013). O segundo grupo funcional mais abundante foi o dos predadores correspondendo entre 25 (PT5 em janeiro/2013) e 85% (PT5 em julho/2013), sendo registrado um aumento entre os períodos de coleta.

Os raspadores foram apenas encontrados nos pontos PT4, PT7 e PT8, no período chuvoso, e nos pontos PT4 e PT9, no período seco. No ponto PT4 a abundancia relativa deste grupo foi de 4,5% e 5,3% nos períodos chuvoso e seco, respectivamente, sendo que nos demais pontos a representatividade do grupo foi abaixo de 0,5%. Por fim, os fragmentadores estiveram presentes em quase todos os pontos de coletas para ambos os períodos e, a sua porcentagem variou ente 0,7% (PT8 em julho/2013) e 18,2% (PT4 em janeiro/2013).

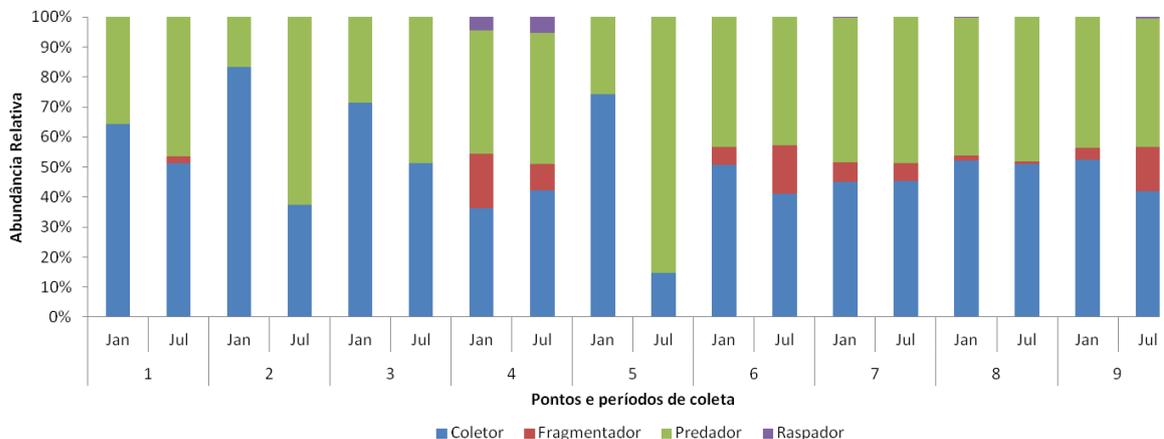


Gráfico 5 - Abundância relativa dos grupos funcionais encontrados nos diferentes ambientes amostrados e nos dois períodos de coleta.

6.4.3 Análise da Similaridade entre os Ambientes Estudados

Na figura 13 é mostrado o dendrograma resultante da comparação entre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos diferentes pontos de amostragem, sintetizando ambos os períodos de estudo.

Considerando o ponto de corte de 0,5 de similaridade, verifica-se a formação de três agrupamentos de pontos. O agrupamento A formado pelos pontos PT3, PT8, PT7 e PT9 foram os que apresentaram maiores similares entre si, sendo que entre pontos PT3 e PT8 e entre PT7 e PT9, os valores de 0,729 e 0,705, respectivamente. Já o agrupamento B é representado pelos pontos PT4 e PT6. Os pontos PT1, PT2 e PT5 apresentaram menor similaridade com os demais pontos de amostragem sendo os mais dissimilares.

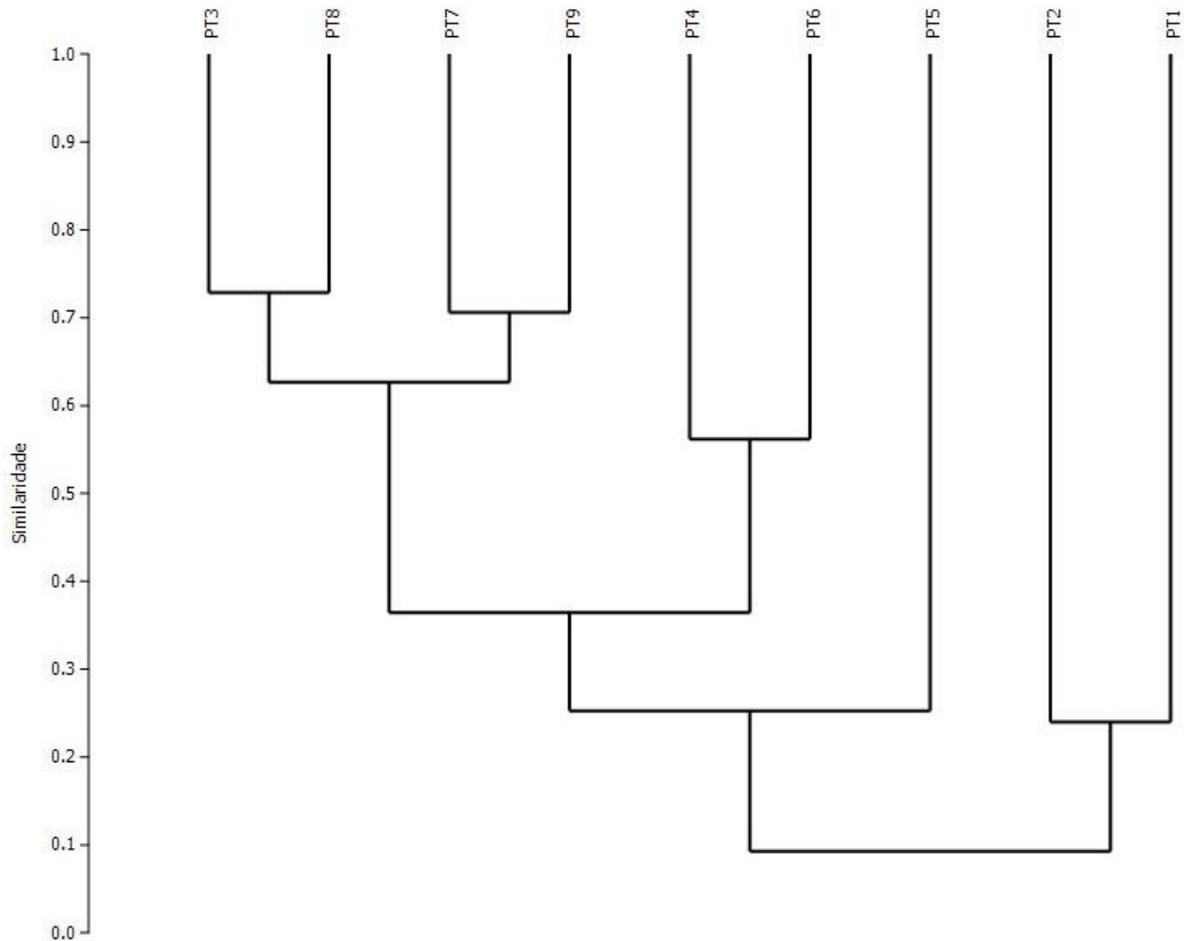


Figura 13 - Dendrograma de similaridade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre os ambientes amostrados, utilizando-se o índice de Bray-Curtis e o método de ligação UPGMA (coeficiente de correlação cofenética = 0,956).

6.4.4 Aplicação de Métricas para a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos

Na Tabela 4 estão resumidos os cálculos das métricas da comunidade e índices bióticos. Considerando o índice BMWP como principal índice aplicado neste estudo, verificou-se que os pontos PT4, PT7 e PT9 apresentaram características ótimas (cor lilás). Os pontos PT6 e PT8 foram classificados como aceitável (cor verde), enquanto que os pontos PT1 e PT5 tiveram qualidade duvidosa (cor amarela) e os pontos PT2 e PT3 tiveram qualidade crítica (cor

laranja). Os índices ASPT e EPT tiveram uma boa correlação com o índice BMWP, apresentando maiores valores nos ambientes com melhor qualidade.

O índice de Shannon variou entre 0,39 (PT3) e 1,81 (PT4) e a equitabilidade variou entre 0,20 (PT3) e 0,94 (PT2). Já para o índice de Simpson (complementar da dominância), os valores registrados estiveram entre 0,23 (PT2) e 0,84 (PT3). O índice de riqueza de Margalef variou entre 1,02 (PT3) e 3,22 (PT4), sendo este o único índice com correspondência ao índice BMWP.

Tabela 4 - Métricas calculadas para os pontos de amostragem na região de cabeceiras da bacia hidrográfica do ribeirão das Antas.

Métricas	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5	PT6	PT7	PT8	PT9
<i>Diversidade da Comunidade</i>									
Abundância numérica	36	14	364	144	592	155	322	602	460
Nº famílias	11	8	9	26	14	18	31	27	29
Shannon (H)	1,44	1,51	0,39	1,81	1,42	1,38	1,23	1,00	1,53
Simpson (C)	0,35	0,23	0,84	0,31	0,26	0,39	0,54	0,57	0,38
Equitabilidade (J)	0,66	0,94	0,20	0,64	0,65	0,56	0,42	0,34	0,52
Riqueza de Margalef	2,23	1,52	1,02	3,22	1,25	2,18	3,12	2,81	2,94
<i>Índices Bióticos</i>									
Índice BMWP	53	23	25	167	44	67	199	97	153
Índice ASPT	4,82	2,88	2,78	6,42	3,14	3,72	6,42	3,59	5,28
Índice EPT (%)	5,56	-	-	28,47	-	0,65	5,90	-	17,61

Comparando-se os resultados obtidos pelo o índice BMWP e o Protocolo de Avaliação e Caracterização Ambiental Rápido (Gráfico 6), verificou-se uma boa correlação entre estas ferramentas ($r = 63,28$, correlação de Pearson). Dessa forma, o grau de antropização ou preservação do entorno medido por meio do protocolo utilizado interfere na estrutura da comunidade bentônica medida por meio do índice BMWP. Exceção a esta correlação foi o ponto PT2 que obteve nota 54 no protocolo de avaliação, sendo considerado um local de menor interferência antrópica e melhor qualidade ambiental no o com o protocolo e pontuação 23 no índice BMWP, tendo suas águas classificadas como de qualidade crítica.

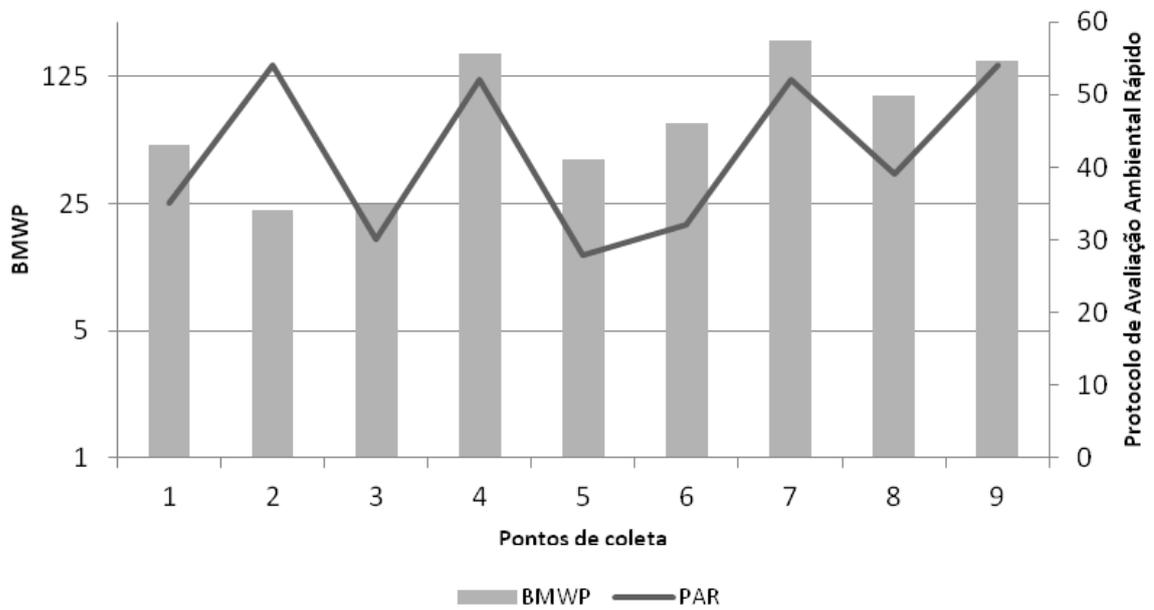


Gráfico 6 - Síntese da pontuação obtida no Índice Biótico BMWP e no Protocolo de Avaliação e Caracterização Ambiental Rápida utilizados, por ponto de coleta.

7 DISCUSSÃO

7.1 Análise dos parâmetros físicos e químicos

Diversos são os elementos morfométricos da bacia hidrográfica que contribuem para a qualidade dos rios, como declividade, características geomorfológicas, densidade de drenagem, tipo de substrato. Entretanto, o grau de preservação como a presença ou ausência de mata ciliar e o uso e ocupação do solo nas adjacências influem diretamente na biodiversidade local. Monteiro, Oliveira e Godoy, (2008) demonstraram que riachos localizados em ambientes com entorno mais impactado apresentaram substrato mais homogêneo, reduzindo nichos e conseqüentemente perda de biodiversidade na comunidade bentônica local. Outras características físicas como correnteza, temperatura, oxigenação, sólidos totais dissolvidos também são elementos preditivos da boa ou má qualidade da água e estão diretamente relacionadas a esta preservação do entorno e a estrutura da comunidade bentônica.

O pH é um parâmetro de suma importância para a vida aquática devido à sua ação direta sobre a fisiologia de diversas espécies. Ele pode também ter efeito indireto sobre os recursos hídricos atuando na precipitação de alguns elementos químicos (CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2009). A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 357 de 2005 recomenda para fins de classificação e enquadramento de cursos d'água que o pH esteja entre 6 e 9. Nos nove pontos analisados nas diferentes épocas do ano o pH variou entre 5 e 8.3, sendo que em julho foram registrados os menores valores. Estes baixos valores no mês de julho podem estar relacionados ao baixo índice pluviométrico deste período que contribui para a diminuição da autodepuração do rio e concentração de matéria orgânica e sedimentos que podem acidificar a água.

O PT3 apresenta forte evidência de atividades agrícolas no entorno (na seca) com ocupação humana o que pode estar carreando sedimentos e elementos químicos para este curso d'água. Importante destacar que este ponto foi classificado como impactado pelo protocolo de avaliação do entorno. Já o

PT9, apesar de ter sido classificado apenas como alterado pelo protocolo e suas águas classificadas como de excelente qualidade pelo BMWP, pode ter este baixo valor de pH justificado pela existência de uma criação de gado bovino à montante, que pode estar promovendo incremento de matéria orgânica para este curso d'água. Os pontos PT1 e PT4 que apresentaram os maiores valores de pH estão circundados por atividades agrícolas, sendo o ponto PT1 por lavoura de milho e o ponto PT4 por eucalipto.

O potencial redox é outra variável físico-química que se relaciona com a quantidade e disponibilidade de elementos capazes de promover a redução ou a oxidação nos ecossistemas aquáticos, ou seja, a capacidade de transferência de elétrons entre as espécies químicas. Deficiência de elétrons torna o meio redutor enquanto a transferência de elétrons torna o meio oxidante. Ambientes com altas cargas de matéria orgânica tendem a serem meios redutores, enquanto ambientes com menor quantidade de aporte de matéria orgânica tendem a serem ambientes oxidantes e com maior disponibilidade de oxigênio (POLETO, 2007).

Os valores máximos de potencial redox observados no PT3 em janeiro e PT7 em julho indicam que estes ambientes são meios oxidantes. Este resultado para PT3 é um tanto contraditório tendo em vista o elevado grau de antropização neste trecho de análise que margina a Rodovia BR146. Já no ponto PT7 este resultado corrobora a qualidade ambiental do local que possui mata ciliar bastante preservada e oferta local de recursos diversos. Com relação ao ponto PT8 os menores valores de potencial redox observados nas duas estações de coleta podem ser decorrentes do incremento de fertilizantes provenientes do plantio de batata na adjacência o que pode ter tornado estas águas um excelente meio redutor. Inclusive foi possível observar *in loco* a formação de um sedimento flocado de cor alaranjada.

Apesar das variações nos valores de potencial redox medidos nos diferentes pontos e estações do ano não há o comprometimento da disponibilidade de oxigênio nestas águas. Em águas superficiais com oxigênio livre o potencial redox varia entre +100 e +500 Mv (ROCHA; CASATTI; FERREIRA, 2009).

A temperatura e o oxigênio dissolvido na água se relacionam sendo que em menores temperaturas há maior solubilidade de oxigênio na água o que é

corroborado pelos maiores registros de oxigênio terem se dado no mês de julho. A preservação do entorno, principalmente da vegetação ciliar dos rios é característica fundamental para a manutenção de temperaturas mais amenas e consequente dissolução do oxigênio na água. De maneira geral, todos os cursos d'água estudados apresentaram águas bem oxigenadas com valor mínimo de oxigênio dissolvido registrado de 7.3 mg/L, condição favorável ao desenvolvimento da biota aquática. Estudos com a comunidade bentônica em riachos localizados no parque estadual da Serra do mar, área de proteção e com remanescentes preservados de mata Atlântica, apontaram valores de concentração de oxigênio dissolvido inferiores ao mínimo encontrado nestes locais de estudo (VILARDI, 2010). Apenas para fins comparativos, para este parâmetro, a resolução CONAMA 357 de 2005 classifica águas como classe I ou de boa qualidade, aquelas que contenham valores de OD iguais ou superiores a 6mg/L. Importante frisar que este não é o único parâmetro considerado por esta Resolução. Por se tratar de riachos de cabeceira, com pequena profundidade e maior declividade, o que promove a oxigenação e depuração natural das águas, percebe-se que houve um gradiente diferenciado de oxigênio dissolvido, mas com limiar inferior não limitante à presença de grupos mais sensíveis, o que pode justificar a presença de bioindicadores de boa qualidade ambiental mesmo em alguns pontos impactados.

Com relação à condutividade elétrica e os sólidos totais dissolvidos, percebe-se que os ambientes mais preservados e com maior presença de mata ciliar apresentaram menores valores nestes dois parâmetros o que se justifica tendo em vista o papel que a vegetação ciliar cumpre ao reter a entrada de sedimentos alóctones nestes ambientes aquáticos continentais.

7.2 Análise da estrutura da comunidade bentônica

Com relação à abundância total de organismos inventariados na estação da seca ter sido dominante, alguns autores atribuem estes resultados ao menor influxo de águas com remoção de sedimento e da fauna bentônica. Além disso, a estação da seca promove maior diversidade de micro-habitas que

favorecem as interações ecológicas locais. Dentre as variáveis físicas locais o índice pluviométrico possui relação comprovada com abundância de organismos bentônicos, pois as larvas destes invertebrados possuem uma biologia variada em função das condições ambientais disponíveis e disponibilidade de recursos (TUNDISI e TUNDISI, 2008) que por sua vez podem ser influenciados por distúrbio de pulso pluviométrico.

Os hábitos tubícolas (viver em tubos escavados no sedimento) dos Oligochaeta podem ter favorecido sua maior abundância no período da cheia, pois estes sofrem menor impacto do arraste das águas pluviais que aumentam consideravelmente nesta estação. Já os hábitos predadores da classe Hirudinida pode ter favorecido sua maior ocorrência na estação da seca (CORBI, 2006; SILVA, 2007).

O Índice BMWP e o Protocolo de Avaliação e Caracterização Ambiental utilizados para a análise da qualidade ambiental e da comunidade bentônica dos nove pontos se correlacionaram positivamente. Os pontos PT2, PT4, PT7 e PT9, classificados como alterados pelo protocolo de avaliação ambiental rápida (mais preservados) foram também os ambientes que obtiveram melhor classificação no Índice biótico BMWP, exceto pelo PT2 que obteve pontuação 23 no protocolo, ausência de representantes das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), e, classificação das águas como de qualidade ruim (classe 4). Hepp (2013) em estudos comparativos da comunidade bentônica em riachos urbanos demonstrou que os grupos EPT necessitam de alterações físicas e químicas bastante pronunciadas para a sua completa remoção dos ambientes. Outro fator que poderia explicar o empobrecimento da comunidade no PT2 é o índice pluviométrico que nos três dias antecedentes às coletas neste ponto, foi muito elevado apresentando 133 mm de chuvas acumuladas, o que pode ter deslocado parte da comunidade de invertebrados bentônicos presentes, alterando assim os resultados obtidos no índice biótico que pontua a presença ou ausência destes organismos. Entretanto, a comunidade bentônica neste ponto se mostrou em baixa abundância e composta por organismos tolerantes à poluição também no período da seca. Dessa forma, a explicação para a baixa pontuação obtida no Índice BMWP, em PT2, pode decorrer de outros fatores, como, por exemplo, a influência sofrida pelo cultivo de flores ornamentais à montante e na proximidade

(aproximadamente 200 metros acima) do ponto de coleta, onde pode está sendo feito o uso de herbicidas ou adubos químicos que percolam ou escoam interferindo nesta comunidade. Outro fator importante também a ser considerado é a análise da composição fitofisionômica do entorno, pois Cummins et al (1989), Corbi (2006) e Suriano (2008) apontam para uma relação existente entre o tipo de vegetação ciliar (C3 ou C4) e a composição da comunidade bentônica.

Importante considerar também a possibilidade de equívoco durante a aplicação do protocolo de avaliação e caracterização ambiental, bem como a generalização do mesmo para ambientes diversos. Neste estudo, por exemplo, alguns pontos apresentavam uma margem preservada com vegetação ciliar com extensão de até 12 metros enquanto a outra margem estava totalmente degradada com ausência total de vegetação, o que pode ter superestimado ou subestimado as pontuações obtidas no protocolo.

Já os pontos PT4, PT7 e PT9 corroboram também os resultados de ambientes com melhor qualidade ambiental quando se analisa a densidade de organismos EPT presentes por ponto (11, 14 e 10 indivíduos, respectivamente, por ponto).

Entre os nove pontos de coleta, o PT3 é o mais impactado, praticamente com vegetação ciliar nativa ausente. A fauna dominante neste ponto foi a família Chironomidae, com ausência de organismos EPT e a presença de 3 indivíduos da família Libellulidae no período da seca. Importante destacar que o ponto 3 na estação da seca foi deslocado aproximadamente 200 metros à jusante, ponto menos impactado se comparado ao local de coleta na estação da cheia, o que pode ter favorecido a ocorrência deste grupo um pouco mais sensível neste período de coleta.

Os pontos PT1 e PT5 foram considerados impactados pelo protocolo de avaliação rápida (segunda melhor classificação) e tiveram suas águas enquadradas como classe 4 ou de qualidade duvidosa. Os dois cursos d'água sofrem influência de atividades agropastoris e possuem uma mata ripária bastante reduzida (<6 metros de extensão). Apesar da grande abundância de organismos tolerantes como Simuliidae, Tubificidae e Hirudinida nos dois pontos observa-se no PT1 a presença, em baixa densidade, de indivíduos das ordens (EPT), os quais não são observados em PT5. A diversidade e equitabilidade nos

dois pontos obtiveram valores muito próximos. Corbi (2006) encontrou resultados semelhantes em ambientes onde o entorno estava sob o uso de pastagem e atividade canavieira.

O PT6 fica sob uma estrada rural sem pavimentação que dá acesso ao aterro sanitário de Andradas por onde circulam caminhões de grande porte carregados com resíduos sólidos provenientes deste município. O tráfego destes caminhões contribui para a entrada de sedimentos alóctones neste curso d'água. Observam-se também sinais de erosão nas margens do curso d'água o que pode estar contribuindo para a perda na qualidade das águas e conseqüentemente empobrecimento da fauna bentônica. Apesar da dominância de Chironomidae e Tipulidae neste ponto, nas duas estações de coleta, em julho houve a presença de um indivíduo da família Leptoceridae.

O PT8 apesar de ter tido suas águas classificadas como classe III (aceitável) pelo BMWP foi considerado impactado pelo protocolo de caracterização e apresentou uma comunidade bentônica pouco diversa (a segunda menos diversa). Este ponto sofre influência direta e visível de um plantio de batata que se estende praticamente até seu leito na margem esquerda, apesar de possuir a margem direita com uma vegetação ciliar com certo grau de preservação. Esta é uma cultura de ciclo curto com o uso de herbicidas e adubos químicos muitas vezes superestimado pelos agricultores. Com isto, há muita entrada de sedimentos e químicos alóctones no curso d'água devido ao constante revolvimento do solo. O reflexo desta prática é perceptível no leito do rio que apresenta um sedimento com aspecto flocado e de coloração alaranjada. É bastante provável que esteja ocorrendo a entrada excessiva de matéria orgânica neste trecho onde se observou a dominância das famílias Chironomidae e Ceratopogonidae, bem como elevado número de Tubificidae, nos dois períodos de coleta, ambas de ampla distribuição e pouca exigência quanto aos parâmetros ambientais, principalmente à concentração de oxigênio dissolvido e excesso de matéria orgânica (HEPP, 2013).

Com relação às categorias funcionais, os grupos dominantes nos nove pontos foram os coletores, seguidos pelos predadores o que se justifica pelas características dos riachos estudados, como baixa ordem, movimentação de sedimentos e influxo hídrico influenciado pelo regime microclimático. Corroboram

esta evidência a diminuição dos coletores observada na época da seca em todos os pontos analisados. Os pontos impactados e sem vegetação ciliar preservada também apresentam maior densidade de coletores, o que sugere a importância desta vegetação para retenção e diminuição do aporte de nutrientes de origem alóctone (HENRIQUES-OLIVEIRA et al, 2007; SILVA, 2007; SILVA, 2009; VILARDI, 2010). Esta relação é bastante evidente no ponto PT3, o mais impactado dos nove pontos de coleta. Vilardi (2010) demonstrou em estudos realizados na Serra do Mar que o fator determinante para a maior abundância de predadores foi a cobertura vegetal e a vazão dos rios. Nos pontos PT4, PT7 e PT9 houve também a presença de organismos fragmentadores os quais de acordo com Merritt e Cummins (1996) participam ativamente da fragmentação e decomposição do material foliar. Estes resultados sugerem que ambientes com o entorno em condições de oferecer recursos alimentares variados e suficientes para suportar uma comunidade com hábitos alimentares mais diversificados são aqueles com a mata ciliar mais preservada e densa (VILARDI, 2010). Estes três pontos são os que apresentam vegetação ciliar com maior extensão.

Quanto à análise de similaridade entre os pontos de coleta, apesar dos resultados agruparem alguns pontos, no geral não foi possível neste estudo determinar algum parâmetro ou variável que explicasse a relação específica entre eles, tendo em vista que o uso do solo no entorno dos ambientes amostrados é muito variado e sofre pressão antrópica muito diferenciada.

8 CONCLUSÕES

Os dados gerados pela aplicação do Protocolo de Caracterização e Avaliação Ambiental evidenciaram que nenhum ponto de estudo apresentou-se como totalmente preservado e livre de impacto ambiental. Entretanto, os impactos observados são na maioria de fontes difusas e indiretas que precisam ser melhor investigados e compreendidos, para futuro controle.

Os ambientes aquáticos com o entorno mais preservados apresentaram uma comunidade bentônica mais diversa e com maior representatividade de organismos sensíveis à poluição como os Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, além de alguns tolerantes como Coleoptera e Odonata. Nos pontos mais impactados houve a dominância de Oligochaeta e Diptera, organismos considerados tolerantes. Isto significa que estes organismos constituem bons bioindicadores de qualidade ambiental e que os índices biológicos e de diversidade utilizados foram ferramentas importantes para o entendimento da estrutura da comunidade bentônica dos locais estudados.

Houve variação nos resultados físicos, químicos e biológicos entre a época de cheia e seca e esta variação se correlacionou com o uso dado ao entorno dos ambientes. Entretanto é importante destacar que para melhor compreensão da dinâmica da comunidade é necessário um acompanhamento mais sistematizado ao longo de ciclos sazonais mais significativos e representativos.

É importante a continuidade deste trabalho a fim de ampliar o conhecimento local por meio de investigações mais complexas que alcancem os resultados contraditórios que esta pesquisa não pode explicar.

REFERENCIAS

- ALBA-TERCEDOR, J et al. Caracterización del estado ecológico de los rios mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). **Limnetica**, v.21, n.3-4, p.175-185. 2002.
- _____; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. Um método rápido y simples para evaluar La calidad biológica de lãs águas corrientes basado em el de Hellawell (1978). **Limnética**. Asociación Española de Limnologia, Madrid, Spain. v.4., p. 51 -56. 1988. Acesso em: 18 de nov. 2013.
- ALBERTI, H.L.C. 2008. **Caracterização fisiográfica e avaliação hidrológica na bacia do Ribeirão das Antas, Planalto de Poços de Caldas, MG**. Dissertação de Mestrado. UNICAMP. Julho de 2008. 114 pp.
- BALDIN, C. **Algumas espécies de Anacroneuria (Plecoptera: Perlidae) do Estado do Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil**. Ribeirão Preto: USP, 2011. 115p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, 2011.
- BALL, J. Stream classification guidelines for Wisconsin. **In: Water Quality Standards Handbook**. Off. Water Reg. Stand., U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1982.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. **Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish**. Second Edition . EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C., 1999. Disponível em: http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/wp61pdf/rbp_main.pdf. Acesso em: 19 out. 2013.
- BARTH, F.T. Gestão Integrada das bacias Hidrográficas – Principais diretrizes e desafios. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 10, 1998, São Paulo. **Suplemento - Revista Águas subterrâneas**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, 1998. p. 1-7.
- BISPO, P.C. et al. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera Assemblages from Riffles in Mountain Stream of Central Brazil: Environmental Factors Influencing the Distribution and ABUNDANCE OF IMMATURES. **BRAZILIAN Journal of Biology**. v. 66, p.611-622, 2006.
- BRASIL. Presidência da República, Casa cível. Lei n. 9.433 de 8 de janeiro de 1997. **Política Nacional de Recursos Hídricos, Brasília,DF**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.HTM>. Acesso em 07 nov. 2013.
- BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G. **Limnologia Fluvial – Um estudo no rio Mogi-Guaçu**. Segunda Edição. São Carlos: RiMa, 2009. ISBN – 978-85-7656-151-4.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F. & NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cad. Saúde Pública*, Rio de Janeiro, 19(2):465-473, mar-abr, 2003.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W.R.; MORENO, P.; GOULART, M. & PETRUCO, M. Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitat's de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, Campinas, vol22, n.1, 2002.

_____; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6 (1): 71-82, 2001.

CESTARI, V.G. **Distribuição espacial de insetos predadores em riachos da região norte da Serra do Mar**, Estado de São Paulo. São Carlos: UFSCar, 2010. 47f. Dissertação (Mestrado), Universidade de São Carlos, 2010.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (Org.). **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo**. KUHLMANN, M. L et al. – São Paulo: CETESB, 113 p., 2012. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>> ISBN 978-85-61405-37-3 . Acesso em: 18 out. 2013.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (Org.). **Qualidade das águas interiores do estado de São Paulo: SIGNIFICADO AMBIENTAL E SANITÁRIO DAS VARIÁVEIS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS E DOS SEDIMENTOS E METODOLOGIAS ANALÍTICAS E DE AMOSTRAGEM**. São Paulo, 2009. (Apêndice A). Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf>>. Acesso em: 12 out. 2013.

CORBI, J.J. **Influência de Práticas de Manejo de Solo Sobre os Macroinvertebrados Aquáticos de Córregos: ênfase para o cultivo de cana-de-açúcar em áreas adjacentes**. São Carlos : UFSCar, 2006. 92 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, 2006.

CORBI, J.J.; STRIXINO, S.T. Relationship between Sugar Cane Cultivation and Stream Macroinvertebrate Communities. **BRAZILIAN ARCHIVES OF BIOLOGY AND TECHNOLOGY. AN INTERNATIONAL JOURNAL**. Vol. 51, n. 4 : pp.769-779, July-Aug 2008 ISSN 1516-8913.

CUMMINS, K.W; MERRITT, R.W.; ANDRADE, P.C.N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.

DOMINGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H.R. **Macroinvertebrados Bentônicos Sudamericanos. Publicaciones Especiales. Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán. Argentina (en prensa). [2009].**

FERNANDES, A.C.M. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos de qualidade da água: proposta para elaboração de um índice de Integridade Biológica. **Tese de Doutorado**. Universidade de Brailia – DF. 220p., 2007.

FERREIRA, G.L.; FLYNN, M.N. Índice Biótico 'BMWP' na avaliação da integridade ambiental do Rio Jaguari-Mirim, no entorno das Pequenas Centrais Hidrelétricas de São Joaquim e São José, município de São João da Boa Vista, SP. **Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v.5, n.1, p.128-139, fev. 2012.

FLORUCCI, A.R.; BENEDETTI FILHO, E. A importância do Ecossistema dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Cadernos Temáticos Química nova na escola**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Química, 2005. (22). ISSN 0104-8899.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, 2003, ano 2, no. 1.

GUIMARÃES, R.M.; FACURE, K.G.; PAVANIN, L.A.; JACOBUCCI, G.B. Water quality Characterization of urban streams using benthic macroinvertebrate community metrics. **Acta Limnol. Bras.**, 2009, vol. 21, no. 2, p. 217-226.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. Disponível: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.html>. Acesso em: 17 out. 2013.

HANNAFORD, M.J; BARBOUR, M.T.; RESH, V.H. 1997. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *Journal North American Benthol. Soc.* 16 (4): 853-860.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; NESSIMIAN, J. L. **Relações Tróficas de insetos aquáticos em riachos com diferentes altitudes na Serra da Bocaina**. In: ANAIS DO CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8, 2007, Caxambu – MG. Rio de Janeiro: Sociedade de Ecologia do Brasil.

HEPP, L.U. et al. **Distribution of aquatic insects in urban headwater streams (Distribuição de insetos aquáticos em riachos urbanos)**. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 2013, vol. 25, no. 1, p. 1-9.

JUNQUEIRA, V.M.; CAMPOS, S.C.M. Adaptation of the "BMWP" Method for Water Quality Evaluation to Rio das Velhas Watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, 1998, vol. 10, no. 2, p. 125-135.

LAKE, P.S. Perturbação, patchiness e diversidade nos córregos. **Journal of the North American Society Benthological**: dez. 2.000, vol. 19, No. 4, pp 573-592.

LEITÃO FILHO, Hermógenes de Freitas. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e sub-tropicais do Brasil. Campinas – SP: Unicamp, IPEF, Departamento de Botânica Instituto de Biologia. v.13, n. 35, p.41-46, abr.1987.

- LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J.B. Hidrologia de Matas ciliares. **Matas ciliares: Conservação e Recuperação**, Piracicaba/SP, INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS, 01 jan. 2000. Disponível em: <<http://www.ipef.br/hidrologia/mataciliar.asp>>. Acesso em: 19 out. 2013.
- LIONELLO, C. L.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; PAMPLIN, P. A. Z. Caracterização da fauna de insetos aquáticos e diagnóstico ambiental do córrego dos Aflitos (Alfenas, MG). **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 11, p. 97-107, 2011.
- MARCHESE, Mercedes. **Bentos y su uso en biomonitoreos: disciplina ecologia de macroinvertebrados bentonicos**. 05-09 de aug de 2013. 56 p. Notas de Aula.
- MARIANO, R.; FROEHLICH, C.G. 2007. Ephemeroptera. **In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Acesso em: 15 dez. 2013.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de Matas Ciliares**. 2ed. Rev. e ampli. Viçosa, MG: CPT, 2007.
- MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to aquatic insects of North America**. 3.ed. Dubuque: Kendall-Hunt, 1996.862p.
- MINATTI-FERREIRA, D. D.; BEAUMORD, A. C. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: aspectos físicos. **Revista Saúde e Ambiente**, Joinville, v.7, nº1, maio. 2006.
- MONTEIRO, T.R.; OLIVEIRA, L.G. GODOY, B.S. Biomonitoramento da Qualidade de Água Utilizando Macroinvertebrados Bentônicos: adaptação do Índice Biótico BMWP à bacia do Rio Meia Ponte – GO. **Oecol. Bras**, 2008, vol.12, nº3, 553-563.
- MORAES, F. T. & JIMENEZ-RUEDA, J.R. **Fisiografia da região do planalto de Poços de Caldas, MG/SP**. Revista Brasileira de Geociências 38(1): 196-208, março de 2008
- MOTTA, R. L. and UIEDA, V. S. **Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream**. *Braz. J. Biol.*, 64(4): 809-817, 2004
- MUGNAI, R.; BATISTA, D.F.; NESSIMIAN, J.L. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro. Editora TECHNICAL BOOKS, 2010, 1. ed.
- ODUM, Eugene P; BARRET, Gary W. **Fundamentos de ecologia**. 5. ed. Estados Unidos: Thomson Learning, 2007.
- PAMPLIN, Paulo Augusto Zaitune. **Estudo comparativo da estrutura da comunidade bentônica de duas represas com diferenças no grau de eutrofização**. 2004. 113 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos. São Carlos.

- PARANÁ. Secretaria meio ambiente e recursos hídricos. **Avaliação da Qualidade da Água Através dos Macroinvertebrados Bentônicos - Índice BMWP**. [s.d]. Disponível em: <<http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>> . Acesso em: 17 out. 2013.
- PAULA, P.M.S. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG)**. Belo Horizonte: UFMG, 2008. 94p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.
- PÉREZ, G.R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos Del Departamento de Antioquia**. Editora: Editorial Presencia Ltda. Bogotá, Colômbia, 1988.
- PETERSEN Jr, R. C. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. **Freshwater Biology** v. 27:295-306, 1992.
- POÇOS DE CALDAS. Câmara Municipal de Poços de Caldas. Prefeitura Municipal de Poços de Caldas. **Plano Diretor Municipal: Projeto Hidrogeoambiental**. Poços de Caldas, 2006. Estudos Hidrogeológicos. Disponível em: <http://www.pocosdecaldas.mg.leg.br/legislacao/plano_diretor/>. Acesso em: 18 out. 2013.
- POLETO, C. **Fontes Potenciais e Qualidade dos Sedimentos fluviais em suspensão em ambientes urbanos**. 2007, 230 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.
- PRAT, N.; RIOS, B.; ACOSTA, R.; RIERADEVALL, L.M. Los Macroinvertebrados como Indicadores de Calidad de Las Aguas. *In: Macroinvertebrados Bentônicos Sudamericanos – Sistemática y biología*. Publicaciones Especiales. Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán. Argentina, 2009.
- QUEIROZ, J.F., SILVA, M.S.G.M., TRIVINHO-STRIXINO, S. **Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de água**. 1ª Edição. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008. 91p
- RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. 6ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan Ltda, 2010.
- ROCHA, F.C., CASATTI, L. & PEREIRA, D.C. 2009. Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influences. *Acta Limnol. Bras.* 21(1):123-134.
- ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993.
- SILVA, F.L.; PAULETO, G.M.; TALAMONI, J.L.B. RUIZ, S.S. Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região

Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá**, 2009 v. 31, n. 1, p. 73-78.

SILVA, N.T.C. **Macroinvertebrados bentônicos em áreas com diferentes graus de preservação ambiental na Bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, DF**. Brasília: UNB, 2007.113p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, 2007.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios**. 1ª Edição. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 68p. ISSN 1516-4691

SURIANO, M.T. **Macroinvertebrados em córregos de baixa ordem sob diferentes usos do solo no estado de São Paulo: Subsídios para o biomonitoramento**. 2008. 127f. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP, 2008.

TEODORO, V.L.I, TEIXEIRA, D.J.L., COSTA, D.J.L., FULLER, B.B. O conceito de bacia Hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, n.20, 2007.

THORNE, R.S.; WILLIAMS, W.P. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwater Biology**, v.37, p.671-686, 1997.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae**. Guia de identificação. São Carlos, Depto de Hidrobiologia/UFSCar, 2011. 371p.

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

TUPINAMBÁS, T.H.; CALLISTO, M.; SANTOS, G. Benthic macroinvertebrate assemblages structure in two headwater streams, south-eastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 24 (4): p. 887 – 897, dezembro, 2007.

Van Den BERG; SANTOS, M.; CASTRO, G.C.; FERREIRA, C.A. **Estrutura do Componente Arbóreo de uma Floresta de Galeria Aluvial em Poços de Caldas, MG**. Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 5 supl. 1, p. 150-152, jul. 2007.

ANEXO A – Mapa hipsométrico com locação dos pontos de estudo na região de cabeceira da bacia hidrográfica do ribeirão das antas.

ANEXO B - Protocolo de Avaliação Rápida e Simplificada proposto por Callisto *et al.* (2002).

CALLISTO, M. *et al.* Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividade de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensis*, v 14, n.1, p. 91-98, 2002.

Parâmetros dos níveis dos impactos.

<i>Parâmetros</i>	<i>Pontuação 4</i>	<i>Pontuação 2</i>	<i>Pontuação 0</i>
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação natural	Campo de pastagem/ Agricultura/ Reflorestamento	Residencial/ Comercial/ Industrial
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações Antrópicas	Ausente	Alterações de origem pastoril	Alterações de origem urbana/industrial
4. Cobertura vegetal no leito	Parcial	Total	Ausente
5. Odor da água	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo / Industrial
6. Oleosidade da água	Ausente	Moderada	Abundante
7. Transparência da água	Transparente	Turva/cor de chá forte	Opaca ou colorida
8. Tipo de fundo	Pedras/ Cascalho	Lama / areia	Cimento / canalizado

Parâmetros dos níveis de conservação.

Parâmetros	Pontuação 5	Pontuação 3	Pontuação 2	Pontuação 0
9. Tipo de fundo	Mais de 50% com habitats diversificado	30 a 50% com habitats diversificado	10 a 30% de habitats diversificado	Menos de 10% de habitats diversificado.
10. Extensão de rápidos	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas, rápidos tão largos quanto ao rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio.	Rápidos com a largura igual a do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes, rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Rápidos ou corredeiras inexistentes
11. Tipos de substrato	Seixos abundantes	Seixos abundantes, cascalho comum	Fundo formado predominantemente por cascalho, alguns seixos presentes.	Fundo pedregoso, ou seixos ou lamoso
12. Alteração no canal do rio	Canalização ou dragagem ausente ou mínima, rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes, evidencia de modificação a mais de 20 anos.	Alguma modificação presente nas duas margens, 40 a 80% do rio modificado.	Margens modificadas, mais de 80% do rio modificado.
13. Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda largura do rio.	Lâmina d'água de 75% do canal do rio.	Lamina d'água entre 25 e 75% do canal do rio.	Lâmina d'água escassa, presente só nos remansos.
14. Presença de mata ciliar e ou/ mata de galeria	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores arbustos ou macrófitas, mínima evidência de deflorestamento todas as plantas atingindo a altura normal.	Entre 70 e 90% Com vegetação ripária nativa, deflorestamento evidente, mais não afetando o desenvolvimento da vegetação da vegetação, maioria das plantas atingindo a altura normal.	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa, deflorestamento óbvio, trechos com solo exposto ou vegetação eliminada, menos da metade das plantas atingindo a altura da planta.	Menos de 50% da mata ciliar nativa, deflorestamento muito acentuado.
15. Extensão de mata ciliar e/ou mata de galeria	Largura da vegetação ripária maior que 18m, sem influência de atividades antrópicas.	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18m, mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12m, influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6m, vegetação restrita ou ausente devido a ativ. antrópica.
16. Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas aquá. ou algas filamentosas, musgos distribuídos no rio, substrato com perífiton.	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas musgos distribuídos no rio, substrato com perífiton.	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos perífiton abundante biofilme.	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos de macrófitas.

ANEXO C - Pontuação das famílias de macroinvertebrados bentônicos encontradas nos córregos amostrados, para cálculo do índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party*), adaptado de Alba-Tecedor e Sanchez-Ortega (1998).

Famílias	Pontuação
Siphonuridae Gripopterygidae Pyrilidae Odontoceridae, Hydroscaaphidae, Helicopsychidae	10
Leptophlebiidae Perlidae Hebridae Hydrobiosidae, Philopotamidae Calopterygidae Psephenidae Dixidae	8
Leptohyphidae, Veliidae Leptoceridae, Polycentropodidae	7
Glossomatidae, Hydroptilidae Gyrinidae, Thiaridae Coenagrionidae Ancylidae	6
Naucoridae, Belostomatidae, Corixidae, Nepidae Hydropsychidae Gomphidae, Libellulidae Dysticidae Corydalidae Dugesiiidae Simuliidae	5
Baetidae Elmidae, Hydrophylidae Piscicolidae Athericidae, Empidoidea, Tabanidae	4
Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae Glossiphoniidae Ceratopogonidae, Tipulidae, Culicidae	3
Erpobdellidae Chironomidae, Psychodidae, Stratiomyidae, Syrphidae	2
Oligochaeta (Toda a Classe)	1

Observações:

- (1) Devido à identificação dos exemplares da ordem Ephemeroptera não ter sido feito em nível de família, optou-se por atribuir uma pontuação média entre as famílias registradas no Brasil. Assim, a pontuação calculada foi de 7.

- (2) As famílias Dictyodidae, Protoneuridae e Perilestidae, da ordem Odonata, não constam na tabela original do BMWP e, por isso, optou-se por atribuir a menor pontuação obtida por uma família desta ordem. Assim, a pontuação atribuída foi de 8.
- (3) As famílias Staphylinidae, Hydrophilidae e Limnechidae, da ordem Coleoptera, não constam na tabela original do BMWP e, por isso, optou-se por atribuir a média entre o maior e menor valor para esta ordem. Assim, a pontuação calculada foi de 4.
- (4) Para o exemplar de Lepidoptera presente adotou-se a pontuação 8, apresentada no site da Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Paraná (<http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>)

ANEXO D - Critérios de classificação da qualidade da água baseados na pontuação obtida para o índice BMWP (adaptado de Alba-Tecedor & Sanchez-Órtega, 1988) e ASPT (conforme apresentada por Arango, 2005)

Critérios para o Índice BMWP				
Classe	Qualidade	Valor	Significado	Cor
I	Ótima	> 150	Águas prístinas (muito limpas)	Lilás
II	Boa	101 a 150	Águas não poluídas, sistema perceptivelmente não alterado	Azul
III	Aceitável	61 a 100	Evidentes efeitos moderados de poluição	Verde
IV	Duvidosa	36 a 60	Águas poluídas (sistemas alterados)	Amarela
V	Crítica	16 a 35	Águas muito poluídas (sistemas muito alterados)	Laranja
VI	Muito Crítica	< 15	Águas fortemente poluídas (sistemas fortemente alterados)	Vermelho

Critérios para o Índice ASPT				
Classe	Qualidade	Valor	Significado	Cor
I	Ótima	> 9 a 10	Águas muito limpas	Azul
		> 8 a 9	Águas não contaminadas	
II	Aceitável	> 6,5 a 8	Águas ligeiramente contaminada: efeitos da contaminação são pouco evidente	Verde
III	Duvidosa	> 4,5 a 6,5	Águas moderadamente contaminadas	Amarela
IV	Crítica	> 3 a 4,5	Águas muito contaminadas	Laranja
V	Muito Crítica	1 a 3	Águas fortemente contaminadas, situação crítica	Vermelho

ANEXO E – Famílias registradas por ponto de coleta

FAMÍLIA E ORDEM	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5	PT6	PT7	PT8	PT9
Aeolosomatidae								1	
Alliuroididae							1		
Calamoceratidae				7			5		12
Calopterigidae							1		
Ceratopogonidae				1	1	4	5	81	5
Chironomidae	5	4	333	76	112	91	235	444	272
Coenagrionidae					1				
Coleoptera (ni)	2			8	1		8	1	7
Corduliidae				1		2			
Corydalidae							2		
Culicidae								1	
Diptera (ni)	14								
Dytiscidae						1	6		
Elmidae				1			12	1	
Empididae					2	9		1	1
Enchytraeidae	1								1
Ephemeroptera (ni)				14			1		
Ephrydidae									3
Gripopterygidae				3			2		
Hemiptera (ni)							4		
Hirudinida	2	3	1		172				
Hydrobiosidae							1		
Hydropsychidae	1			1			1	1	6
Isotomidae			1						
Lepidoptera								1	
Leptoceridae	1			15		1	5	1	58
Libellulidae	1							3	
Lutrochidae						1			
Megapodagrionidae	1								
Naididae					2	5		4	
Naucoridae							2		
Odonata - Fam 1	1								
Odonata (ni)			3	5	2				
Odontoceridae							2		1
Oligochaeta (ni)	9		18			4		16	
Perilestidae								1	
Plecoptera (ni)				2			1		
Polycentropodidae									2
Protoneuridae						4			
Sialidae		1							
Simulidae		4	7		113				
Tabanidae									31
Tipulidae				5		32	23	10	12

Tubificidae	3	2	189	31	40
Veliidae		3		12	2

***NI= NÃO IDENTIFICADO**