

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

VÂNIA ELOIZA CERUTTI

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DOS MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS E NECTÔNICOS NO RESERVATÓRIO DO RIO
VERDE, PARANÁ, BRASIL**

DISSERTAÇÃO

**CURITIBA
2015**

VÂNIA ELOIZA CERUTTI

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DOS MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS E NECTÔNICOS NO RESERVATÓRIO DO RIO
VERDE, PARANÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências, do Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Área de concentração: Avaliação de bacias hidrográficas

Orientador: Prof Dr.Thomaz Aurélio Pagioro

Coorientadora: Prof^a Dra. Edinalva Oliveira

**CURITIBA
2015**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

C418v Cerutti, Vânia Eloiza
2015 Variação espaço-temporal dos macroinvertebrados bentônicos e nectônicos no reservatório do rio Verde, Paraná, Brasil / Vânia Eloiza Cerutti.-- 2015.
99 f.: il.; 30 cm

Texto em português, com resumo em inglês.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Curitiba, 2015.

Bibliografia: f. 90-97.

1. Reservatórios - Rio Verde, Bacia (PR). 2. Água - Qualidade. 3. Organismos aquáticos. 4. Físico-química. 5. Indicadores biológicos. 6. Ecologia dos reservatórios. 7. Limnologia. 8. Tecnologia ambiental - Dissertações. I. Pagioro, Thomaz Aurélio, orient. II. Oliveira, Edinalva, coorient. III. Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. IV. Título.

CDD: Ed. 22 -- 363.7

Biblioteca Central da UTFPR, Câmpus Curitiba

TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Dissertação nº 0050

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DOS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E NECTÔNICOS NO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE, PARANÁ, BRASIL

por

VÂNIA ELOIZA CERUTTI

Dissertação apresentada às 14 horas do dia 06 de março de 2015, como requisito parcial para obtenção do título de MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS, na área de concentração Tecnologias e Processos Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Curitiba. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro (Orientador)
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR

Profa. Dra. Jana Magaly Tesserolli de Souza
Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR

Profa. Dra. Janete Dubiaski da Silva
Pontifícia Universidade Católica do Paraná - PUCPR

Visto da Coordenação:

Prof. Dr. Fernando Hermes Passig
Coordenador do PPGCTA

“A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Programa”

*“Tenho a impressão de ter sido uma criança brincando à beira-mar,
divertindo-me em descobrir uma pedrinha mais lisa
ou uma concha mais bonita que as outras,
enquanto o imenso oceano da verdade continua misterioso diante de meus olhos.”*

Isaac Newton

*“O cientista não estuda a natureza porque ela é útil;
ele a estuda porque se deleita nela,
e se deleita nela porque é bela.
Se a natureza não fosse bela, não valeria a pena ser conhecida,
e se não valesse a pena ser conhecida,
a vida não valeria a pena ser vivida.”*

Henry Poincaré

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me concedido paciência, força e saúde para a realização deste trabalho.

À CAPES pela concessão da bolsa.

Ao SISBIO pela concessão da licença de pesquisa.

Aos meus pais, por toda ajuda e estímulo recebidos para que pudesse chegar até aqui.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro pela confiança depositada em mim para a execução da presente pesquisa.

À minha co-orientadora, Prof^a Dr^a Edinalva Oliveira, por todos os anos de parceria. Sem sua atenção e disponibilidade eu não teria chegado até aqui.

À Prof^a MSc Ana Aparecida Nogueira Meyer pela identificação dos moluscos *Pomacea lineata* e *Diplodon* sp.

À Prof^a Dr^a Daniele Caroline Schnitzler que gentilmente disponibilizou seu laboratório e equipamentos para a análise.

Aos professores do PPGCTA. Muito obrigada pelos conhecimentos transmitidos que certamente contribuíram para a minha evolução. Em especial agradeço às professoras Lúcia Regina Rocha Martins e Wanessa Ramsdorf pelas valorosas contribuições na qualificação deste trabalho.

Às professoras Janete Dubiaski da Silva e Jana Magaly Tesserolli de Souza, as quais contribuíram imensamente para o aprimoramento do presente trabalho.

Ao senhor Luís, que gentilmente permitiu que entrássemos em sua propriedade para realizar as coletas e que nos socorreu em momentos difíceis.

Ao meu namorado Felipe Berbert Gonçalves, obrigada pela grande ajuda com o mapa, fotografias, companhia nas coletas e também pelo carinho, amizade e paciência.

À Janaína Kether Campos Piedade e Lucia Izabel Czerwonka Sermann, por terem me 'apresentado' ao rio Verde, pela amizade e pelo grande exemplo pessoal e profissional.

Aos meus amigos e colegas de mestrado, Lilian, Maiara e Thalita que contribuíram com palavras amigas, conselhos, auxílio e bons momentos. Em especial, agradeço imensamente ao amigo Paulo Bairros da Silva pela paciência e disponibilidade em compartilhar seu conhecimento comigo.

À Vanessa Carvalho, pelo auxílio com as análises de nutrientes e coletas.

À Renata Bicudo Molinari e Yara Lins Batista de Oliveira, obrigada pela amizade, conversas, cafezinhos, chopes e risadas.

Muito obrigada a todos!

RESUMO

CERUTTI, V. E. Variação espaço-temporal dos macroinvertebrados bentônicos e nectônicos no reservatório do rio Verde, Paraná, Brasil. 2015. 99 f. Dissertação (Mestrado Acadêmico). Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2015.

A água é fundamental para o equilíbrio ecológico e manutenção da vida, entretanto perturbações de diferentes magnitudes têm alterado seriamente sua qualidade. Nesse sentido, diversas metodologias de análise buscam mensurar o seu grau de contaminação, utilizando avaliação de parâmetros físicos, químicos e biológicos. Reservatórios podem ser classificados como ecossistemas semi-lóticos originados a partir do represamento de rios e a distribuição de organismos nesse corpo hídrico é influenciada pelas características físicas, químicas e interações biológicas e ecológicas. O reservatório do rio Verde localiza-se na divisa dos municípios de Campo Largo e Araucária, Estado do Paraná. O presente estudo teve por finalidade a caracterização física e química de água e sedimentos, assim como avaliação da macrofauna nectônica e bentônica em quatro pontos do reservatório ao longo das quatro estações climáticas entre os anos de 2013 e 2014. Quanto aos parâmetros físicos e químicos, todos à exceção da matéria orgânica encontram-se dentro dos valores preconizados por legislações pertinentes. A macrofauna do reservatório mostrou-se rica e diversificada. Ao total foram coligidos 1880 organismos, sendo 938 exclusivamente no sedimento. Ao longo do período amostral foi registrada a presença de táxons bioindicadores, assim como organismos de importância médica e ecológica. De acordo com o teste de regressão linear múltipla, os fatores significativos para a distribuição da comunidade bentônica foram pH, temperatura da água, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio dissolvido, condutividade, material em suspensão (total, orgânico e inorgânico), turbidez, clorofila-a, nitrito, nitrato, matéria orgânica, umidade, fósforo e nitrogênio totais e as frações granulométricas areia média, areia fina e silte/argila. Já para a composição de guildas tróficas, foram registrados cinco grupos: coletores, predadores, raspadores, filtradores e fragmentadores. A partir do teste de regressão linear não-paramétrica, foram consideradas significativas as variáveis turbidez, profundidade e as frações granulométricas. O resultado dos índices de qualidade BMWP' e Diversidade de Shannon-Wiener sugere poluição moderada, resultado que complementa o obtido exclusivamente pelas análises físicas e químicas, corroborando a importância da inclusão da avaliação das comunidades aquáticas e bentônicas em programas de monitoramento ambiental.

Palavras-chave: Reservatórios. Bioindicadores. Grupos tróficos. Zoobentos. Limnologia.

ABSTRACT

CERUTTI, V. E. Spacial and temporal variation of benthic and nektonic macroinvertebrates in the Verde river Reservoir, Paraná, Brazil. 2015. 99 f. Dissertation, (Graduate Program in Environmental Science and Technology), Federal Technological University of Paraná. Curitiba, 2015.

Water is essential to the ecological balance and maintenance of life, however disturbances of different magnitudes have seriously affects their quality. In this sense, various analysis methodologies seek to measure the rate of contamination using evaluation of physical, chemical and biological parameters. Reservoirs can be classified as semi-lotic ecosystems originated from the damming of rivers and the distribution of organisms in this water body is influenced by physical, chemical and biological/ecological interactions. The Verde river reservoir is located on the borderland of the cities of Campo Largo and Araucaria, Parana State. The present study aimed the physical and chemical characterization of water and sediment, as well the evaluation of aquatic and benthic macroinvertebrates in four sample points along four seasons in the reservoir between the years 2013 and 2014. Relative to the physical and chemical parameters, all except organic matter are within the recommended values for relevant legislation. The macrofauna of the reservoir proved to be rich and diverse. A total of 1880 organisms were collected, with only 938 in the sediment. Over the sample period was recorded the presence of bioindicators taxa as well organisms of medical and ecological importance. According to the multiple linear regression model, the significant factors for the distribution of the benthic community were pH, water temperature, dissolved oxygen, dissolved oxygen saturation, conductivity, suspended matter (total, organic and inorganic), turbidity, chlorophyll- a, nitrite, nitrate, organic matter, humidity, phosphorus and total nitrogen and grain size medium sand fractions, fine sand and silt/clay. For the composition of trophic guilds, were registered five groups: collectors, predators, scrapers, slicers, filterers and shredders. From the non-parametric linear regression test, were considered significant the variables turbidity, depth and granulometric fractions. The result of the quality index BMWP ' and Shannon -Wiener Diversity suggests moderate pollution, a result that complements that obtained exclusively by physical and chemical analysis, corroborating the importance of including the assessment of aquatic and benthic communities in environmental monitoring programs.

Keywords: Reservoirs. Bioindicators. Trophic groups. Zoobenthos. Limnology.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Localização geográfica da bacia do rio Verde no Estado do Paraná.31
- Figura 2** - Localização geográfica da Área de Proteção Ambiental (APA) do rio Verde.....33
- Figura 3** - Aspectos da ocupação do entorno do reservatório do rio Verde. A) Capão de *Araucaria angustifolia*; B) Reflorestamento de *Eucalyptus* sp.; C) Cultivo de *Zea mays* (milho); D) Cultivo de *Glycine max* (soja) e *Fragaria vesca* (morango); E) Galpão para criação de frangos; F) Criação de bovinos doméstica.34
- Figura 4** - Localização dos pontos amostrais no reservatório do rio Verde..35
- Figura 5** – Vista parcial do ponto 1. A) leito e vegetação ripária. B) banco de macrófitas presente no leito..36
- Figura 6** – Vista parcial do ponto 2. A) leito e vegetação ripária. B) macrófitas (*Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata*) presentes no leito.....37
- Figura 7** – Vista parcial do ponto 3. A) leito e vegetação ripária. B) macrófitas presentes no leito.38
- Figura 8** – Vista parcial do ponto 4. A) leito e vegetação ripária. B) gramíneas presentes nas margens. Foto: a autora.....39
- Figura 9** - Localização dos pontos amostrais no reservatório do rio Verde..51
- Figura 10** - Densidade (ind.m⁻²) e riqueza (número de famílias) registrados para os pontos amostrais no reservatório do rio Verde nas quatro estações climáticas durante os anos de 2013 e 2014.....61
- Figura 11** - Dendrograma de Similaridade de Bray-Curtis da abundância dos macroinvertebrados bentônicos no reservatório do rio Verde, Paraná, Brasil.....61
- Figura 12** - Localização dos pontos amostrais no reservatório do rio Verde..76
- Figura 13** - Grupos de Alimentação Funcional (GAF) registrados nos 4 pontos amostrais nas estações climáticas primavera, verão, outono e inverno no reservatório do rio Verde.....85

Figura 14 - Índice BMWP' e Diversidade de Shannon-Wiener (H') calculados para os pontos amostrais nas estações climáticas de primavera, verão, outono e inverno no reservatório do rio Verde.87

Figura 15 - Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis para a distribuição de GAFs nos pontos amostrais e estações climáticas.89

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Variáveis físicas e químicas (médias), mensurados em água e sedimento em diferentes pontos amostrais do reservatório do rio Verde, Paraná, Brasil, entre os anos de 2013 e 2014.55
- Tabela 2** - Composição de famílias macroinvertebrados bentônicos (indivíduos.m⁻²) registrados nos pontos amostrais do reservatório do rio Verde, Paraná, Brasil, entre os anos de 2013 e 2014.59
- Tabela 3** - Valores de p e b obtidos a partir do teste de regressão linear para os parâmetros físicos e químicos. Os valores assinalados com asterisco (*) mostram variáveis significativas para a comunidade bentônica $p < 0,05$63
- Tabela 4** - Variáveis físicas e químicas (média e desvio padrão), mensurados em água e sedimentos no reservatório do rio Verde, Paraná, Brasil, entre os anos de 2013 e 2014..79
- Tabela 5** - Abundância absoluta de macroinvertebrados aquáticos coletados em quatro pontos de amostragem no reservatório do rio Verde, Paraná, nas estações de primavera, verão, outono e inverno, entre os anos de 2013 e 2014.80

LISTA DE QUADROS

- Quadro 1** - Pontuação das famílias de macroinvertebrados para o cálculo do índice BMWP'. 19
- Quadro 2** - Classes de qualidade, significado dos valores do BMWP' e cores para serem utilizadas nas representações cartográficas. De acordo com ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA (1988). 19
- Quadro 3** - Aspectos da biologia e ecologia dos táxons pertencentes ao grupo dos macroinvertebrados aquáticos. 20
- Quadro 4** - Limites da Resolução CONAMA 357/05 para parâmetros físicos e químicos 29
- Quadro 5** - Parâmetros físicos e químicos que apresentaram diferenças significativas para as variáveis entre os pontos amostrais a partir do Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,043$). 58

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	16
2.1 OBJETIVO GERAL	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
CAPÍTULO 1 - CONTEXTUALIZAÇÃO	17
1.1 BIOMONITORAMENTO E QUALIDADE AMBIENTAL	17
1.1.1 Índice BMWP (<i>Biological Monitoring Working Party</i>)	18
1.2 MACROINVERTEBRADOS	20
1.2.1 Grupos de Alimentação Funcional (GAF)	23
1.3 RESERVATÓRIO COMO ECOSSISTEMA.....	25
1.4 VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS QUE MODELAM A COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS.....	27
1.5 ÁREA DE ESTUDO	30
1.5.1 Bacia hidrográfica e reservatório do rio Verde	30
1.5.2 Caracterização dos pontos amostrais.....	35
1.5.2.1 Ponto 1 (25°28'36.04" S 49°28'01.69" O)	36
1.5.2.2 Ponto 2: (25°30'05.08" S 49°29'32.90" O)	37
1.5.2.3 Ponto 3: (25°30'09.10" S 49°29'44.89" O)	38
1.5.2.4 Ponto 4: (25°31'33.12" S 49°31'50.35" O)	39
1.6 REFERÊNCIAS.....	40
CAPÍTULO 2 - INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DE ÁGUA E SEDIMENTO SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE, PARANÁ, BRASIL	48
2.1 INTRODUÇÃO	49
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	50
2.2.1 Coluna d'água.....	51
2.2.2 Sedimentos	52
2.2.3 Macroinvertebrados Bentônicos	53
2.2.4 Análises estatísticas	53
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
2.3.1 Variáveis físicas e químicas da coluna d'água e sedimentos	54
2.3.2 Macroinvertebrados bentônicos	58
2.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	64
2.5 REFERÊNCIAS.....	65
CAPÍTULO 3 - COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO FERRAMENTA PARA A AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE, PARANÁ, BRASIL	72
3.1 INTRODUÇÃO	73
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	75
3.2.1 Macroinvertebrados aquáticos	77
3.2.2 Sedimentos	77
3.2.3 Análises estatísticas	78
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	79
3.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	89
3.5 REFERÊNCIAS.....	90
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	98

1 INTRODUÇÃO

A água é um bem natural imprescindível à manutenção da vida no planeta e às atividades humanas. Contudo, o uso desordenado dos recursos hídricos, atrelado a um crescimento populacional acelerado e desordenado, resultou em uma escassez de água de qualidade (KNIE; LOPES, 2004; ANDREOLI et al., 2011).

A poluição das águas superficiais e, crescentemente, dos lençóis freáticos, é causada principalmente pelo lançamento, direto e indireto, de despejos industriais, domésticos e agropecuários, não tratados ou insuficientemente tratados. Isso acontece, na maioria dos casos, em consequência da primazia dada ao crescimento econômico de um país em detrimento da proteção dos seus recursos naturais (KNIE; LOPES, 2004, pág. 14).

Os efeitos dessa poluição observados nos ambientes límnicos incluem a toxicidade, eutrofização artificial, acidificação, erosão das margens e assoreamento do leito, cujas consequências contemplam diminuição da biodiversidade e inutilização da água para consumo humano, além do empobrecimento da paisagem como fator turístico de uma região (THOMAZ; BINI, 1999).

A quantificação da poluição de um corpo aquático, quando realizada juntamente com a avaliação da composição da comunidade de macroinvertebrados, representa uma ferramenta importante na avaliação da saúde e integridade desses ecossistemas de maneira holística (WIEDERHOLM, 1980; ROSENBERG; RESH, 1993; CALLISTO; MARQUES; BARBOSA, 2000; KLEINE; TRIVINHO-STRIXINO, 2005). A abordagem utilizando esses organismos é facilitada pelas características exibidas pelo grupo, como ciclo de vida longo nos ecossistemas aquáticos e hábito sedentário, refletindo dessa maneira as condições locais (ROSENBERG; RESH, 1993; JOHNSON; WIEDERHOLM; ROSENBERG, 1993; RESH; NORRIS; BARBOUR, 1995; QUEIROZ; TRIVINHO-STRIXINO; NASCIMENTO, 2000).

A fim de utilizar a comunidade de macroinvertebrados como bioindicadora de qualidade ambiental com maior eficiência, alguns índices biológicos foram criados. Dentre eles, pode-se destacar o BMWP' (*Biological Monitoring Working Party*), o qual leva em consideração a tolerância (capacidade de aclimação) das famílias de macroinvertebrados a poluentes orgânicos (BISPO, 2006).

Além disso, a caracterização dos grupos de alimentação funcional (GAF) permite compreender a estrutura trófica da comunidade e relacioná-la à oferta de

recursos alimentares e formas de obtenção, sendo que desequilíbrios nas abundâncias dos grupos tróficos permite evidenciar impactos ambientais (ALLAN; CASTILLO, 2007).

Em um ambiente aquático, a macrofauna distribui-se de acordo com as características ecológicas, físicas e químicas do ecossistema, como heterogeneidade espacial, presença de macrófitas, luminosidade, estrutura e composição do sedimento (orgânico, arenoso, argiloso), temperatura, pH, concentração de oxigênio dissolvido, produtividade primária, concentração de nutrientes e elementos-traço em água e sedimentos. Assim, perturbações de ordem natural ou antrópica sobre estas variáveis pode acarretar impactos sobre a diversidade local da comunidade de macroinvertebrados (ALLAN, 1995; ESTEVES, 1998; PEIRÓ; ALVES, 2006; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008, HEINO, 2009).

No Brasil, a comunidade de macroinvertebrados tem sido amplamente utilizada na avaliação da saúde de corpos hídricos, destacando-se os Estados do Rio Grande do Sul (PIEDRAS et al., 2006; DOMINGUES et al., 2007), São Paulo (DORNFELD et al., 2006; PEIRÓ; ALVES, 2006; FULAN; HENRY; DAVANSO, 2012) e Minas Gerais (COSTA; OLIVEIRA; CALLISTO, 2006; MOLOZZI et al, 2011). No Estado do Paraná podem ser citados os trabalhos de Jorcin; Nogueira (2008), Barbola et al., (2011) e Gonçalves; Menezes (2011). No entanto, para o reservatório do rio Verde o conhecimento acerca da fauna bentônica é inexistente até o momento.

A presente dissertação está estruturada em três capítulos. O primeiro capítulo traz uma revisão de literatura, abordando o histórico da utilização de macroinvertebrados como bioindicadores, características do grupo e do ecossistema de estudo e variáveis físicas e químicas que exercem influência sobre a composição da comunidade.

O segundo capítulo apresenta o manuscrito intitulado "Influência de variáveis físicas e químicas de água e sedimento sobre a distribuição de macroinvertebrados bentônicos no reservatório do rio Verde, Paraná, Brasil", cujo objetivo é mensurar parâmetros físicos e químicos de água e sedimentos e correlacioná-los com a composição da comunidade bentônica.

O terceiro capítulo apresenta o manuscrito intitulado "Composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para a avaliação da

qualidade ambiental do reservatório do rio Verde, Paraná, Brasil", cujo objetivo é avaliar a qualidade ambiental do reservatório com base na composição de macroinvertebrados aquáticos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Caracterizar a distribuição temporal das assembleias de macroinvertebrados bentônicos e nectônicos, assim como avaliar as características físicas e químicas da água e sedimento do reservatório do rio Verde, Paraná, Brasil.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a qualidade da água do reservatório quanto a parâmetros físicos e químicos de relevância para a comunidade de macroinvertebrados;
- Estabelecer as variáveis mensuradas em água e sedimentos que são significativas para a distribuição de macroinvertebrados bentônicos no reservatório do rio Verde;
- Caracterizar a comunidade bentônica e nectônica do reservatório do rio Verde quanto à composição taxonômica, densidade de táxons e grupos de alimentação funcional (GAFs);
- Avaliar a qualidade de água do reservatório através da comunidade de macroinvertebrados utilizando o índice BMWP' e a caracterização de grupos tróficos.

CAPÍTULO 1 - CONTEXTUALIZAÇÃO

1.1 BIOMONITORAMENTO E QUALIDADE AMBIENTAL

O biomonitoramento ambiental pode ser descrito como o estudo sistemático das respostas biológicas para avaliar estresses nos ecossistemas, principalmente aqueles de origem antropogênica. Em um programa de biomonitoramento biológico a atenção deve estar voltada aos ecossistemas, pois estes refletem as interações entre os aspectos bióticos e abióticos. Pelas suas características naturais, complexidade e autonomia, os ecossistemas devem ser analisados holisticamente, abrangendo as dimensões químicas, físicas e biológicas (MATTHEWS et al., 1982). Entretanto, até a década de 1970 as análises ambientais eram quase que exclusivamente baseadas nas variáveis físicas e químicas, as quais refletem apenas o momento da coleta e são insuficientes para a obtenção de resultados patentes no que se refere ao efeito dessas variáveis sobre a biota de um local (PRATT; COLER, 1976; BIEGER et al., 2010).

Na avaliação da saúde e integridade de um ambiente aquático utilizando componentes da biota, duas metodologias podem ser utilizadas, *bottom-up* e *top-down*. A abordagem *bottom-up* utiliza testes toxicológicos para avaliar respostas a estressores ambientais e extrapolar os resultados obtidos para sistemas complexos. Os efeitos observados na biota englobam mudanças fisiológicas, bioquímicas, comportamentais e no ciclo de vida. Já a abordagem *top-down* leva em consideração a abordagem no ambiente, avaliando mudanças na composição das comunidades aquáticas como a perda da diversidade de espécies, presença de desmatamento, aporte de esgoto doméstico e pesticidas, presença e impacto de espécies exóticas sobre a flora e fauna nativas, resultando em uma metodologia de avaliação da qualidade de água rápida, simples e de baixo custo (BUSS, BAPTISTA, NESSIMIAN, 2003).

No caso de abordagens do tipo *top-down*, a comunidade avaliada deve ser comparada a um ponto referencial ou local controle, no qual exista pouco ou nenhum impacto ambiental (BAILEY; NORRIS; REYNOLDSON, 2004; SILVA; QUEIROZ; TRIVINHO-STRIXINO, 2008). Tal fato é dificultado em razão da grande

exploração e degradação de rios desde a sua nascente, podendo gerar resultados tendenciosos (BONADA et al., 2006).

Mundialmente, a utilização de organismos como biomonitores data do início do século XX, com a aplicação do sistema saprobiano, que levava em consideração a dependência, em níveis taxonômicos, de organismos frente à decomposição da matéria orgânica. Assim, esse sistema explicava as altas abundâncias de organismos ditos tolerantes em áreas denominadas como poluídas (KOLKWITZ; MARSSON, 1909¹ apud CAIRNS; PRATT, 1993). Desde então, diversos índices foram formulados, baseados no potencial bioindicador de cada componente da biota (índices bióticos), na estrutura da comunidade (índices de diversidade) ou em uma mistura entre os dois (índices multimétricos) (CETESB, 2012).

1.1.1 Índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party*)

Figuram entre os índices mais utilizados em biomonitoramento o sistema conhecido por *Biological Monitoring Working Party* (BMWP), criado na Grã-Bretanha em 1976. O BMWP considera a composição da comunidade baseada no nível taxonômico de família, classificadas por *scores* de 1 a 10, sendo as mais próximas de 1 tolerantes a poluição e as mais próximas a 10 menos tolerantes. O índice final é calculado pelo somatório dos *scores* das famílias encontradas no local, sendo que quanto maior for a pontuação, mais íntegro é o ambiente (SEMA, 2003).

No Estado do Paraná, utiliza-se o BMWP', versão baseada no índice original e modificada por alguns autores. No ano de 1988, os pesquisadores Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega adaptaram o índice original para a península Ibérica, incluindo algumas famílias à tabela e modificando a pontuação de outras (ALBA-TERCEDOR; SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988). Para diferenciar o índice adaptado, nomearam-no como BMWP'. Loyola (2000) incluiu na tabela famílias representativas da realidade do Estado do Paraná, com base em estudos em afluentes da margem esquerda do reservatório de Itaipu. Mais tarde, outras famílias foram incluídas por serem

¹ KOLKWITZ, R.; W. A. MARSSON, W. A. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge Zür Lehre von der biologische Gewässerbeuteilung. Internationale Reveu der gesamten. **Hydrobiologie**, v. 2, p. 126-152, 1909.

importantes para os rios litorâneos mas que também ocorrem em outras bacias hidrográficas (SEMA, 2003) (Quadro 1 Quadro 2).

Quadro 1 - Pontuação das famílias de macroinvertebrados para o cálculo do índice BMWP'.

FAMÍLIAS	PONTUAÇÃO
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Ephemerellidae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Leptodostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Athericidae , Blephariceridae , Calomoceratidae , Helicopsychidae , Megapodagrionidae	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
<i>Ephemerellidae</i> , Prosopistomatidae , Nemouridae, Gryptopterygidae , Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, Hydrobiosidae , Pyralidae , Psephenidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae , Hydroptilidae, Unionidae, Mycetopodidae , Hyriidae , Corophilidae, Gammaridae, Hyalellidae , Atyidae, Palaemonidae , Trichodactylidae , Platycnemididae, Coenagrionidae, Leptohyphidae	6
Oligoneuridae , Polymirtacidae , Dryopidae, Elmidae, (Elminthidae), <i>Helophoridae</i> , <i>Hydrochidae</i> , <i>Hydraenidae</i> , Clambidae, Hydropsichidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiiidae , Aeglidae	5
Baetidae, <i>Caenidae</i> , <i>Haliplidae</i> , <i>Curculionidae</i> , <i>Chrysomelidae</i> , Tabanidae , Stratyomyidae , Empididae , Dolichopodidae , Dixidae , Ceratopogonidae , Anthomyidae , Limoniidae , Psychodidae , Scimyziidae , Rhagionidae , Syalidae, Corydalidae , Piscicolidae, Hydracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Limnocoeridae , Pleidae, <i>Notonectidae</i> , Corixidae, Veliidae , <i>Helodidae</i> , <i>Hydrophilidae</i> , <i>Hygrobiidae</i> , <i>Dytiscidae</i> , <i>Gyrinidae</i> , Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, <i>Bythinellidae</i> , Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erphobdelliidae, Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae , Ephydriidae , Thaumaleidae	2
Oligochaeta (todas as classes), Syrphidae	1

Itálico – pontuação (score) alterado: ALBA-TECEDOR; SANCHEZ-ÓRTEGA (1988)

Negrito – incluídas por ALBA-TECEDOR; SANCHEZ-ÓRTEGA (1988)

Sublinhadas – Incluídas por LOYOLA; BRUNKOV (1999)

Fonte: SEMA, 2003.

Quadro 2 - Classes de qualidade, significado dos valores do BMWP' e cores para serem utilizadas nas representações cartográficas. De acordo com ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA (1988).

Classe	Qualidade	Valor	Significado	Cor
I	Ótima	>150	Águas prístinas (muito limpas)	Lilás
II	Boa	101 – 120	Águas não poluídas, sistema perceptivelmente não alterado	Azul
III	Aceitável	61 – 100	Evidentes efeitos moderados de poluição	Verde
IV	Duvidosa	36 – 60	Águas poluídas (sistemas alterados)	Amarela
V	Poluída	16 – 35	Águas muito poluídas (sistemas muito alterados)	Laranja
VI	Muito poluída	< 15	Água fortemente poluída (sistema fortemente alterado)	Vermelho

Fonte: SEMA, 2003

1.2 MACROINVERTEBRADOS

Macroinvertebrados bentônicos são por definição organismos que habitam o substrato dos ambientes dulciaquícolas, com tamanho de 2 a 5 mm e que podem ser capturados em redes com abertura de malha de 200 a 500 μm (micrômetros) e passam pelo menos parte de seu ciclo de vida nesses ambientes (ROSEMBERG; RESH, 1993; HYNES, 2001). Esses organismos desempenham função importante nas cadeias tróficas dos ambientes aquáticos, participando dos processos de decomposição e ciclagem da matéria orgânica e funcionando como intermediários entre os produtores e os componentes de topo de cadeia, sobretudo vertebrados (ODUM, 1988, CUMMINS, 1992).

Figura no grupo dos macroinvertebrados uma gama ampla de Filos e Classes, como Porifera, Platyhelminthes, Annelida (Oligochaeta, Hirudinea), Mollusca (Gastropoda e Bivalvia) e Arthropoda, que incluem Crustacea e diversas Ordens pertencentes a Insecta (Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Heteroptera, Coleoptera, Trichoptera, Megaloptera, Diptera e Lepidoptera) (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Aspectos da biologia e ecologia destes grupos estão descritos no Quadro 3.

Quadro 3 - Aspectos da biologia e ecologia dos táxons pertencentes ao grupo dos macroinvertebrados aquáticos.

TÁXONS	DESCRIÇÃO
Porifera	Ocorrem relacionados a substratos diversificados, ocupando regiões profundas de rios, lagos e represas ou áreas de inundação. Alimentam-se através da filtração de material em suspensão.
Platyhelminthes	Vermes achatados de vida livre, encontrados associados a substratos, em águas pouco profundas e bem oxigenadas nos ambientes lênticos e lóticos. Possuem hábito alimentar carnívoro e detritívoro.
Annelida	As duas principais classes são Polichaeta e Oligochaeta, sendo que a primeira tem poucos representantes em águas interiores. Oligochaeta ocorre amplamente em diversos ambientes aquáticos, tendo hábito alimentar herbívoro e detritívoro. A classe Hirudinea (sanguessugas) são basicamente predadoras de macroinvertebrados ou ectoparasitas de vertebrados aquáticos.

Quadro 3 - Aspectos da biologia e ecologia dos táxons pertencentes ao grupo dos macroinvertebrados aquáticos. Continuação.

Mollusca	Filo altamente diversificado, ocorrendo em ambientes lênticos e lóticos, associados ao substrato de fundo ou a plantas aquáticas (vegetação marginal e macrófitas). Dentre os moluscos, destacam-se os bivalves (filtradores) e os gastrópodes (herbívoros e raspadores).
Crustacea	Possuem grande importância na estrutura de ambientes lênticos ou lóticos, ocorrendo associados a barrancos, vegetação marginal ou banco de macrófitas. Possuem representantes predadores, os quais utilizam hábito de alimentação raptorial (branquiúros e aeglídeos), fragmentadores ou raspadores.
<u>Insecta</u>	
Ephemeroptera	Indicadores de águas limpas e bem oxigenadas, ocorrendo preferencialmente em águas rápidas. As ninfas possuem hábito alimentar raspador ou filtrador.
Plecoptera	Indicadores de águas limpas e bem oxigenadas, as ninfas tem preferência por águas frias (abaixo de 25°C) com correnteza. As ninfas possuem hábito alimentar predador.
Odonata	Possuem representantes marinhos, em águas salobras e em áreas de inundação temporárias. Ocorrem em rios e lagos, estando associadas ao sedimento, vegetação marginal e macrófitas. As larvas são predadoras.
Heteroptera	Insetos semi-aquáticos, ocorrem na zona intersticial ou margens de lagos com vegetação. Possuem hábito alimentar predador (sugador) ou filtrador.
Coleoptera	Organismos cosmopolitas, aquáticos ou semi-aquáticos, ocorrendo em águas doces, salobras e salinas. Colonizam ambientes com vegetação aquática, além de substratos como troncos e folhiço. Larvas e adultos possuem hábito alimentar predador, filtrador ou raspador.
Trichoptera	Indicadores de águas limpas e bem oxigenadas. Ocorrem em águas quentes e frias, em ambientes lóticos ou lênticos. Algumas espécies constroem refúgios utilizando areia, seda, folhas e galhos. As larvas podem ser predadoras, raspadoras ou filtradoras.
Megaloptera	Possuem poucos representantes nos trópicos, sendo mais facilmente encontradas nas regiões temperadas, ocorrendo em águas rápidas e bem oxigenadas. O hábito alimentar é predador.
Diptera	Ocorrem em abundância nos ambientes aquáticos, tanto em águas lóticas e lênticas. Pelo fato de algumas famílias suportarem ambientes com baixa oxigenação e com altas concentrações de matéria orgânica, são considerados indicadores de locais impactados. O hábito alimentar pode ser filtrador, coletor ou predador.

Fonte: GULLAN; CRANSTON (2008); TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI (2008).

Os macroinvertebrados reagem de forma diferente aos variados níveis de poluição ou degradação ambiental dos corpos hídricos, sendo classificados em resistentes, tolerantes e intolerantes. Organismos resistentes são aqueles que colonizam locais com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, vivendo enterrados no substrato e alimentando-se de matéria orgânica. Esse grupo é formado por muitas espécies de Chironomidae e Oligochaeta, os quais possuem hemoglobina, pigmento que possui grande afinidade pelo oxigênio, fator que permite com que esses organismos consigam sobreviver nesses ambientes (ESTEVES, 1998; GOULART; CALLISTO, 2003). Já os organismos tolerantes apresentam sensibilidade intermediária à poluição quando comparados aos resistentes e aos intolerantes e são representados por Mollusca e várias ordens de Insecta, como Odonata e algumas famílias de Diptera. Certos grupos ainda utilizam o oxigênio atmosférico como estratégia de sobrevivência, como Heteroptera, Coleoptera e alguns Pulmonata (Mollusca) (GOULART; CALLISTO, 2003).

Organismos intolerantes são aqueles que sobrevivem apenas em locais com altas concentrações de oxigênio dissolvido. As ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (Insecta) são as mais representativas dessa categoria. Esses organismos são fundamentais na avaliação da qualidade de ambientes hídricos por serem muito sensíveis à poluição (GOULART; CALLISTO, 2003; HEPP; RESTELLO, 2007). De acordo com Hepp e Restello (2007), em ambientes com baixa qualidade da água, nenhum táxon pertencente a estas ordens são encontrados.

Devido a este gradiente de tolerância, macroinvertebrados são amplamente aceitos como indicadores ambientais, ou biomonitores. Sua utilização para esse fim é justificada por vários autores (ROSEMBERG; RESH, 1993; JOHNSON; WIEDERHOLM; ROSENBERG, 1993; RESH, NORRIS; BARBOUR, 1995; QUEIROZ; TRIVINHO-STRIXINO; NASCIMENTO, 2000), pelas seguintes razões:

- Refletem a integridade biológica;
- São ubíquos, sendo afetados por perturbações em todos os tipos de ambiente;
- Apresentam um grande número de espécies com diferentes graus de tolerância a poluição, oferecendo um amplo espectro de respostas;
- Mesmo em pequenos rios e lagos, a fauna pode ser muito rica e diversificada;

- São sedentários ou possuem pouca mobilidade, ou seja, refletem alterações locais no ambiente;
- Possuem tamanho relativamente grande, tendo suas estruturas anatômicas de importância taxonômica facilmente visualizadas em microscópio estereoscópico;
- Geralmente são de fácil identificação, utilizando chaves taxonômicas;
- Proporcionam uma abordagem holística e temporal pois integram o efeito de variados poluentes no seu ciclo de vida;
- Respostas de muitas espécies frente a poluição já são conhecidas.
- A comunidade pode funcionar como parâmetro de condições naturais em regiões em que outros critérios específicos não existem;
- Apresentam importância trófica, servindo de alimento para peixes de interesse comercial.
- O status da comunidade é de interesse público;
- Amostragem e análise utilizam equipamentos simples e de baixo custo;

Essas características permitem o desenvolvimento de índices de integridade ambiental padronizados, que podem ser extrapolados para diversos lugares (FERREIRA; PAIVA; CALLISTO, 2011). Entretanto, no Brasil, a classificação de qualidade das águas ainda é realizada basicamente utilizando as características físicas e químicas da água, apesar de muitos órgãos ambientais incluírem as comunidades aquáticas em suas metodologias de avaliação de saúde de corpos hídricos (RODRÍGUEZ, 2001).

1.2.1 Grupos de Alimentação Funcional (GAF)

A maioria dos organismos bentônicos possui flexibilidade na dieta e um mecanismo de alimentação não seletivo, sendo que sua classificação em grupos tróficos ou grupos de alimentação funcional (GAF) facilita a compreensão da estrutura da comunidade e das relações tróficas. Sendo assim, através da forma de obtenção do alimento, pode-se agrupar os táxons em guildas (fragmentadores,

coletores, filtradores, raspadores e predadores), descritas a seguir de acordo com Merrit; Cummins (1996), Callisto; Moreno; Barbosa (2001), Chara et al. (2010):

- **Fragmentadores:** alimentam-se de matéria orgânica particulada grossa (CPOM $\varnothing > 1\text{mm}$) como folhiço, ramos e demais recursos que chegam ao ecossistema de maneira alóctone e da fauna associada, como fungos, bactérias, microartrópodos, entre outros. Sua atividade trituradora disponibiliza partículas de menor dimensão para os demais componentes da biota. Organismos fragmentadores são predominantemente herbívoros e detritívoros e ocasionalmente carnívoros.
- **Coletores-catadores:** alimentam-se de matéria orgânica particulada fina (FPOM $0,45\ \mu\text{m} < \varnothing < 1\text{mm}$) depositada no sedimento e substratos, resultante de processos físicos (abrasão), atividade de fragmentadores e da microbiota. São detritívoros em sua maioria, tanto de restos de origem vegetal quanto animal.
- **Coletores-filtradores:** alimentam-se de FPOM (microalgas, microbiota e detritos) em suspensão na coluna d'água. São detritívoros, herbívoros e ocasionalmente carnívoros.
- **Raspadores ou fitófagos:** alimentam-se de algas que crescem sobre rochas, troncos submersos, entre outros, além de raízes e caules de macrófitas submersas. Ocorrem em maior abundância em locais bem oxigenados e na zona eufótica de lagos e rios, onde as condições para o desenvolvimento de plantas aquáticas é facilitado. São herbívoros e detritívoros.
- **Predadores:** alimentam-se de fluidos e tecidos vivos ou mortos. Podem ser parasitas, extraindo recursos alimentares de seu hospedeiro sem levá-lo a morte; engolfadores, capturando a presa e a engolindo inteira; perfuradores, injetando o aparelho bucal na presa e sugando seus fluidos até ocasionar sua morte. São carnívoros e em menor escala, detritívoros.

Fundamentando-se nesta classificação de grupos de alimentação trófico, é possível inferir informações sobre as características dos ambientes estudados (MERRIT; CUMMINS, 1996).

1.3 RESERVATÓRIO COMO ECOSSISTEMA

Os reservatórios podem ser classificados como ambientes intermediários entre rios e lagos (semi-lóticos) originados a partir do represamento de rios. A construção de represas visa o acúmulo de água para várias finalidades, como aquicultura, irrigação, navegação, recreação, proteção contra cheias, entre outros (HENRY, 1999; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Além desses usos, os reservatórios podem atuar como elementos purificadores de água, retendo sedimentos, matéria orgânica e excesso de nutrientes e poluentes, e como recurso biológico, como preservação de áreas destinadas a berçários para peixes, produção de plantas aquáticas e áreas com valor estético (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

A construção de um reservatório implica em inúmeras perturbações ambientais, como o desmatamento da área a ser alagada, deslocamento da fauna nativa da região e construção da barragem. Na fase de enchimento, ocorrem inúmeros impactos, como alteração na vazão, aumento da retenção de sedimentos e nutrientes, o que aumenta a possibilidade de um processo de eutrofização, elevação do lençol freático, inundando áreas e favorecendo a formação de brejos e a proliferação de mosquitos de importância médica. O represamento também provoca a modificação dos habitats naturais, homogeneizando a paisagem e impactando a diversidade florística e faunística (PRADO; MORAES-NOVO, 2007).

Para a comunidade bentônica, a alteração de um sistema lótico para lântico acarreta o desaparecimento dos táxons adaptados a viver em corredeiras e privilegia táxons típicos de ambientes lânticos. Além disso, a diminuição da heterogeneidade espacial afeta diretamente a diversidade de espécies, empobrecendo as comunidades aquáticas (BUSCH; LARY, 1996, TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

De acordo com Esteves (1998) e Tundisi, Matsumura-Tundisi (2008), um reservatório apresenta gradientes horizontais e verticais de variáveis físicas, químicas e biológicas, com fluxo contínuo em direção à barragem. Segundo os mesmos autores, um reservatório pode ser dividido em três regiões distintas:

- **Zona Fluvial ou Zona de Rio:** região que possui características de ambiente lótico, canal estreito e raso, altas taxas de sedimentação, altos valores de turbidez e concentração de nutrientes, constituindo uma porção mais eutrófica. Há grande quantidade de matéria orgânica alóctone provinda da vegetação ripária.
- **Zona de transição:** zona intermediária entre os sistemas lótico e lêntico, com um canal mais largo e profundo, menores valores de turbidez, menor sedimentação e concentração de nutrientes, caracterizando estado trófico mesotrófico. A principal fonte de matéria orgânica passa a ser autóctone.
- **Zona lacustre:** região com características de ambientes lênticos. Localiza-se próximo a uma barragem, sendo uma área ampla, profunda, com baixa força de corrente. A turbidez e concentração de nutrientes é baixa, caracterizando um ambiente predominantemente oligotrófico.

Em um lago ou reservatório, as regiões mais propícias para a colonização de espécies de macroinvertebrados são a marginal e zonas que apresentam vegetação aquática (ESTEVES, 1998). A incidência de luminosidade na zona litoral do reservatório permite o crescimento de macrófitas aquáticas, as quais, juntamente com as microalgas, desempenham papel fundamental na produção primária, estocagem de nutrientes e do controle da eutrofização (ESTEVES; CAMARGO, 1986). Dibble (2005) e Fagundes et al. (2010) salientam que as macrófitas constituem o compartimento biótico mais representativo de ecossistemas lênticos, pois promovem heterogeneidade espacial.

Além disso, as macrófitas aquáticas representam importante habitat para uma gama diversificada de organismos por constituírem uma zona para forrageamento, abrigo e áreas de ovoposição para moluscos (raízes e partes aéreas) e espécies de Coenagrionidae (libélulas) que depositam seus ovos nos tecidos vegetais (postura endofítica) (HENRIQUES; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2000; HYNES, 2001; ESTEBENET; MARTÍN, 2002; PEIRÓ; ALVES, 2006; FULAN; HENRY, 2007; BAPTISTA, 2008).

A vegetação marginal, constituída de raízes de arbustos e gramíneas que permanecem inundadas nas épocas de cheia é igualmente colonizada pela comunidade bentônica e frequentemente apresenta riqueza elevada. A fauna presente na zona litoral é principalmente composta por insetos coletores, raspadores e predadores (TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO 1993; PEIRÓ; ALVES, 2006).

1.4 VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS QUE MODELAM A COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS

Muitos são os fatores que modelam a composição da comunidade de macroinvertebrados, como heterogeneidade ambiental, predação, oferta de habitats e competição (PINTO-COELHO, 2000). Além destes, outras variáveis (físicas e químicas podem influenciar a comunidade bentônica) (ESTEVES, 1998; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

O oxigênio é um elemento essencial à biota, sendo que a sua concentração nos ambientes aquáticos depende de diversos fatores como temperatura da água, pressão atmosférica, entre outros, sendo que baixas concentrações estão relacionadas a altas concentrações de material em suspensão e intensa mortalidade e decomposição de organismos aquáticos nos processos de eutrofização (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). De acordo com Masser; Cichra; Gilbert (1993) concentrações abaixo de 4 mg.L^{-1} causam estresse à comunidade de peixes. Alguns grupos de macroinvertebrados são muito resistentes a ambientes com baixas concentrações de oxigênio, como a família Chironomidae (Insecta, Diptera) (GULLAN; CRANSTON, 2008).

A condutividade da água é dependente da concentração iônica e temperatura do ambiente. Em águas naturais e não impactadas, a condutividade varia entre 10 e $100 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (ESPÍNDOLA; BRIGANTE, 2003) e valores acima de $100 \mu\text{S.cm}^{-1}$ indicam poluição com efeitos adversos para a comunidade bentônica (ROSSARO et al., 2007).

A turbidez da água é constituída principalmente por sólidos em suspensão, inorgânicos (argila, silte) e orgânicos (plâncton e micro-organismos) (ESTEVES, 1998). Vários fatores são responsáveis pelo aumento da turbidez, como aporte de esgotos e lixiviação de solo exposto em estações chuvosas. O excesso de turbidez prejudica a fotossíntese, além de causar entupimento do aparato filtrador de organismos como moluscos bivalves, causando sua mortalidade (LEVINTON, 1995; CETESB, 2012).

O pH é um parâmetro importante somente em condições extremas, variando entre 6 a 8,5 em águas naturais. Em condições mais alcalinas, há a transformação do íon amônio em amônia, extremamente tóxica para a biota (MANAHAM, 2013).

Nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) são essenciais para o metabolismo de ecossistemas aquáticos. No entanto, altas concentrações destes na água são comumente relacionados a aportes antrópicos, como poluição doméstica e agropecuária (ESTEVES, 1998).

O nitrogênio é importante no ecossistema por participar da formação de proteínas e por constituir fator limitante a produção primária quando em baixas concentrações. Nos corpos hídricos está presente em diversas formas, como nitrito, nitrato, íon amônio, amônia, nitrogênio molecular, óxido nitroso, além das formas orgânicas (ESTEVES, 1998). As principais fontes de nitrogênio nestes ambientes são atmosfera, poluentes, fertilizantes e chuvas (MANAHAN, 2013).

- **Nitrogênio amoniacal (NH_4^+ e NH_3):** Em condições naturais a concentração desse nutriente é baixa no epilímio ($<100 \mu\text{g.L}^{-1}$) Níveis elevados de nitrogênio amoniacal estão associados a decomposição de matéria orgânica e excreção de organismos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008, MANAHAN, 2013). O íon amônio é essencial aos produtores, sendo facilmente absorvido, porém, em altas concentrações é prejudicial à biota, influenciando a dinâmica do oxigênio dissolvido. Ainda, em pH básico, o íon amônio é convertido a amônia, extremamente tóxico em concentrações iguais ou superiores a $0,25 \text{ mg. L}^{-1}$ (ESTEVES, 1998; MANAHAM, 2013).
- **Nitrito (NO_2^-):** Ocorre como estado intermediário de oxidação do nitrogênio. Está presente sempre em concentrações muito baixas ($<60 \text{ mg.L}^{-1}$) em ambientes bem oxigenados. Em ambientes anaeróbios, grande quantidade desse íon pode ser encontrada.
- **Nitrato (NO_3^-):** Muito abundante, sobretudo em águas que recebem aporte de esgotos domésticos ou drenagem de áreas fertilizadas. O nitrato, juntamente com o íon amônio, constituem a principal fonte de nitrogênio para os produtores primários (ESTEVES, 1998).

O fósforo desempenha importantes funções nos sistemas biológicos. Participa do metabolismo celular, fazendo parte de moléculas essenciais, como ATP e DNA. é o principal fator limitante a produtividade primária. Nos ambientes aquáticos, todas as formas de fósforo encontram-se na forma de fosfatos. As principais fontes de

fósforo provém da decomposição de organismos, excretas, intemperismo e fertilizantes (ESTEVEES, 1998, MANAHAN, 2013).

- **Fosfato reativo ou ortofosfato:** É a fração mais biodisponível do fósforo, assimilada com facilidade pelos vegetais aquáticos. Em lagos não eutrofizados a concentração de ortofosfatos é muito baixa, sobretudo nas estações mais quentes, pois o aumento de temperatura acelera o metabolismo dos componentes da biota, os quais incorporam P-orto em grandes quantidades à biomassa (ESTEVEES, 1998).

A resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) estabelece limites para variáveis físicas e químicas em águas doces, salobras e salinas, com objetivo de salvaguardar a vida aquática, abastecimento público, lazer, entre outros (Brasil, 2005). Os valores para alguns dos parâmetros avaliados no presente trabalho são mostrados no Quadro 4.

Quadro 4 - Limites da Resolução CONAMA 357/05 para parâmetros físicos e químicos

Parâmetros em água	Limite CONAMA 357/05
Turbidez	Até 100 UNT
Clorofila a	Até 30 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Oxigênio dissolvido	Superior a 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
pH	6 a 9
Material em Suspensão Total (MST)	500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
Nitrito	1,0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
Nitrato	10,0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
Nitrogênio amoniacal total	3,7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, para $\text{pH} \leq 7,5$
	2,0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$
	1,0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$
	0,5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, para $\text{pH} > 8,5$

Fonte: CONAMA 357/05 (Brasil, 2005).

Em sedimentos, a granulometria representa um importante fator para a colonização dos substratos pelos macroinvertebrados. De acordo com Allan (2004) e Grabowski; Droppo; Wharton (2011), as frações mais finas do sedimento (silte/argila) diminuem a estabilidade do fundo e preenchem os espaços intersticiais, representando ambientes com baixa heterogeneidade e pobreza na oferta de habitats para os organismos.

A matéria orgânica em sedimentos é formada principalmente pelos aportes alóctones, que chegam aos corpos aquáticos através de processos como erosão e escoamento superficial, e pela deposição de organismos aquáticos em decomposição e seus dejetos. O excesso de matéria orgânica em sedimentos pode ser um indicador de poluição orgânica (MASH et al., 2004). O teor de umidade em sedimentos está associado as frações mais finas (silte/argila), que possibilitam uma maior retenção de contaminantes (CETESB, 2012).

Para nutrientes totais em sedimentos (fósforo e nitrogênio), a Resolução CONAMA 344/04 estabelece valores alerta para a concentração de cada elemento, sendo 2000 mg.kg^{-1} para fósforo e 4.800 mg.kg^{-1} . De acordo com a Resolução, concentrações acima do valor alerta sinalizam possíveis prejuízos ambientais na área de deposição do sedimento (Brasil, 2004).

1.5 ÁREA DE ESTUDO

1.5.1 Bacia hidrográfica e reservatório do rio Verde

A bacia hidrográfica do rio Verde está localizada na porção oeste da Região Metropolitana de Curitiba (RMC), Paraná, nos municípios de Campo Magro, Campo Largo, Araucária e Balsa Nova, sendo que Campo Largo possui a maior área de contribuição na bacia (Figura 1). Possui área de drenagem de 239 km^2 , integrando a bacia do Alto Iguaçu e limitando-se a leste com a sub-bacia do rio Passaúna e ao norte com as bacias do Ribeira e do Iguaçu. As nascentes localizam-se no município de Campo Magro e a foz no rio Iguaçu (COMEC, 2002; ANDREOLI et al., 2011).

Na área de drenagem da bacia ocorrem diversas formações vegetacionais, sendo que há domínio da Floresta Ombrófila Mista Montana em diversos estágios sucessionais, assim como Floresta Ombrófila Mista Aluvial associada à estepe (campos Edáficos), vegetação característica de regiões ribeirinhas (KLEIN; HATSHBACH, 1962).

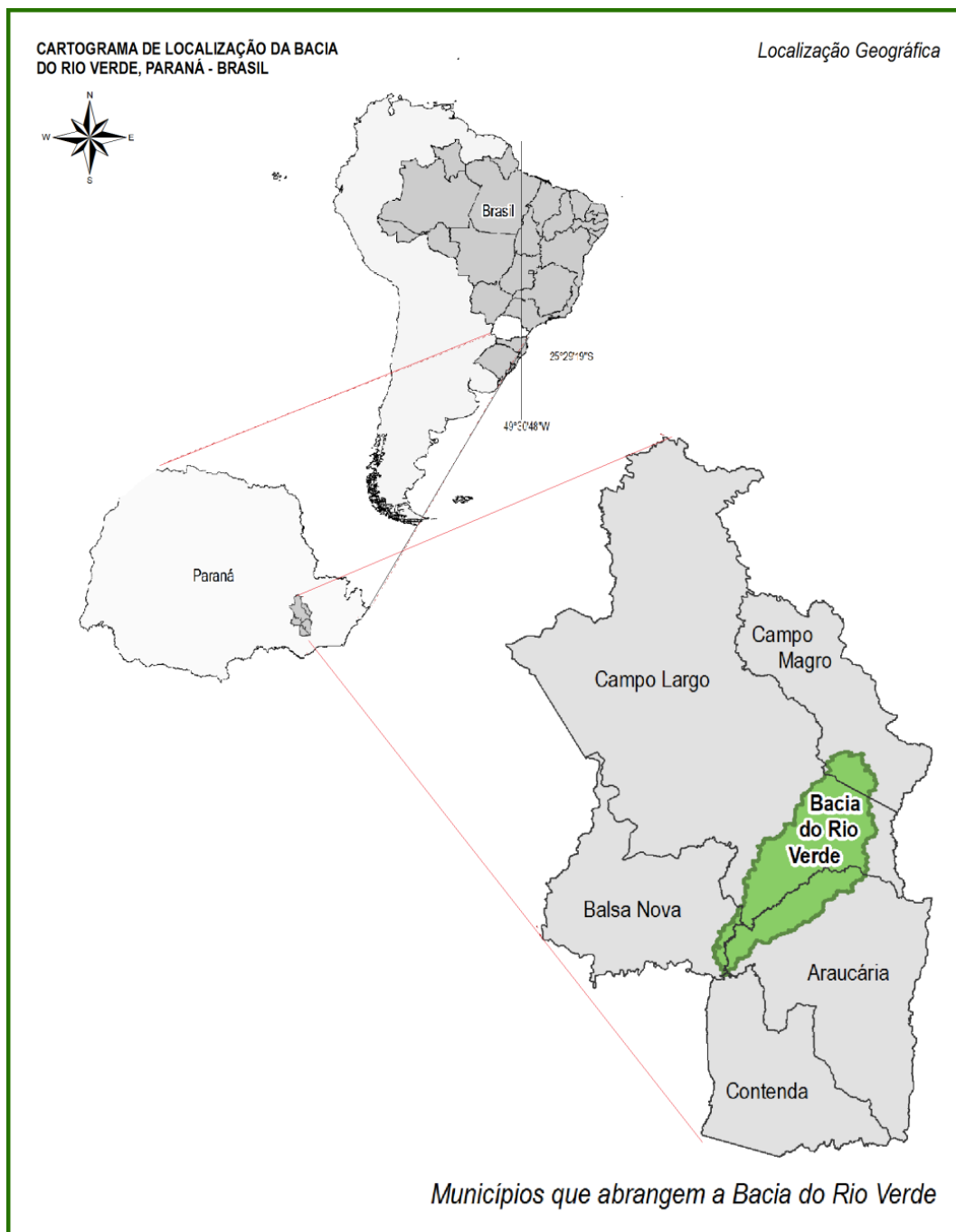


Figura 1 - Localização geográfica da bacia do rio Verde no Estado do Paraná. Fonte: Adaptado de CUNHA et al., 2011.

Os tipos de solo presentes na bacia do rio Verde são Gleissolos, Latossolos, Nitossolos, Cambissolos e Organossolos. No município de Campo Magro, região de nascentes do rio, predominam Cambissolos Háplico Distrófico e Eutrófico. Na área onde se encontra o reservatório, há predomínio de Gleissolo Háplico Distrófico e na planície aluvial onde a represa está inserida, Latossolo Bruno Distrófico e Cambissolo Háplico Distrófico (ANDREOLI et al., 2011).

O clima da região é classificado como subtropical, com verões frescos e úmidos e invernos brandos com formação comum de geadas (classificação *Cfb* de Köppen). A temperatura média do mês mais frio (julho) é de 12,7°C e a do mês mais quente (fevereiro) é de 20,3°C. A precipitação média anual é de aproximadamente 1468 mm, sendo que os meses de verão apresentam maior pluviosidade (média superior a 70 mm) e os meses de inverno, as menores (média inferior a 35 mm) (ANDREOLI et al., 2011).

Historicamente, nos últimos dois séculos a bacia do rio Verde tem sido explorada e modificada por atividades antrópicas, como agropecuária, exploração madeireira, instalação industrial e aumento populacional devido à expansão urbana. Desde meados da década de 1970 até o ano de 2009, houve diminuição de cerca de 11% da vegetação da área da bacia. Ainda na década de 1970, no município de Araucária, houve a implantação da Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR), pela Petróleo Brasileiro S. A. (Petrobras) e posterior inundação da área destinada à represa, construção da barragem e sistema de captação das águas do reservatório com a finalidade de atender a fins industriais da refinaria (ANDREOLI et al., 2011).

Visto o crescente uso dos solos e águas da bacia do rio Verde e o potencial desta para o abastecimento público, em 31 de julho de 2000 foi instituída a Área de Proteção Ambiental (APA) do rio Verde pelo Decreto Estadual nº 2.375, a qual abrange uma área de 147 km² (~61%) (PARANÁ, 2000). Ainda, uma parcela menor da bacia 18,4 km² (~7,6%), está inserida na Unidade Territorial de Planejamento (UTP) de Campo Magro (Decreto Estadual n.º 1.611/99) (PARANÁ, 1999) (Figura 2). O objetivo da APA e da UTP é regulamentar os usos da água e solos, além de proteger e conservar a qualidade ambiental e sistemas naturais daquela região (COMEC, 2002; ANDREOLI et al., 2011).

O reservatório do rio Verde localiza-se na divisa dos municípios de Campo Largo e Araucária e possui área de 7,9 km². Sua profundidade média é de 5,6 m, sendo a profundidade máxima de 11 m. O volume médio da represa é de 25.643.732 m³ e o tempo de residência médio é de 218 dias (ANDREOLI et al., 2011).

O Instituto Ambiental do Paraná (IAP) monitora o reservatório desde o 1987 e o classifica com as seguintes características limnológicas: perfil de oxigênio dissolvido decrescente a partir da zona eufótica; ocorrência de anoxia nas camadas mais profundas, sobretudo nas estações quentes; concentração média de fósforo total de 0,015 mg.L⁻¹, o que classifica o reservatório como mesotrófico e fósforo

como nutriente limitante à produção primária. Desde o início do monitoramento, foi observada apenas um evento de floração de cianobactérias potencialmente tóxicas, da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, no ano de 2005 (FERREIRA; CUNHA, 2013).

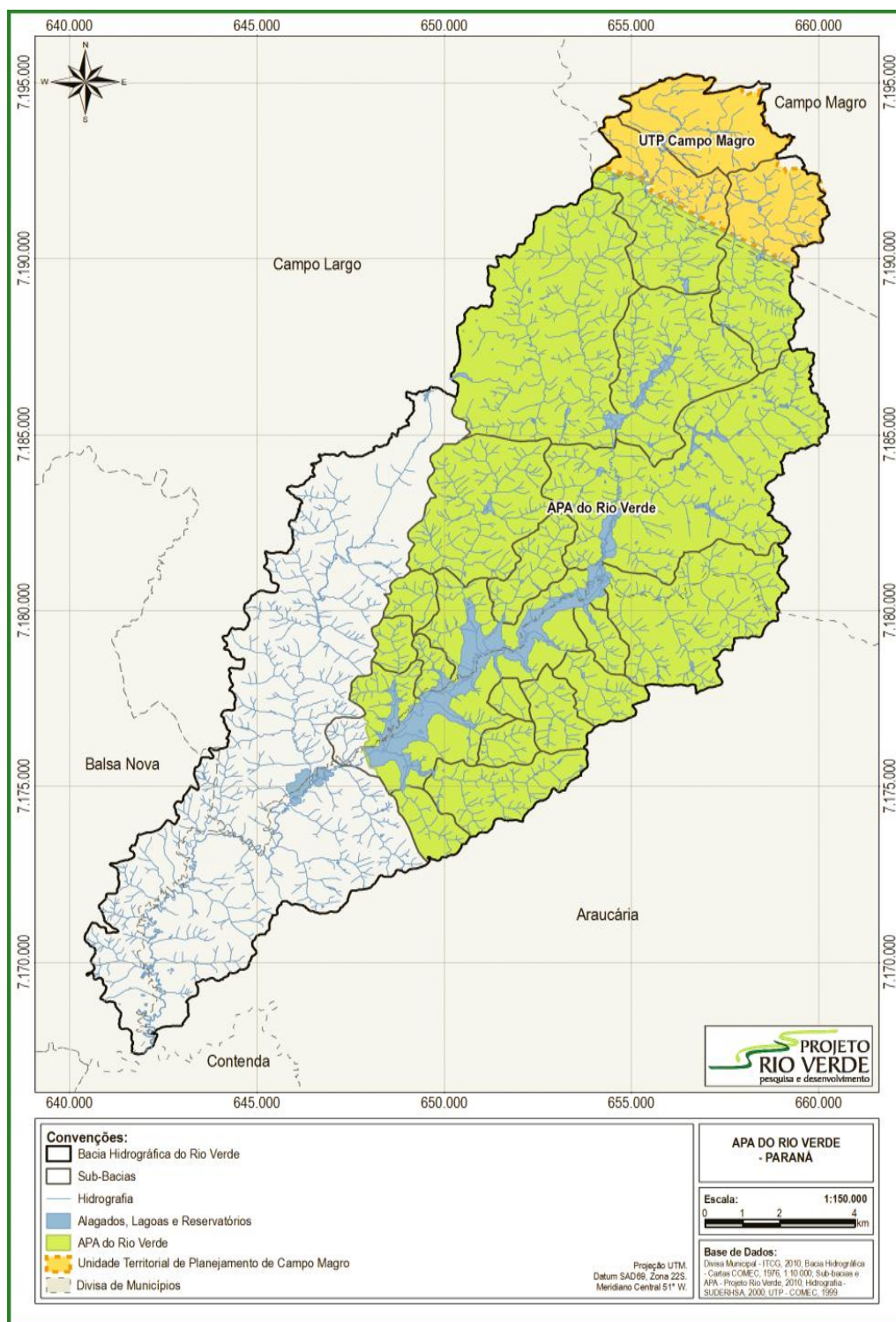


Figura 2 - Localização geográfica da Área de Proteção Ambiental (APA) do rio Verde. Fonte: CUNHA et al., 2011.

O entorno do reservatório é ocupado por atividades agrícolas diversificadas, como plantações de milho, feijão, batata e morango, além de chácaras de lazer (pesque-pagues), reflorestamento de espécies exóticas e pecuária. Também há regiões com solos expostos e fragmentos florestais, com presença de capões de *Araucaria angustifolia* e bracatingais (RODERJAN; ACCIOLY, 2011) (Figura 3).



Figura 3 - Aspectos da ocupação do entorno do reservatório do rio Verde. A) Capão de *Araucaria angustifolia*; B) Reflorestamento de *Eucalyptus* sp.; C) Cultivo de *Zea mays* (milho); D) Cultivo de *Glycine max* (soja) e *Fragaria vesca* (morango); E) Galpão para criação de frangos; F) Criação de bovinos doméstica. Fotos: a autora.

1.5.2 Caracterização dos pontos amostrais

Foram estabelecidos, ao longo do eixo longitudinal do reservatório, quatro pontos amostrais, sendo P1 (montante), P2 e P3 (reservatório) e P4 (jusante), georreferenciados com auxílio de *Global Positioning System* (GPS) marca Geko (Figura 4). A coleta de informações para o detalhamento de cada ponto amostral foi realizada a partir de observações em campo e registros fotográficos em um trecho de aproximadamente trinta metros em cada ponto.

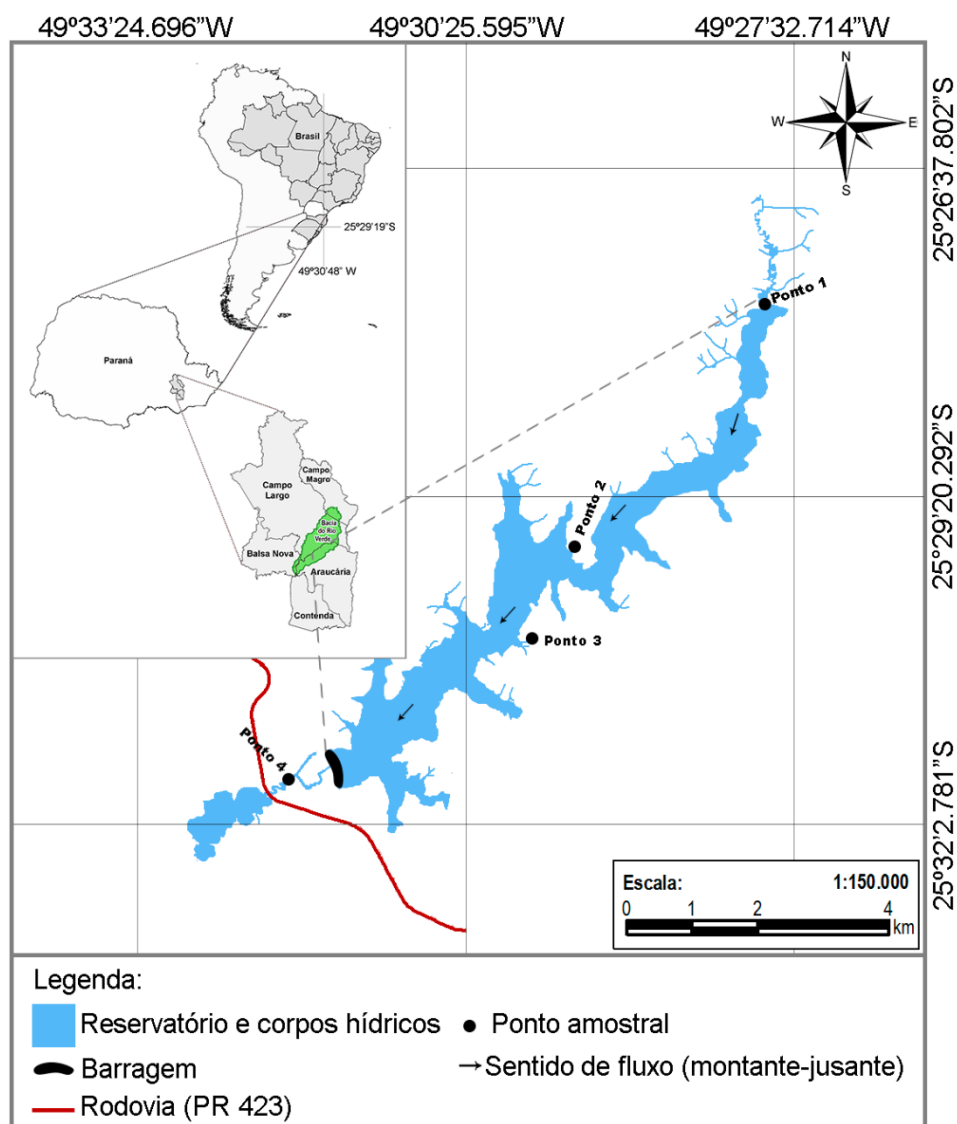


Figura 4 - Localização dos pontos amostrais no reservatório do rio Verde. Adaptado de CUNHA et al., 2011.

1.5.2.1 Ponto 1 (25°28'36.04" S 49°28'01.69" O)

Localizado no rio Verde próximo à cabeceira do reservatório. Caracteriza-se como um ambiente lótico, com profundidade média de 4 m.

A ocupação do entorno é caracterizada por trechos escassos de vegetação natural, sendo que a mata ciliar possui largura inferior a 5 metros, além de alterações antrópicas de ordem urbana e doméstica, como agricultura, estradas e presença de uma ponte de pequeno porte.

Em todo o trecho analisado foi observada erosão nas margens, de moderada a acentuada, com assoreamento do leito e exposição do sedimento em diversos pontos.

Durante o período amostral foi observada pouca presença de oleosidade na água e sedimentos com odor de matéria orgânica em decomposição (esgoto). O substrato é predominantemente lamoso/argiloso, com deposição de cascalho na região da ponte.

O ponto apresenta bancos de macrófitas (*Eichhornia crassipes*) extensos e ausência de perifiton (Figura 5).

Durante o período do estudo não foram identificados aportes de poluentes de forma pontual no trecho analisado.



Figura 5 – Vista parcial do ponto 1. A) leito e vegetação ripária. B) banco de macrófitas presente no leito. Foto: a autora.

1.5.2.2 Ponto 2: (25°30'05.08" S 49°29'32.90" O)

Situado na margem direita da principal ponte de ligação entre os municípios de Araucária e Campo Largo. Caracteriza-se como ambiente lântico, com profundidade média de 1 m nas margens.

A ocupação do entorno é caracterizada por trechos de vegetação natural, sendo que a mata ciliar ultrapassa trinta metros de largura em alguns pontos. Há também áreas desmatadas utilizadas para a agricultura e lazer, como pesque-pagues.

Durante o período do estudo, as margens apresentaram moderada erosão, sobretudo nas regiões afetadas pela presença da ponte.

A água apresentou pontos esparsos de oleosidade. O sedimento não apresentou odor. O substrato do local é predominantemente arenoso com alguns pontos de deposição de argila/lodo.

O ponto apresentou macrófitas de maneira discreta, com predomínio de *Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata*. As margens apresentaram gramíneas em abundância (Figura 6).

Durante o período de amostragem não foram identificados aportes de poluentes de forma pontual no trecho analisado.



Figura 6 – Vista parcial do ponto 2. A) leito e vegetação ripária. B) macrófitas (*Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata*) presentes no leito. Foto: a autora.

1.5.2.3 Ponto 3: (25°30'09.10" S 49°29'44.89" O)

Situado em chácara particular, na margem esquerda do reservatório. Caracteriza-se como ambiente lântico, com cerca de 40 cm a 1 m de profundidade nas margens.

A agricultura é principal atividade do entorno e a vegetação ciliar ultrapassa trinta metros de largura em todo o trecho.

As margens apresentam erosão de leve a moderada. Não foi observada oleosidade na água e o sedimento não apresentou odor. O substrato do local é predominantemente arenoso com alguns pontos de deposição de argila/lodo.

O leito apresenta macrófitas *Eichhornia crassipes*, *Salvinia auriculata*, e *Pistia* sp., formando um pequeno banco com predomínio de *E. crassipes* (Figura 7).

Durante o período de amostragem não foram identificados aportes de poluentes de forma pontual no trecho analisado.



Figura 7 – Vista parcial do ponto 3. A) leito e vegetação ripária. B) macrófitas presentes no leito. Foto: a autora.

1.5.2.4 Ponto 4: (25°31'33.12" S 49°31'50.35" O)

Situado à jusante da barragem do reservatório, nas proximidades da rodovia PR 243. Caracteriza-se como ambiente lótico, com cerca de 1 a 2 m de profundidade nas margens.

A ocupação do entorno é caracterizada por Floresta Ombrófila Mista Aluvial, com mata ciliar superior a trinta metros de largura em praticamente toda a extensão do trecho, porém essa vegetação torna-se mais densa em uma distância de aproximadamente 7 metros das margens do rio. A ponte da rodovia constitui a principal alteração de ordem antrópica observada no local.

Em todo o trecho analisado foi observada erosão nas margens, de moderada a acentuada, com assoreamento do leito em alguns pontos.

Durante o período amostral foi observada presença de oleosidade moderada na água e sedimentos sem odor. O substrato é predominantemente argiloso, com leve deposição de areia em pontos isolados.

O leito não apresenta macrófitas, sendo dominantes as gramíneas em toda extensão marginal (Figura 8).

Durante o período do estudo não foram identificados aportes de poluentes de forma pontual neste trecho.



Figura 8 – Vista parcial do ponto 4. A) leito e vegetação ripária. B) gramíneas presentes nas margens. Foto: a autora.

1.6 REFERÊNCIAS

ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. Um método rápido y simple para evaluar la calidade biológica de las aguas corrientes basado em el de Hellawell (1978). **Limnética**, v. 4, p. 51-56. 1988.

ALLAN, J. D. **Stream Ecology Structure and function of running waters**. Oxford: Chapman & Hall. 1995.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**. v.35, p. 257–284, 2004.

ALLAN, J.D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology, estrutura and function of running waters**. Chatman & Hall: Nova York, 2007.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C.; GUTSEIT, K. C.; XAVIER, C. F. Caracterização geral da bacia. In: CUNHA, C., L. N.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; ANDREOLI, C. V. (Orgs) **Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR**. Curitiba: Editora: UFPR, p. 39-58, 2011.

BAILEY, R. C.; NORRIS, R. H.; REYNOLDSON, T. B. **Bioassessment of freshwater ecosystems: using the reference condition approaches**. Kluwer: Dordrecht. 184p. 2004.

BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**. v.12 n.3, p. 425-441, 2008.

BARBOLA, I. F.; MORAES, M. F. P. G.; ANAZAWA, T. M.; NASCIMENTO, E. A.; SEPKA, E. R.; POLEGATTO, C. M.; MILLÉO, J.; SCHÜHLI, G. S. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitanguí, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n. 1-2, p. 15-23, 2011.

BIEGER, L.; CARVALHO, A. B. P.; STRIEDER, M. N.; MALTCHIK, L.; STENERT, C. Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 4, p. 1207-1215, 2010.

BISPO, P. C. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. E. (Ed.). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998. cap. 13. (Series Oecologia Brasiliensis, 5). 2006.

BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**. v. 51, p. 495-523, 2006.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente – **Resolução nº 344, de 25 de Março de 2004**. Diário Oficial da União, Brasília, 2004.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente – **Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005**. Diário Oficial da União, Brasília, 2005.

BUSCH, W. D. N.; LARY, S. J. Assessment of habitat impairments impacting the aquatic of Lake Ontario. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 53, n. 1, p. 113-120, 1996.

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**, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.

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

CALLISTO, M.; MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. A. R. Deformities in larval Chironomus (Diptera, Chironomidae) from the Piracicaba river, southeast Brazil. **Ver. Internat. Verein. Limnol.**, v. 27, 2000.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F.A.R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 259-266, 2001.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do Estado de São Paulo**. Mônica Luisa Kuhlmann [et al.]. São Paulo: CETESB, 2012. 113 p

CHARA, A. M.; CHARA, J. D.; ZÚÑIGA, M.; PEDRAZA, G. X.; GIRALDO, L. P. Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. **U. Scient.** v. 15, p. 27-36, 2010.

COMEC - Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba. **Macrozoneamento Ecológico-Econômico da APA Estadual do Rio Verde.** 2002, 88p.

COSTA, F. L. M.; OLIVEIRA, A.; CALLISTO, M. Inventário da diversidade de macroinvertebrados bentônicos no reservatório da estação ambiental de Peti, MG, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation.** v. 1, n. 1, p. 17-23, 2006.

CUMMINS, K. W. Invertebrates. In: CALOW, P. G.; PETTS, E. **The Rivers Handbook. Hydrological and Ecological Principles.** Blackwell Science, 526 p. 1992.

CUNHA, C., L. N.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; ANDREOLI, C. V. (Orgs) **Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR.** Curitiba: Editora: UFPR, 516 p., 2011.

DIBBLE, E. D. O papel ecológico das plantas aquáticas nos corredores de biodiversidade. **Cadernos da biodiversidade,** v.5, n.1, 2005.

DOMINGUES, C. D.; STAHNKE, L. F.; FIORENTIN, G. L.; HANSEN, M. A. F. Análise Hidroquímica, Metais Pesados em Sedimentos e de Macroinvertebrados Aquáticos no Arroio da Manteiga, São Leopoldo, RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos,** v. 12, n. 1, p. 233-243, 2007.

DORNFELD, C. B.; ALVES, R. G.; LEITE, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Oligochaeta in eutrophic reservoir: the case of Salto Grande reservoir and their main affluent (Americana, São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.,** v. 18, n. 2, p.189-197, 2006.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; BRIGANTE, J. Avaliação das modificações na qualidade da água do Rio Mogi- Guaçu: uma análise temporal. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. **Limnologia Fluvial: um estudo no Rio Mogi Guaçu.** São Carlos: RiMa, p.189-204, 2003.

ESTEBENET, A. L.; MARTÍN, P. R. *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae): Life-history Traits and their Plasticity. **Biocell,** v. 26, n. 1, p. 83-89, 2002.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 602 p. 1998.

ESTEVEES, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 1, p. 273-298, 1986.

FAGUNDES, L. S.; ROSS, B.; AMARAL, P. H. B.; ROSS, M. e COPATTI, C. E. Análise preliminar da ocorrência de invertebrados aquáticos em raízes de *Pistia stratiotes* (L.) No rio lajeado da Cruz – Cruz Alta/RS. **Seminário Interinstitucional de Ensino, Pesquisa e Extensão**, Unicruz, 2010.

FERREIRA, D. M.; CUNHA, C. L. N. Simulação Numérica do Comportamento Térmico do reservatório do Rio Verde. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. **Eng Sanit Ambient.**, v.18, n.1, p. 83-93, 2013.

FERREIRA, W. R.; PAIVA, L. T.; CALLISTO, M. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 15-25, 2011.

FULAN, J. A., HENRY, R. Distribuição temporal de imaturos de Odonata (Insecta) associados a *Eichhornia azurea* (Kunth) na Lagoa do Camargo, Rio Paranapanema, São Paulo. **Revista Brasileira de Entomologia** v. 51 n.2, p. 224-227, 2007.

FULAN, J. A.; HENRY, R.; DAVANSO, R. Os efeitos da ação antrópica sobre a distribuição de macroinvertebrados no Rio Guareí, São Paulo. **Estud Biol.**, v. 34, n. 82, p. 51-56, 2012.

GONÇALVES, F. B.; MENEZES, M. S. A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil. **Biota Neotrop.**, v. 11, n. 4, p. 27-36, 2011.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, n.1, 2003.

GRABOWSKI, R. C.; DROPO, I. G.; WHARTON, G. Erodibility of cohesive sediment: the importance of sediment properties. **Earth-Sci. Rev.**, v. 105, 101–120, 2011.

GULLAN, P.J.; CRANSTON, P.S. Os **Insetos: Um resumo de Entomologia**. 3a. ed. São Paulo: Roca, 456 p. 2008.

HEINO, J. Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. **Freshwater Reviews**, v. 2, p. 1–29, 2009.

HENRIQUES, C.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Variation and life strategies of the Trichoptera (Insecta) larvae community in a first order tributary of the Paquequer River, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Ecologia**, v. 60 n. 1, p. 73-82, 2000.

HENRY, R. **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu, FAPESP FUNDIBIO, 799 p. 1999.

HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. **Macroinvertebrados Bentônicos como Bioindicadores da Qualidade das Águas do Alto Uruguai Gaúcho**. Conservação e uso sustentável da água : múltiplos olhares. Erechim: EdiFapes, p. 75-85, 2007.

HYNES, H. B. N. **The Ecology of Running Waters**. 1. ed. Ontario: The blackburn press. 555 p. 2001.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, p. 40-158, 1993.

JORCIN, A.; NOGUEIRA, M. G. Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). **Braz. J. Biol.**, v. 68, n. 4, p. 1013-1024, 2008.

KLEIN, R. M.; HATSHBACH, G. G. Fitofisionomia e notas sobre a vegetação para acompanhar a planta fitogeográfica do município de Curitiba e arredores. **Bol. Univ. Paraná**, v. 4, p. 1-29, 1962.

KLEINE, P.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 1, p. 81-90, 2005.

KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. **Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis: FATMA/ GTZ, 2004.

LEVINTON, J. S. **Marine Biology: function, biodiversity, ecology**. Oxford: Oxford University Press, 420p, 1955.

LOYOLA, R.G.N.; BRUNKOV, R. F. Monitoramento da qualidade das águas de afluentes da margem esquerda do reservatório de Itaipu, período: fevereiro de 1996 a agosto de 1997. IAP, Curitiba, 1999.

LOYOLA, R. G. N. **Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade**. In: Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação, 5, 2000, Vitória. Anais... Vitória (ES), 2000.

MANAHAM, S. E. **Química Ambiental**. 9ªEd. Bokman, 944 p. 2013.

MASH, H.; WESTERHOFF, P. K.; BAKER, L. A.; NIEMAN, R. A.; NGUYEN M. L. Dissolved organic matter in Arizona reservoirs: assessment of carbonaceous sources. **Organic Geochemistry**. p. 1–13, 2004.

MASSER, M. P.; CICHRA E.; GILBERT, R. J. Fee-fishing ponds: management of food fish and water quality. **Southern Regional Aquaculture Center**, v. 480, p. 1-8, 1993.

MATTHEWS, R. A.; BUIKEMA, A. L.; CAIRNS Jr., J.; RODGERS Jr., J. H. Biological monitoring part IIA: Receiving system functional methods relationships, and indices. **Water Research**, v.16, p.129-139, 1982.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. Trophic relations of macroinvertebrates. In: HAUER; LAMBERTI (eds.). **Stream Ecology**. Academic Press. San Diego. 1996.

MOLOZZI, J.; FRANÇA, J. S.; ARAUJO, T. L. A.; VIANA, T. H. V.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. Diversidade de habitats físicos e sua relação com macroinvertebrados bentônicos em reservatórios urbanos em Minas Gerais. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n. 3, p. 191-199, 2011.

ODUM, E. **Ecologia**. 1ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988.

PARANÁ. **Decreto Estadual n.º 2.375 de 28 de julho de 2000**. Curitiba, CONAMA, 2000.

PARANÁ. **Decreto Estadual n.º 1.611, de 03 de dezembro de 1999**. Curitiba, COMEC, 1999.

PEIRÓ, D. F.; ALVES, R. G. Insetos aquáticos associados a macrófitas da região litoral da represa do Ribeirão das Anhumas (município de Américo Brasiliense, São Paulo, Brasil). **Biota Neotropica**, v. 6 n. 2, 2006.

PIEDRAS, S. R. N.; BAGER, A.; MORAES, P. R. R.; ISOLDI, L. A.; FERREIRA, O. G. L.; HEEMANN, C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural**, v.36, n.2, p.494-500, 2006.

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed. 252p. 2000.

PRADO, R. B.; MORAES-NOVO, E. M. L. Avaliação espaço-temporal da relação entre o estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP) e o potencial poluidor de sua bacia hidrográfica. **Sociedade & Natureza**, v. 19, n. 2, p. 5-18, 2007.

PRATT, J. M.; COLER, R. A. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. **Water Research**, v. 10, p. 1019-1025, 1976.

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. **Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade de água da bacia do médio São Francisco**. Série Comunicado Técnico da Embrapa Meio Ambiente, 3, p. 1-4, 2000.

RESH, V. H.; NORRIS, R. H.; BARBOUR, M. T. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. **Austral. J. Ecol.**, v. 20, p. 108-121, 1995.

RODERJAN, C. V.; ACCIOLY, P. Cobertura vegetal natural e uso do solo – Mapeamento, caracterização e diagnóstico. In: CUNHA, C. L. N.; CARNEIRO, C. GOBBI, E. F.; ANDREOLI, C. V. **Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR**. Editora: UFPR, Curitiba, PR, 113-126, 2011.

RODRÍGUEZ, M.P. **Avaliação da qualidade da água da bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas**. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 147 p. 2001.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993.

ROSSARO, B.; MARZIALI, L.; CARDOSO, A. C.; SOLIMINI, A.; FREE, G.; GIACCHINI, R. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. **Ecol Indicators**., v. 7, p. 412-429, 2007.

ROSSARO, B.; MARZIALI, L.; CARDOSO, A. C.; SOLIMINI, A.; FREE, G.; GIACCHINI, R. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. **Ecol Indicators.**, v. 7, p. 412-429, 2007.

SEMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – 2003. **Avaliação da Qualidade da Água Através dos Macroinvertebrados Bentônicos - Índice BMWP.** [capturado 2013 set] Disponível em: <<http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>>

SILVA, M. S. G. M.; QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Indicadores Biológicos de Qualidade. In: **Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de água.** Embrapa Meio Ambiente, 91 p. 2008.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Limnologia: enfoques e importância para o manejo dos recursos hídricos. **Cadernos da biodiversidade**, v.2, n.1, 1999.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos associados à *Pontederia lanceolata* Nuttall. **Rev.Bras. Biol.** v. 53, p. 103-111, 1993.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia.** São Paulo: Oficina de Textos, 631p. 2008.

WIEDERHOLM, T. Use of benthos in lake monitoring. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 52, p. 537-547, 1980.

CAPÍTULO 2 - INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DE ÁGUA E SEDIMENTO SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE, PARANÁ, BRASIL

Vânia Eloiza Cerutti¹, Thomaz Aurélio Pagioro¹, Edinalva Oliveira²

1. Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA).

van_cerutti@hotmail.com

2. Departamento de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Positivo

RESUMO. Macroinvertebrados bentônicos desempenham importantes funções nos ecossistemas aquáticos e sua distribuição é influenciada por uma série de fatores ambientais. No presente estudo variáveis físicas e químicas e comunidade bentônica foram avaliadas em quatro pontos amostrais nas quatro estações climáticas no reservatório do rio Verde no período entre 2013 e 2014. Ao total, foram coligidos 938 organismos, sendo Diptera o grupo mais abundante. A partir do teste de Kruskal-Wallis (ANOVA), o trecho que exibiu maiores diferenças significativas comparado aos demais foi o ponto 1, situado à montante do reservatório. As variáveis consideradas significativas para a distribuição de macroinvertebrados de acordo com a Análise de regressão linear foram pH, temperatura da água, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, material em suspensão (total, orgânico e inorgânico), turbidez, clorofila-a, nitrito, nitrato, matéria orgânica, umidade, fósforo e nitrogênio totais e as frações granulométricas areia média, areia fina e silte/argila. A análise de cluster baseado na distância de Bray Curtis aponta maiores semelhanças entre os pontos lóticos e entre lênticos. As variáveis físicas e químicas mensuradas em água e sedimentos encontram-se, em sua maioria, dentro do estabelecido por legislações pertinentes.

PALAVRAS-CHAVE: ecossistema semi-lótico, fauna bentônica, matrizes ambientais

ABSTRACT. Benthic macroinvertebrates play important roles in aquatic ecosystems and their distribution is influenced by a number of environmental factors. In the present study physical and chemical variables and benthic community were evaluated in four sample points in four seasons in the Verde river Reservoir in the period between 2013 and 2014.. A total of 938 organisms were collected, Diptera being the most abundant group. From the Kruskal-Wallis Test (ANOVA), the section that exhibited greater differences compared to the others was the point 1, located upstream of the reservoir. The variables considered significant for the distribution of macroinvertebrates according to Multiple Regression Analysis were pH, water temperature, dissolved oxygen, dissolved oxygen saturation, electrical conductivity, suspended matter (total, organic and inorganic), turbidity, chlorophyll-a, nitrite, nitrate, organic matter, humidity, phosphorus and total nitrogen, and the fractions of medium sand, fine sand and clay/silt. The cluster analysis based on Bray Curtis distance shows higher similarities between lentic and between lotic points. The physical and chemical variables measured in water and sediments are mostly within established by the relevant legislation.

KEYWORDS: semi-lotic ecosystem, benthic fauna, environmental matrices

2.1 INTRODUÇÃO

Macroinvertebrados bentônicos desempenham importantes funções nas cadeias tróficas dos ambientes aquáticos, participando dos processos de decomposição e ciclagem da matéria orgânica e funcionando como intermediários entre os produtores e os componentes de topo de cadeia, sobretudo vertebrados (ODUM, 1988; CUMMINS, 1992). A comunidade destes organismos distribui-se no ecossistema de acordo com a disponibilidade de habitats, morfometria da bacia, oferta de alimento, interações ecológicas e as características físicas e químicas de água e sedimentos (ALLAN, 1995; HEINO, 2009).

Em um lago ou reservatório, as regiões mais propícias para a colonização de espécies de macroinvertebrados são a marginal (litoral) e zonas que apresentam vegetação aquática (ESTEVES, 1998). A incidência de luminosidade na zona litoral do lago ou reservatório permite o crescimento de macrófitas, as quais, juntamente com as microalgas, desempenham papel fundamental na produção primária, estocagem de nutrientes e do controle da eutrofização (ESTEVES; CAMARGO, 1986; MANDAVILLE, 2002).

Os reservatórios podem atuar como elementos purificadores de água, retendo sedimentos, matéria orgânica e excesso de nutrientes e poluentes e podem assim, impactar a comunidade bentônica, diminuindo sua riqueza e abundância de táxons menos tolerantes (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Ainda, Tate; Heiny (1995) ressaltam que a compreensão de como comunidades bentônicas reagem à degradação do ambiente está ligada à identificação de possíveis estressores físicos, químicos e biológicos em um ecossistema.

O reservatório do rio Verde (25°31'30" S, 49°31'30" W) localiza-se na região metropolitana de Curitiba (RMC), nos municípios de Campo Largo e Araucária. Possui área de 7,9 km² e profundidade média de 5,6 m, com volume de 25.643.732 m³. O represamento do rio Verde e posterior enchimento do reservatório iniciou-se na década de 1970, com o objetivo de atender às necessidades da Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR), Petróleo Brasileiro S. A. (Petrobras) e atualmente a rede de captação de águas do reservatório para o abastecimento público está em processo de implantação (ANDREOLI et al., 2011).

O Instituto Ambiental do Paraná iniciou em 1987 o monitoramento de parâmetros químicos (oxigênio dissolvido, fósforo e nitrogênio total, clorofila-a, demanda química de oxigênio - DQO) e diversidade de fitoplâncton no reservatório, pois o mesmo encontra-se inserido na Área de Proteção Ambiental (APA) do rio Verde instituída em 2000 por meio do Decreto Estadual nº 2.375/2000 (PARANÁ, 2000). Desde o início do monitoramento, foi observada apenas uma floração de cianobactérias potencialmente tóxicas (*Cylindrospermopsis raciborskii*) no ano de 2005 (FERREIRA; CUNHA, 2013). Nos anos de 2009 e 2010 foi conduzido um estudo interdisciplinar no reservatório sob responsabilidade da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Os trabalhos resultaram na publicação de um livro no ano de 2011 (CUNHA et al., 2011). O objetivo das pesquisas foi avaliar a qualidade de água e sedimentos, além de inventariar comunidades planctônicas e ictiofauna. No entanto, para macroinvertebrados, desde a criação do reservatório nenhum estudo foi desenvolvido.

Nesse sentido, o presente estudo tem por finalidade avaliar a composição da comunidade bentônica no reservatório do rio Verde, elencando a distribuição dos organismos frente a variáveis físicas e químicas de água e sedimentos.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

Na bacia hidrográfica do rio Verde, foram delimitados quatro pontos amostrais (RV1, RV2, RV3 e RV4), sendo RV1 (25°28'36.04"S 49°28'01.69"O) localizado à montante do reservatório, RV2 (25°30'05.08"S 49°29'32.90"O) na margem esquerda do reservatório, RV3 (25°30'09.10"S 49°29'44.89"O) na margem direita do reservatório e RV4 (25°31'33.12"S 49°31'50.35"O) localizado à jusante do reservatório (Figura 9). As coletas foram realizadas em cada uma das estações climáticas entre 2013 e 2014 nos meses de novembro (primavera), março (verão), maio (outono) e julho (inverno). Em cada ponto foram extraídas amostras de água, sedimentos superficiais e macroinvertebrados².

² Licença de coleta nº 37400-1 emitida pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO.

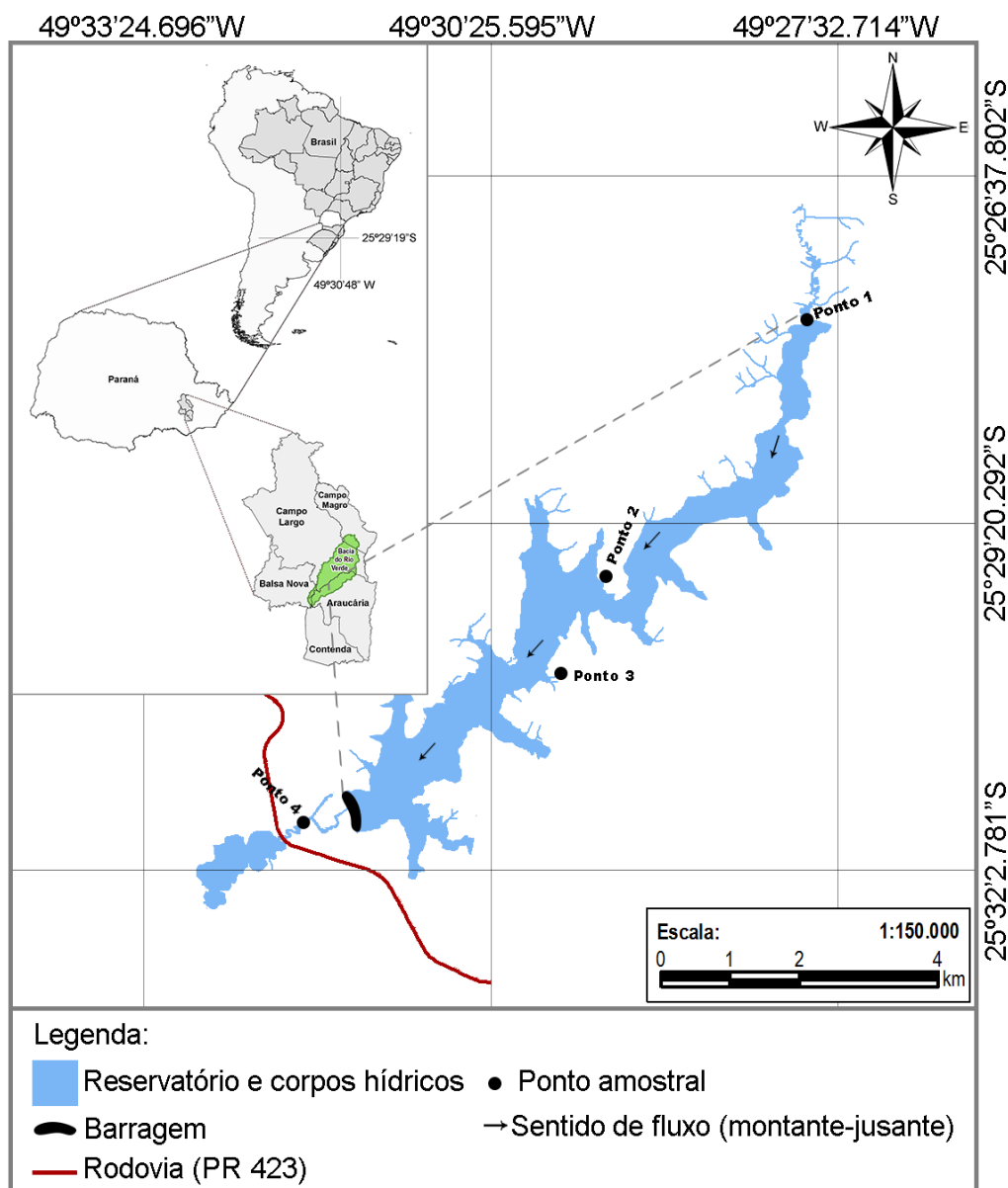


Figura 9 - Localização dos pontos amostrais no reservatório do rio Verde. Adaptado de CUNHA et al., 2011.

2.2.1 Coluna d'água

Amostras de água subsuperficial foram coletadas em galões de polipropileno de 5 L previamente descontaminados por 24 h em banho de HCl e ambientados com água do local. Características físicas e químicas da água foram mensuradas *in situ*, sendo pH (pHmêtro Digimed), temperatura da água, oxigênio dissolvido (OD) e

percentual de saturação de oxigênio dissolvido (%OD) (sonda YSI), condutividade elétrica (μs) (sonda Digimed) e turbidez (NTU) (sonda Hanna HI9829).

As amostras de água foram transportadas sob refrigeração (4°C) ao laboratório de Limnologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná Câmpus Curitiba Sede Ecoville para de determinação de ortofosfato (STRICKLAND; PARSONS, 1960), nitrogênio amoniacal (KOROLEFF, 1976), nitrito (GOLTERMAN; CLYMO; OHNSTAD, 1978), nitrato (MACKERETH; HERON; TALLING, 1978) e clorofila-a pelo método de maceração dos filtros e extração com acetona 90% a frio (CAMPOS, 2010). A quantidade de material em suspensão (total, orgânico e inorgânico) na coluna d'água foi determinado por análise gravimétrica (TEIXEIRA; TUNDISI, 1965).

2.2.2 Sedimentos

As amostras de sedimento foram coletadas na região sublitoral do reservatório com auxílio de draga modificada de Petersen, totalizando aproximadamente 1 kg de amostra, as quais foram armazenadas em sacos plásticos e acondicionadas em caixa térmica contendo gelo até a chegada ao laboratório.

Para a análise granulométrica, 50g de sedimento seco em estufa a 60°C por três dias foram homogeneizados e submetidos ao peneiramento em mesa agitadora Bertel por 15 min e 3000 hertz de vibração com peneiras de aberturas 0,250, 0,150, 0,106, 0,053, 0,045 e 0,038 mm para a separação das frações areia, silte e argila (BRASIL, 2004).

Teores de umidade (%) e percentual de matéria orgânica foram determinados por gravimetria (BYERS; MILLS; STEWART, 1978). Nutrientes totais (nitrogênio e fósforo) foram mensurados nos sedimentos ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) de acordo com Andersen (1976) e Smart, Rada, Donnermeyer (1983).

2.2.3 Macroinvertebrados Bentônicos

Foram amostrados organismos no sedimento da região litoral do reservatório com auxílio de draga modificada de Petersen com área de 0,240 m² em triplicata. O sedimento foi fixado utilizando solução aquosa de formol 10% tamponado com CaCO₃, acondicionado em sacos plásticos, armazenados em caixa térmica e transportados ao laboratório, onde as amostras sofreram tamisação em peneira de abertura de malha 50 µm e os organismos coletados foram transferidos e conservados em álcool 70%, devidamente identificados com etiquetas de papel vegetal.

A identificação foi realizada com auxílio de microscópio estereoscópico Leica e microscópio óptico Olympus, quando necessário, ao menor nível taxonômico possível e utilizando literaturas específicas Usinger (1956), Brinkhurst (1971), Pérez (1988), Lopretto; Tell (1995), Merrit; Cummins (1996), Costa; Souza; Oldrini (2004), Pes; Hamada; Nessimian (2005); Pereira; Melo; Hamada (2007), Souza; Costa; Oldrini (2007), Mugnai; Nessimian; Baptista (2010) e Trivinho-Strixino (2011).

2.2.4 Análises estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio dos *softwares* Statistica 8.0 e Past 2.17 a partir dos dados ambientais transformados $\log(x + 1)$. A normalidade na distribuição dos dados foi verificada através do teste de Shapiro-Wilk's. Diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as variáveis físicas e químicas de água e sedimentos foram avaliadas através do teste de Kruskal-Wallis (ANOVA).

Densidade de organismos (indivíduos. m⁻²) e similaridade entre abundâncias absolutas de organismos nos pontos amostrais (análise de cluster utilizando distância de Bray-Curtis) foram calculados a fim de caracterizar a distribuição da comunidade bentônica e a similaridade entre os trechos (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

Para testar o efeito da distância geográfica sobre a macrofauna foi utilizado o teste de Mantel com 5.000 permutações. Este teste investiga a correlação entre

duas matrizes de dissimilaridade, no caso do presente trabalho, uma matriz de similaridade faunística e outra de distâncias geográficas, elaborada através das distâncias (em quilômetros) entre os pontos de coleta, obtidas por georreferenciamento com auxílio do *software* Google Earth. As permutações permitem a distribuição de probabilidades (SMOUSE; LONG; SOKAL, 1986).

A fim de avaliar quais parâmetros foram significativos para a distribuição da comunidade bentônica em cada ponto amostral, foi realizada uma regressão linear múltipla. Esse teste é utilizado quando supõe-se uma relação de causa-efeito entre uma variável dependente (y) e duas ou mais variáveis independentes (explanatórias) (x e z). A dependência entre as duas variáveis é representada pelo coeficiente de regressão b , sendo que valores positivos de b indicam dependência positiva de y em relação a x e z , valores negativos representam dependência negativa e valores igual a zero indicam ausência de dependência (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Variáveis físicas e químicas da coluna d'água e sedimentos

As variáveis físicas e químicas sofreram variação sazonal, como mostrado na Tabela 1. O pH variou entre 7,2 e 9,0, estando dentro dos limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 para águas de classe II, de 6,0 a 9,0 (BRASIL, 2005).

Os altos valores de condutividade elétrica em todos os pontos amostrais (mínimo de 84,0 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na primavera ponto 4 e máximo de 136,0 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no outono, ponto 1) sugerem grande quantidade de matéria orgânica ionizável decorrente de aportes alóctones (ESTEVEZ, 1998; MOLOZZI et al., 2011). Espíndola e Brigante (2003) destacam que em águas naturais não impactadas a condutividade varia entre 10 e 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e Rossaro et al., (2007) destacam que altos valores de condutividade possuem efeitos negativos sobre a comunidade de macroinvertebrados.

Tabela 1 - Variáveis físicas e químicas (médias), mensurados em água e sedimento em diferentes pontos amostrais do reservatório do rio Verde, Paraná, Brasil, entre os anos de 2013 e 2014.

Variáveis/Pontos	PRIMAVERA				VERÃO				OUTONO				INVERNO			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
ÁGUA																
pH	7,6	7,6	7,6	7,2	7,3	7,6	7,7	7,5	8,0	8,1	8,3	8,3	9	8,6	8,7	9,0
Temperatura da água (°C)	21,0	24,5	24,2	23,9	19,9	25,3	24,9	24,1	15,8	19,6	20	18,8	13	17	17	17
Condutividade elétrica (uS.cm ⁻¹)	120,0	104,0	96,0	84,0	120,0	121,0	105,0	105,0	136,0	115,0	112,0	106,0	127,0	107,0	89,0	86,0
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	5,8	8,3	8,2	6,8	5,8	7,1	7,55	7,48	7,75	7,84	8,58	7,98	9,8	8,6	9,8	9,1
Saturação de Oxigênio Dissolvido (%)	65,4	100,0	97,9	79,5	60,2	86,9	91,3	89,1	76,8	85,5	94,2	85,5	88	88	94	94
Turbidez (NTU)	6,8	4,7	4,1	1,5	25,9	2,2	4,4	3,5	9,5	5	6,5	3,3	7,5	9,5	25	7,4
Material em Suspensão Total (mg.L ⁻¹)	43	0,8	0,4	1	26,6	1,8	4,6	2,8	6,2	1,9	3,9	4,6	9,5	8,1	11,6	6,6
Material em Suspensão Orgânico (mg.L ⁻¹)	6	0,6	0,2	0,8	5,2	0,6	0,4	0,2	2,7	1,4	1,1	1,2	0,6	7,6	10,1	0,5
Material em Suspensão Inorgânico (mg.L ⁻¹)	37	0,2	0,2	0,2	21,4	1,2	4,2	2,6	3,5	0,5	2,8	3,4	8,9	0,5	1,5	6,1
Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	nd	2,64	0,65	nd	6,5	6,0	7,6	3,0	0,23	0,01	0,01	0,35	2,49	2,35	3,95	3,26
Fosfato inorgânico dissolvido (µg.L ⁻¹)	3,5	4,2	3,6	2,9	10,3	2,7	3,6	1,9	10,4	5,9	6,9	8,1	6,3	nd	nd	nd
Nitrogênio amoniacal (µg.L ⁻¹)	64,7	17,9	22,1	26,8	56,2	32,4	21,3	24,1	27,5	26,8	30,1	71,5	81,1	23,1	10,3	19,6
Nitrito (µg.L ⁻¹)	3,1	4,0	4,0	3,9	4,3	3,2	3,3	3,1	0,7	0,1	0,2	1,1	3,1	0,7	0,5	0,6
Nitrato (µg.L ⁻¹)	443,1	241,1	212,0	178,1	647,3	99,6	238,7	67,7	831,4	180,5	32,3	90,1	821,3	894,3	215,1	426,1
SEDIMENTO																
Matéria Orgânica (%)	1,0	1,9	7,7	7,6	46,4	78,2	59,4	62,4	18,3	26,2	35,8	38,4	24,2	44,2	36,2	42,8
Umidade do sedimento (%)	17,04	18,59	35,25	33,28	52,33	19,48	33,18	38,36	18,59	26,38	31,03	35,67	19,2	33	35,4	43,4
Fósforo Total (µg.g ⁻¹)	26,79	49,36	26,15	47,90	34,56	42,53	51,97	50,92	39,67	39,44	49,25	25,54	49,98	41,39	53,50	17,89
Nitrogênio Total (µg.g ⁻¹)	858,5	1496,0	1933,5	1883,5	2326,9	2104,4	2002,7	2002,7	1897,7	1705,2	1841,9	1860,2	1955,6	1807,8	1878,2	1983,4
Areia média (0,250 - 0,50 mm) %	80,44	66,33	77,41	60,88	59,98	85,79	67,04	42,41	77,87	82,19	75,50	64,60	78,96	87,99	55,12	84,53
Areia fina (0,125 - 0,250 mm) %	15,63	23,88	16,76	13,32	19,48	10,29	23,46	28,87	17,84	14,32	19,70	14,30	14,00	9,44	9,20	6,66
Silte/Argila (<0,062 mm) %	3,94	9,80	5,84	25,81	20,54	3,92	9,50	28,73	4,29	3,49	4,80	21,10	7,04	2,57	35,68	8,81

nd = não detectável

O oxigênio também esteve dentro da concentração estipulada pela Resolução CONAMA 357/05, que é de 5 mg.L^{-1} (mínimo). Nas amostras do rio Verde, o oxigênio dissolvido variou entre 5,8 a $9,8 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo os maiores valores observados para o inverno, estação que exibiu as menores temperaturas da coluna d'água, fator importante no aumento da oxigenação por facilitar a difusão desse gás (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; AMORIM; CASTILLO, 2009).

Para turbidez, os maiores valores foram encontrados para o ponto 1 (6,8 NTU na primavera, 25,9 NTU no verão e 9,5 NTU no outono), com exceção da estação de inverno, onde o maior valor foi observado para o ponto 3 (25 NTU). O material em suspensão (total, orgânico e inorgânico), seguiu o mesmo padrão que a turbidez, por representar um componente importante desse parâmetro. Os valores encontrados para os pontos amostrais estiveram muito abaixo dos limites estabelecidos em legislação, de até 100 NTU para turbidez e 500 mg.L^{-1} para sólidos dissolvidos totais (BRASIL, 2005).

As maiores concentrações de clorofila-a foram observadas para a estação de verão (máximo de $7,6 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ no ponto 3), época em que a temperatura da água atingiu os maiores valores. Temperaturas mais altas favorecem o metabolismo de algas e seu aumento populacional (LAMPARELLI, 2004). Entretanto, mesmo as maiores concentrações de clorofila-a encontradas no período amostral estão muito abaixo do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05, que é de até $30 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ para águas de classe II (BRASIL, 2005).

Para os nutrientes fosfato inorgânico dissolvido, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, de modo geral, foram observadas maiores concentrações para o ponto 1, situado a montante, sugerindo maiores aportes nesse trecho. Considerando a Resolução CONAMA 357/05, todos os valores encontrados estiveram muito abaixo do estabelecido. Ainda, o fosfato inorgânico dissolvido não foi detectável na coleta de inverno para os pontos 2, 3 e 4.

Em sedimentos, os nutrientes mensurados fósforo e nitrogênio total estiveram muito abaixo dos níveis de alerta estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04, 2.000 e $4.800 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ respectivamente (BRASIL, 2004), sendo que os valores máximos encontrados no período amostral foram de $53,50 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ para fósforo total (Ponto 3, inverno) e $2326,9 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ para nitrogênio total (Ponto 1, verão).

Como preconizado pela Resolução, o nível de carbono orgânico total (COT) pode ser substituído pelo percentual de matéria orgânica, com limite máximo de

10%. Nessa abordagem, os limites de matéria orgânica no reservatório do rio Verde só estiveram dentro da concentração aceitável na estação de primavera, variando entre 1 a 7,7% (pontos 1 e 3 respectivamente). Para as outras estações, o limite de alerta foi ultrapassado, chegando a 78,2% no ponto 2, estação verão.

Com exceção dos níveis de matéria orgânica, os dados analisados em água e sedimentos são compatíveis com os resultados encontrados para o reservatório durante os anos de 2009 e 2010 (CARNEIRO et al., 2011 a e b). As discrepâncias nos valores de matéria orgânica podem ser devidas à diferenças de metodologia e áreas coleta do sedimento, sendo que na presente pesquisa os sedimentos foram coletados com draga na região litoral do reservatório e nos trabalhos utilizados como referencial, os sedimentos foram coletados com auxílio de core e testemunho na região pelágica.

A granulometria dos sedimentos superficiais sofreu variação sazonal, sendo que a fração areia média foi predominante em todos os pontos e estações. A fração cuja variação foi mais expressiva foi silte/argila, oscilando entre $4,9 \pm 3,28$ e $21,1 \pm 8,78$ (pontos 2 e 4 respectivamente) (Tabela 1). Grandes quantidades de partículas finas silte/argila representam baixa heterogeneidade e pobreza na oferta de habitats para o recrutamento de organismos (ALLAN, 2004), como observado para o ponto 4.

De acordo com o teste de Shapiro-Wilk's, a distribuição dos dados não apresentou normalidade ($p < 0,036$). A partir do teste de Kruskal-Wallis (KW), foram evidenciadas diferenças significativas entre os pontos, como observado no Quadro 5.

Os resultados observados a partir do teste de Kruskal-Wallis sugerem que as maiores diferenças significativas foram encontradas entre o ponto 1 e os demais. Esse fato pode estar ligado às características físicas particulares deste trecho, como regime majoritariamente lótico, acentuado grau de desmatamento, erosão e assoreamento do leito, o que contribui para maiores aportes de nutrientes provenientes do solo (ARCOVA; CICCIO, 1999). De modo geral, para esse ponto foram registradas maiores concentrações de nutrientes, turbidez e material em suspensão na coluna d'água em relação aos pontos do reservatório e à jusante, o que indica a remoção de compostos provenientes do rio Verde. Silva et al. (2009), Trindade; Mendonça (2014), observaram fenômeno semelhante, ressaltando que reservatórios podem atuar como depuradores de nutrientes e matéria orgânica e que o processo de sedimentação é importante fator para o decréscimo de turbidez e partículas sedimentáveis.

Quadro 5 - Parâmetros físicos e químicos que apresentaram diferenças significativas para as variáveis entre os pontos amostrais a partir do Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,043$).

Pontos	1	2	3	4
1	----- MSI N-amoniacal		Conductividade OD% N-amoniacal Nitrato	Conductividade Turbidez MST/MSI Nitrato Silte/argila
2		-----	Umidade Sedimentos	Umidade Sedimentos Silte/argila
3			-----	Nenhuma variável
4				-----

MSI - Material em Suspensão Inorgânico; MST - Material em Suspensão Total; OD% - Saturação de Oxigênio Dissolvido

Já para os pontos 2 e 3, com exceção da umidade em sedimentos, a ausência de diferenças significativas entre os parâmetros analisados pode ser explicada pelas características principais compartilhadas, como regime lântico, profundidade e entorno semelhantes. O ponto 4, situado à jusante, exibiu muitas semelhanças com os pontos lânticos, o que pode ser explicado pela interrupção do regime hídrico pela barragem, o que diminui o aporte de diversos compostos.

2.3.2 Macroinvertebrados bentônicos

Foram coligidos 938 organismos distribuídos entre 15 táxons, sendo Annelida ($n = 109$, 11,62%), Mollusca ($n = 142$, 15,14%), Crustacea ($n = 2$, 0,002%) e Insecta ($n = 685$, 73,02%) (Tabela 2). Os resultados aqui obtidos são comparáveis aos achados de Marques; Ferreira; Barbosa (1999) nas lagoas Carioca (33 táxons) e Barra (14 táxons) no Estado de Minas Gerais e por Piedras et al. (2006) que registrou 17 táxons na barragem Santa Bárbara (RS), sendo que no primeiro houve

predomínio de Insecta (74,5 %) enquanto no segundo Oligochaeta foi o grupo mais abundante (65 %). A predominância de determinados grupos nos ambientes deve-se a fatores diversos, como aporte de matéria orgânica, proveniente de esgotos domésticos ou decomposição de macrófitas, além de características geológicas da bacia hidrográfica (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

A família mais abundante registrada para o reservatório do rio Verde foi Chironomidae. À exemplo de outros estudos em reservatórios, esse grupo apresenta-se em grandes densidades devido principalmente à sua tolerância a diversificadas condições ambientais (MARQUES; FERREIRA; BARBOSA 1999; COSTA; OLIVEIRA; CALLISTO, 2006; LIMA, SCHÄFER; LANZER, 2013). No entanto, para o ponto 4, a família Chironomidae não foi observada durante o período do estudo. Para esse ponto foram observadas as maiores concentrações de sedimentos finos (silte/argila), o que ocasionam a diminuição da estabilidade do substrato, representando pobreza na oferta de habitats e dificultando sua colonização pela macrofauna bentônica (ALLAN, 2004; GRABOWSKI; DROPPO; WHARTON, 2011).

Tabela 2 - Composição de famílias macroinvertebrados bentônicos (indivíduos.m⁻²) registrados nos pontos amostrais do reservatório do rio Verde, Paraná, Brasil, entre os anos de 2013 e 2014.

Táxons/Pontos amostrais	PRIMAVERA				VERÃO				OUTONO				INVERNO			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
ANNELIDA																
Oligochaeta	6,9			1,4	19,4											
Hirudinea				16,6	5	4,1	6,9	2,8	40,2		20,8	4,1	13,9	2,8	6,9	
MOLLUSCA					4,1											
Bivalvia																
Corbiculidae					6,9				1,4							
Hyriidae			8,3				5,5									
Gastropoda																
Ampullariidae		41,6	27,7	22,2		13,9	16,6	18,0					6,9	5,5	6,9	
Hydrobiidae								1,4		1,4			1,4			
Lymnaeidae				1,4												
Planorbidae	1,4		2,8			1,4	2,8						2,8			
CRUSTACEA																
Amphipoda																
Dogielinotidae	2,8															
INSECTA																
EPHEMEROPTERA																
Baetidae	2,8				1,4	1,4										
Caenidae	1,4															
ODONATA																
Coenagrionidae	2,8				1,4										2,8	
Gomphidae															2,8	
DIPTERA																
Chironomidae	20,8	20,8	205,5		33,3	9,72	234,7			116,6	236,0		2,8	16,6	40,2	

A riqueza de famílias por ponto flutuou sazonalmente, variando entre apenas 1 família (ponto 4, outono e inverno), 7 e 6 (ponto 1, primavera e verão). Resultado semelhante foi descrito por Lima, Schäfer; Lanzer (2013) no lago Figueira (RS), onde as menores riquezas de macroinvertebrados foram observadas no inverno e as maiores no verão. De acordo com Marques; Ferreira; Barbosa (1999), a maior oferta de organismos nas estações amenas (outono e inverno), devido aos períodos de recrutamento, aumenta a atividade predatória por parte dos peixes, reduzindo substancialmente a densidade de organismos bentônicos.

Já para abundância (ind.m^{-2}), o ponto 3 exibiu as maiores densidades de organismos para as quatro estações climáticas (496,89 - primavera, 536,39 - verão, 498,06 - outono e 111,17 - inverno), enquanto que os menores valores foram observados para o ponto 1 na estação de primavera ($81,83 \text{ ind.m}^{-2}$) e para o ponto 4 nas estações de verão ($44,67 \text{ ind.m}^{-2}$), outono ($5,17 \text{ ind.m}^{-2}$) e inverno ($14,89 \text{ ind.m}^{-2}$). A partir do teste de Kruskal-Wallis foram observadas diferenças significativas na composição da comunidade bentônica entre os pontos 2 e 3 ($p < 0,04$), 2 e 4 ($p < 0,02$) e 3 e 4 ($p < 0,02$).

No ponto 4 pode ser observado durante o período amostral baixa heterogeneidade ambiental, leito assoreado com grandes depósitos argilosos, o que ocasiona impactos negativos sobre a colonização da área por macroinvertebrados. Ainda, o ponto situa-se próximo à ponte da rodovia PR-423 e apresenta grande área desmatada ao seu entorno, o que contribui para a deterioração do ambiente. Os valores de riqueza (número de táxons) e densidade (ind.m^{-2}) podem ser observados na Figura 10.

A análise de cluster (distância de Bray-Curtis) (Figura 11) evidenciou a formação de quatro grupamentos, sendo 1) formado pelo ponto 1 (outono e inverno) e ponto 4 (outono) - 43,8%; 2) formado pelo ponto 1 (verão e primavera) - 56,12%; 3) formado pelo ponto 3 (primavera, verão, outono e inverno) e 2 (outono, primavera e inverno) - 39,8% e 4) formado pelo ponto 4 (primavera, verão e inverno) e ponto 2 (verão) - 42,16%. O agrupamento evidencia a semelhança na composição da macrofauna bentônica frente às semelhanças físicas entre os habitats, sendo que os pontos 1 e 4 compartilham de características lóticicas enquanto que os pontos 2 e 3 apresentam características predominantemente lênticas. Ainda, o agrupamento mostrou maiores similaridades entre as estações quentes (primavera e verão) e

entre as estações amenas (outono e inverno), o que indica a flutuação sazonal na composição e recrutamento da macrofauna.

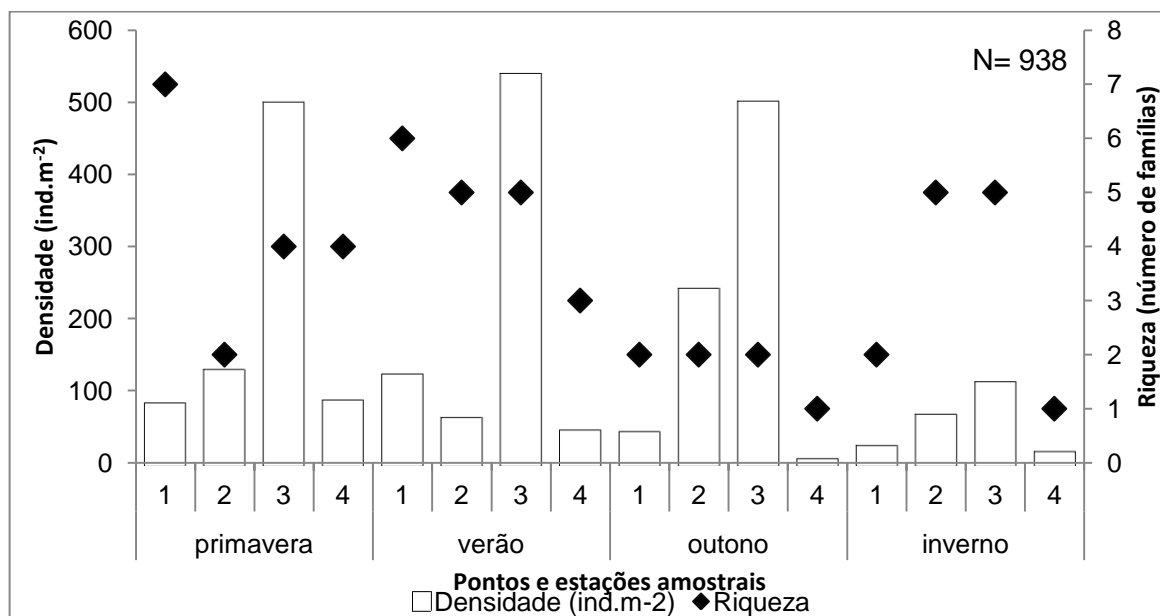


Figura 10 - Densidade (ind.m⁻²) e riqueza (número de famílias) registrados para os pontos amostrais no reservatório do rio Verde nas quatro estações climáticas durante os anos de 2013 e 2014.

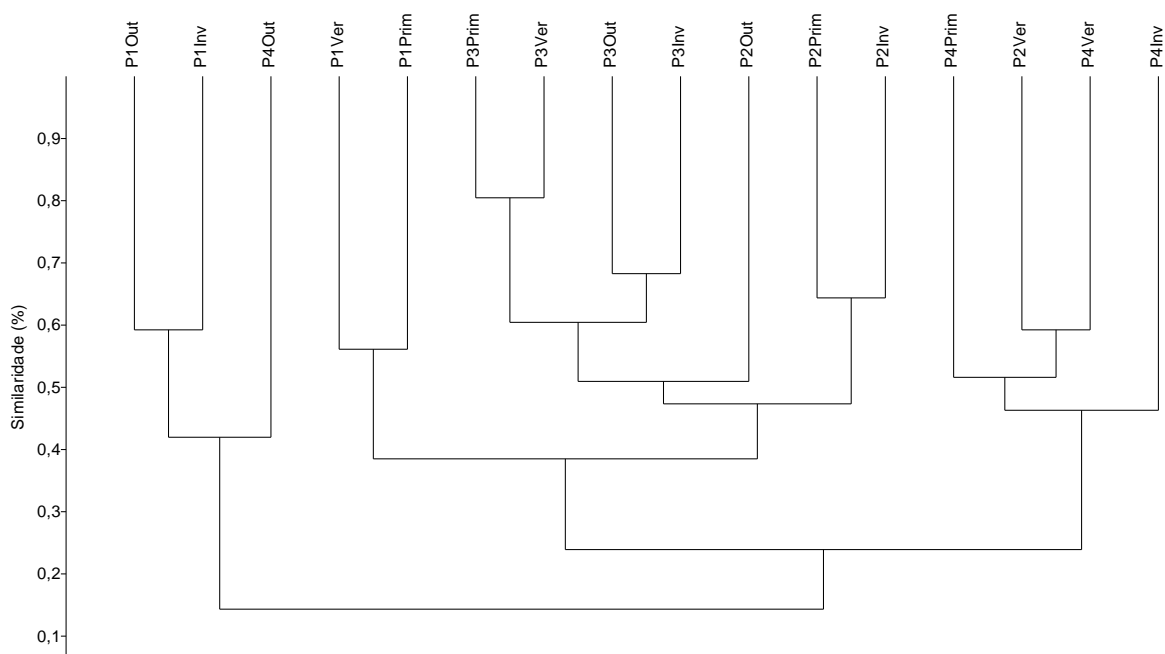


Figura 11 - Dendrograma de Similaridade de Bray-Curtis da abundância dos macroinvertebrados bentônicos no reservatório do rio Verde, Paraná, Brasil. (Prim - primavera; Ver - verão; Out - outono; Inv - inverno).

De acordo com o apontado com Cortezzi et al. (2009), a comunidade de macroinvertebrados tende a ser parecida em locais que compartilham características ambientais semelhantes, como cobertura vegetal, oferta de microhabitats e características limnológicas. Ainda, os autores salientam que trechos próximos geograficamente tendem a exibir uma taxocenose similar pela capacidade dispersiva dos organismos (autocorrelação espacial).

Entretanto, no presente estudo não foi observada relação significativa entre a similaridade faunística e a distância geográfica entre os pontos (Teste de Mantel $r=0,39$, $p=0,79$, 5000 permutações). Resultados semelhantes foram igualmente observados por Cortezzi et al. (2009). Ainda, Diniz-Filho; Oliveira; Silva (1998) apontam que a ausência de autocorrelação espacial pode estar associada a outros fatores independentes de distância geográfica, como impactos locais, cobertura vegetal, entre outros. No reservatório do rio Verde, além da barragem existe um extenso banco de macrófitas na desembocadura do rio, que podem atuar como barreira geográfica, limitando a dispersão de muitos grupos.

A Tabela 3 mostra os dados de p e coeficiente de regressão (b) obtidos através do teste de Regressão Linear para os parâmetros físicos e químicos e sua significância ($p<0,05$) frente à composição da comunidade bentônica (ind.m^{-2}). Para o ponto 1, as variáveis consideradas significativas e positivamente relacionadas com a abundância dos macroinvertebrados foram temperatura da água, material em suspensão (total, orgânico e inorgânico) e nitrito, enquanto que as negativamente relacionadas foram pH, condutividade, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio dissolvido, nitrato e fósforo total no sedimento.

Para o ponto 2 as variáveis significativas e positivamente relacionadas foram pH, turbidez, material em suspensão total e orgânico, nitrato, fósforo total em sedimentos e a fração silte/argila enquanto que as negativamente relacionadas foram temperatura da água, saturação de oxigênio dissolvido, clorofila- a , nitrito, umidade e a fração areia média em sedimentos.

No ponto 3 as variáveis significativas para a composição da comunidade bentônica e positivamente relacionadas foram temperatura da água, nitrito e nitrogênio total em sedimentos. As variáveis significativas e negativamente relacionadas foram pH, oxigênio dissolvido, turbidez, material em suspensão orgânico e fração granulométrica areia fina.

Para o ponto 4 as variáveis consideradas significativas e positivamente relacionadas foram temperatura da água, nitrito, e umidade em sedimentos enquanto que as variáveis negativamente relacionadas foram pH, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio dissolvido, turbidez, material em suspensão (total e inorgânico), matéria orgânica, fósforo total e fração silte/argila.

Tabela 3 - Valores de p e b obtidos a partir do teste de regressão linear para os parâmetros físicos e químicos. Os valores assinalados com asterisco (*) mostram variáveis significativas para a comunidade bentônica $p < 0,05$.

Pontos	1		2		3		4	
	p	b	p	b	p	b	p	b
ÁGUA								
pH	0,002*	-0,247	0,000*	0,646	0,000*	-0,197	0,000*	-0,581
Temperatura da água (°C)	0,000*	0,034	0,000*	-0,112	0,000*	0,030	0,000*	0,051
Condutividade	0,000*	-0,010	0,871	-0,002	0,160	0,008	0,219	-0,017
Oxigênio Dissolvido	0,000*	-0,036	0,164	0,021	0,000*	-0,018	0,000*	-0,034
Saturação de Oxigênio Dissolvido (%)	0,000*	-0,028	0,032*	-0,029	0,340	-0,002	0,013*	-0,017
Turbidez (NTU)	0,118	0,049	0,009*	0,228	0,001*	-0,118	0,003*	-0,134
Material em Suspensão Total (mg.L ⁻¹)	0,000*	0,144	0,010*	0,321	0,145	-0,076	0,000*	-0,192
Material em Suspensão Orgânico (mg.L ⁻¹)	0,001*	0,099	0,004*	0,397	0,001*	-0,156	0,458	-0,021
Material em Suspensão Inorgânico (mg.L ⁻¹)	0,000*	0,155	0,680	-0,022	0,375	0,033	0,000*	-0,239
Clorofila- <i>a</i> (µg.L ⁻¹)	0,429	0,043	0,011*	-0,368	0,259	0,065	0,225	-0,098
Fosfato inorgânico dissolvido (µg.L ⁻¹)	0,356	-0,024	0,239	-0,206	0,067	0,091	0,884	0,015
Nitrogênio amoniacal (µg.L ⁻¹)	0,261	0,029	0,717	0,018	0,111	0,039	0,208	-0,077
Nitrito (µg.L ⁻¹)	0,008*	0,064	0,000*	-0,459	0,002*	0,108	0,000*	0,173
Nitrato (µg.L ⁻¹)	0,001*	-0,044	0,048*	0,350	0,320	0,056	0,638	-0,043
SEDIMENTO								
Matéria Orgânica (%)	0,381	0,051	0,221	0,160	0,795	-0,002	0,013*	-0,023
Umidade do sedimento (%)	0,062	-0,036	0,000*	-0,048	0,647	-0,012	0,039*	0,145
Fósforo Total (µg.g ⁻¹)	0,002*	-0,028	0,003*	0,001	0,548	0,006	0,000*	-0,001
Nitrogênio Total (µg.g ⁻¹)	0,275	-0,014	0,979	0,048	0,000*	0,013	0,881	-0,048
Areia média (0,250 - 0,50 mm) %	0,063	0,010	0,048*	-0,118	0,150	0,059	0,107	0,076
Areia fina (0,125 - 0,250 mm) %	0,216	0,057	0,135	-0,238	0,001*	-0,078	0,209	0,109
Silte/Argila (<0,062 mm) %	0,133	-0,247	0,005*	0,646	0,098	-0,197	0,031*	-0,581

Durante o período do estudo apenas o fósforo inorgânico dissolvido e o nitrogênio amoniacal não foram considerados significativos para a comunidade bentônica em nenhum dos trechos analisados.

Diversos fatores ambientais tem sido apontados como reguladores da comunidade de macroinvertebrados em rios e reservatórios, como pH, alcalinidade, turbidez, fósforo inorgânico dissolvido, clorofila-*a* e diversas frações granulométricas (BARBOLA et al., 2011; MOLOZZI et al., 2011; FULAN; HENRY; DAVANSO, 2012; PINHA et al., 2013). Na presente abordagem foram consideradas significativas as variáveis em água pH, temperatura da água, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio dissolvido, condutividade, material em suspensão (total, orgânico e inorgânico), turbidez, clorofila-*a*, nitrito, nitrato e em sedimentos matéria orgânica,

umidade, fósforo e nitrogênio totais e as frações granulométricas areia média, areia fina e silte/argila, positivamente relacionadas para pelo menos 1 ponto amostral.

Desta maneira, a partir dos resultados dos testes de Mantel e de Regressão Linear, pode-se sugerir que cada ponto analisado no reservatório apresenta composição bentônica particular e independente de distâncias geográficas, sendo os parâmetros físicos e químicos locais os principais fatores determinantes para a composição da comunidade. Durante o período amostral, apenas o teor de matéria orgânica nos sedimentos foi encontrado acima dos limites estabelecidos, contudo esse fato foi significativo e esteve negativamente relacionado com a abundância de macroinvertebrados bentônicos apenas para o ponto 4. As demais variáveis encontraram-se dentro dos limites que asseguram a preservação da biota, não representando fator limitante para a colonização do ambiente por esses organismos.

Ainda, de acordo com o descrito por Pamplin; Almeida; Rocha (2006), Barbola et al. (2011) e Lima, Schäfer; Lanzer (2013) o resultado observado pode estar relacionado a região de coleta dos organismos, na área litorânea do reservatório, que naturalmente concentra maiores teores de nutrientes e matéria orgânica nos sedimentos, refletindo na composição da comunidade bentônica que utiliza esses recursos alimentares.

2.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De maneira geral, os pontos analisados no reservatório do rio Verde apresentam boa qualidade ambiental considerando as variáveis físicas e químicas mensuradas em água e sedimentos, as quais encontram-se dentro do estipulado pelas legislações pertinentes, sugerindo que estas não sejam limitantes à colonização e distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Entretanto, a avaliação de qualidade de água utilizando parâmetros abióticos reflete a condição momentânea e pode levar a interpretações errôneas acerca da saúde do corpo aquático. Nesse sentido, novas abordagens que incluam outras variáveis contempladas em resoluções pertinentes são necessárias, além da inclusão de comunidades aquáticas bioindicadoras de qualidade a fim de estabelecer um diagnóstico holístico do ecossistema.

Entre os trechos analisados, o ponto 1 mostrou-se mais distante dos demais para as variáveis físicas e químicas. Esse fato está relacionado à sua localização e condições ambientais do entorno. Ainda, de maneira geral, muitos parâmetros mensurados foram observados em maiores concentrações nesse ponto, o que indica que o reservatório do rio Verde atua como depurador de nutrientes e matéria orgânica.

A comunidade bentônica mostrou-se diversificada e oscilou sazonalmente, sendo que as principais variáveis para sua distribuição em água foram pH, temperatura da água, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio dissolvido, condutividade, material em suspensão (total, orgânico e inorgânico), turbidez, clorofila-*a*, nitrito, nitrato e em sedimentos matéria orgânica, umidade, fósforo e nitrogênio totais e as frações granulométricas areia média, areia fina e silte/argila.

A análise de *cluster* não mostrou um padrão claro na segregação dos organismos por ponto e evidenciou maiores similaridades entre os ambientes lóticos e lênticos e estações quentes e amenas, sugerindo que os períodos de recrutamento dos táxons são importantes fatores na composição da comunidade.

2.5 REFERÊNCIAS

ALLAN, J. D. **Stream Ecology Structure and function of running waters**. Oxford: Chapman & Hall. 1995.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**. v.35, p. 257–284, 2004.

AMORIM, A. C. F.; CASTILLO, A. R. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade de água do baixo rio Pequerê, Cubatão, São Paulo, **Brasil. Biodivers. Pampeana**. v. 7, n. 1, p.16-22, 2009.

ANDERSEN, J. M. An Ignition Method for Determination of Total Phosphorus in Lake Sediments. **Water research**. v.10, p. 329-331, 1976.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C.; GUTSEIT, K. C.; XAVIER, C. F. Caracterização geral da bacia. In: CUNHA, C., L. N.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; ANDREOLI, C. V. (Orgs) **Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR.** Curitiba: Editora: UFPR, p. 39-58, 2011.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, estado de São Paulo. **Scientia Florestalis**, n. 56, p.125-134, 1999.

BARBOLA, I. F.; MORAES, M. F. P. G.; ANAZAWA, T. M.; NASCIMENTO, E. A.; SEPKA, E. R.; POLEGATTO, C. M.; MILLÉO, J.; SCHÜHLI, G. S. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n. 1-2, p. 15-23, 2011.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente – **Resolução nº 344, de 25 de Março de 2004.** Diário Oficial da União, Brasília, 2004.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente – **Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005.** Diário Oficial da União, Brasília, 2005.

BRINKHURST, R.O. **A guide for the identification of the British aquatic oligochaeta.** Freshwater biological association. n 22. 1971, 55 p.

BYERS, S. C.; MILLS, E. L.; STEWART, P. L. A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. **Hydrobiologia**, v. 58, p. 43–47, 1978.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações.** Porto Alegre: Artmed. 250 p, 2003.

CAMPOS, M. L. A. M. **Introdução à biogeoquímica de ambientes aquáticos.** Campinas: Átomo, 2010, 209 p.

CARNEIRO, C.; ANDREOLI, C. V.; GUTSEIT, K. C.; KONDAGESKI, J. H.; LAGOS, P. E. D.; OKUMOTO, H. H. Avaliação do potencial poluidor de bacias de reservatórios artificiais: concentrações e cargas. In: Cunha, C. L. N.; Carneiro, C.; Gobbi, E.F.; Andreoli, C.V. **Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR.** Editora UFPR: Curitiba. p. 189-220, 2011 a.

CARNEIRO, C., GUTSEIT, K.C., ANDREOLI, C.V., LIMA, R.L.D. Análise do sedimento. In: CUNHA, C.L.N., CARNEIRO, C. GOBBI, E.F., ANDREOLI, C.V. **Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR.** Editora UFPR: Curitiba, p. 221-246, 2011b.

CORTEZZI, S. S.; BISPO, P. C.; PACIENCIA, G. P.; LEITE, R. C. Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo. **Iheringia, Sér. Zool.** v. 99, n. 1, p. 36-43, 2009.

COSTA, F. L. M.; OLIVEIRA, A.; CALLISTO, M. Inventário da diversidade de macroinvertebrados bentônicos no reservatório da estação ambiental de Peti, MG, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation.** v. 1, n. 1, p. 17-23, 2006.

COSTA, J. M.; SOUZA, L. O. I.; OLDRINI, B. B. Chave para Identificação das Famílias e Gêneros das larvas de Odonata do Brasil: Comentários e Registros Bibliográficos (Insecta: Odonata). **Publicações Avulsas do Museu Nacional**, 99: 3-42, 2004.

CUMMINS, K.W. Catchment characteristics and river ecosystem. In: BOON, P. J.; CALOW, P.; PETTS, G. F. **River conservation and management.** John Wiley & Sons: New York, p. 125-135, 1992.

CUNHA, C., L. N.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; ANDREOLI, C. V. (Orgs) **Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR.** Curitiba: Editora: UFPR, 516 p., 2011.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; OLIVEIRA, L. G.; SILVA, M. M. Explaining the beta diversity of aquatic insects in "cerrado" streams from Central Brazil using multiple Mantel Test. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 2, p. 223-231, 1998.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; BRIGANTE, J. Avaliação das modificações na qualidade da água do Rio Mogi- Guaçu: uma análise temporal. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. **Limnologia Fluvial: um estudo no Rio Mogi Guaçu.** São Carlos: RiMa, p.189-204, 2003.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2 ed., Rio de Janeiro: Interciência, 602p. 1998.

ESTEVES, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 1, p. 273-298, 1986.

FERREIRA, D. M.; CUNHA, C. L. N. Simulação Numérica do Comportamento Térmico do reservatório do Rio Verde. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Eng Sanit Ambient.*, v.18, n.1, p. 83-93, 2013.

FULAN, J. A.; HENRY, R.; DAVANSO, R. Os efeitos da ação antrópica sobre a distribuição de macroinvertebrados no Rio Guareí, São Paulo. *Estud Biol.*, v. 34, n. 82, p. 51-56, 2012.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 1978, 213p.

GRABOWSKI, R. C.; DROPO, I. G.; WHARTON, G. Erodibility of cohesive sediment: the importance of sediment properties. *Earth-Sci. Rev.*, v. 105, 101–120, 2011.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1). Disponível Em: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>. Acesso em: out, 2014.

HEINO, J. Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. *Freshwater Reviews*, v. 2, p. 1–29, 2009.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (ed.) **Methods of seawater analysis**. Verlag Chemie Weinheim, 1976, p. 117-181.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 207 f. Tese. (Doutorado em Ciências). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LIMA, F. B.; SCHÄFER, A. E.; LANZER, R. M. Diversity and spatial and temporal variation of benthic macroinvertebrates with respect to the trophic state of Lake Figueira in the South of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 25, n. 4, p. 429-441, 2013.

LOPRETTO, E.C.; TELL, G. **Ecosistemas de águas continentais: metodologías para su estudio**. vol. 1, 2 e 3. Ediciones Sur: La Plata, 1995.

MACKERETH, J. F. H.; HERON, J. & TALLING, J. F. Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association*, n. 36, 121 p., 1978.

MANDAVILLE, S. M. **Benthic macroinvertebrates in freshwaters: taxa tolerance values, metrics and protocols.** Disponível em: <<http://lakes.chebucto.org/H-1/tolerance.pdf>>, 2002.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 59, n. 2, p. 203-210, 1999.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America.** 3 ed. Iowa: Kendall/Hunt, 862p., 1996.

MOLOZZI, J.; FRANÇA, J. S.; ARAUJO, T. L. A.; VIANA, T. H. V.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. Diversidade de habitats físicos e sua relação com macroinvertebrados bentônicos em reservatórios urbanos em Minas Gerais. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n. 3, p. 191-199, 2011.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro.** Technical Books Editora, Rio de Janeiro. 176 p., 2010.

ODUM, E. **Ecologia.** 1ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988.

PAMPLIN, P. A. Z.; ALMEIDA, T. C. M.; ROCHA, O. Composition and distribution of benthic macroinvertebrates in Americana Reservoir, SP, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n. 2, p. 121-132, 2006.

PARANÁ. **Decreto Estadual n.º 2.375 de 28 de julho de 2000.** Curitiba, CONAMA, 2000.

PEREIRA, D. L. V.; MELO, A. L.; HAMADA, N. Chaves de identificação para famílias e gêneros de gerromorpha e nepomorpha (Insecta: Heteroptera) na Amazônia central. **Neotropical Entomology**, v. 36, n. 2, 2007.

PÉREZ, G. R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia.** Fondo Fen Colombia/ Colciencias, Bogotá, Colômbia, 217 p., 1988.

PES, A. M. O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L. Chaves de Identificação para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 2, p. 181-204, 2005.

PIEDRAS, S. R. N.; BAGER, A.; MORAES, P. R. R.; ISOLDI, L. A.; FERREIRA, O. G. L.; HEEMANN, C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural**, v.36, n.2, p.494-500, 2006.

PINHA, G. D.; AVIZ, D.; LOPES FILHO, D. R.; PETSCHA, D. K.; MARCHESE, M. R.; TAKEDAD, A. M. Longitudinal distribution of Chironomidae (Diptera) downstream from a dam in a neotropical river. **Braz. J. Biol.**, v. 73, n. 3, p. 549-558, 2013.

ROSSARO, B.; MARZIALI, L.; CARDOSO, A. C.; SOLIMINI, A.; FREE, G.; GIACCHINI, R. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. **Ecol Indicators**, v. 7, p. 412-429, 2007.

SMOUSE, P. E.; LONG, J. C. & SOKAL, R. R. Multiple regression and correlation extensions of the Mantel test of matrix correspondence. **Systematic and Zoology**, v. 35, n. 4, p. 627-632, 1986.

SILVA, A. P. S.; DIAS, H. C. T.; BASTOS, R. K. X.; SILVA, E. Qualidade da água do reservatório da usina hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. **Árvore**, v. 33, n. 6, p.1063-1069, 2009.

SMART, M. M.; RADA, R. G.; DONNERMEYER, G. N. Determination of Total Nitrogen in Sediments and Plants Using Persulfate Digestion. **Water research**, v.17, p. 1207-1211, 1983.

SOUZA, L. O. I.; COSTA, J. M.; OLDRINI, B. B. Odonata. In: FROEHLICH, C. G. (Org.). **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. 2007. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online>. Acesso em: 15 abr. 2013.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A manual of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. Bd Can.**, n. 125, p.1-185, 1960.

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

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G. Plankton studies in a mangrove II. The standing stock and some ecological factors. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 24, p. 23-41, 1965.

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

TRINDADE, P. B. C. B.; MENDONÇA, A. S. F. Eutrofização em reservatórios – Estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES). **Eng Sanit Ambient**, v. 19, n. 3, P. 275 - 282, 2014.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia.** São Paulo: Oficina de Textos, 631p. 2008.

USINGER, R. L. **Aquatic Insects of California, with Keys to North American Genera and California Species.** University of California Press. Berkeley. 508 p, 1956.

CAPÍTULO 3 - COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO FERRAMENTA PARA A AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE, PARANÁ, BRASIL

Vânia Eloiza Cerutti¹, Thomaz Aurélio Pagioro¹, Edinalva Oliveira²

1. Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA).

van_cerutti@hotmail.com

2. Departamento de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Positivo

RESUMO. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos é amplamente utilizada na avaliação da qualidade de corpos hídricos devido às suas características ecológicas. No presente estudo a composição da comunidade de macroinvertebrados foi inventariada em quatro pontos amostrais nas 4 estações climáticas no reservatório do rio Verde. A partir desses dados foi avaliada a qualidade ambiental do reservatório, através da composição taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener, BMWP' e grupos de alimentação funcional (GAFs). Ao total foram coligidos 1880 organismos distribuídos em 63 táxons. A maior abundância foi registrada para a primavera. O índice BMWP' variou entre 21 e 60 pontos, enquadrando os pontos nas categorias poluída e duvidosa. O índice de diversidade H' pode ser igualmente utilizado como indicador de qualidade e os valores calculados variaram entre 1,5 a 2,93, o que aponta poluição moderada. A composição de GAFs mostrou predomínio de coletores e predadores na grande maioria dos pontos e estações e de acordo com o teste de regressão linear não paramétrica, os fatores ambientais mais significativos para a distribuição dos grupos tróficos foram turbidez, profundidade e as frações granulométricas. De acordo com os resultados, o reservatório apresenta moderada degradação ambiental, ressaltando a importância da utilização dessa comunidade na avaliação de impactos.

PALAVRAS-CHAVE: macroinvertebrados. grupos tróficos, bioindicadores, BMWP'.

ABSTRACT. The macroinvertebrate community is widely used in evaluating the quality of water bodies due to their ecological characteristics. In this study the composition of macroinvertebrates was inventoried in four sample points in four seasons in the Verde river Reservoir. From these data, we evaluated the environmental quality of the reservoir, through the taxonomic composition, Shannon-Wiener diversity, BMWP 'and functional feeding groups (GAFs). Were collected a total of 1880 organisms distributed in 63 táxons. The highest abundance was recorded for spring. The BMWP 'index ranged between 21 and 60 points, fitting points in polluted and doubtful categories. The diversity index H'can also be used as a quality indicator and calculated values ranged from 1.5 to 2.93 which indicates moderate pollution. The composition of GAFs showed predominance of collectors and predators in most of the points and seasons according to nonparametric multiple regression test, the most significant environmental factors for the distribution of trophic groups were turbidity, depth and granulometry fractions. According to the results, the reservoir shows moderate environmental degradation, highlighting the importance of using this community in impact assessment.

KEYWORDS: macroinvertebrates. trophic groups, bioindicators, BMWP '.

3.1 INTRODUÇÃO

A água é fundamental no equilíbrio ecológico e manutenção da vida, sendo imprescindível às atividades humanas e de importância vital aos ecossistemas terrestres, servindo como fonte direta para animais e vegetais (HORNE; GOLDMAN, 1994; REBOUÇAS; BRAGA; TUNDISI, 1999). Contudo, perturbações de diferentes naturezas têm alterado seriamente sua condição e qualidade (QUEIROZ; SILVA; TRIVINHO-STRIXINO, 2008; COPATTI; SCHIRMER; MACHADO, 2010).

Nesse sentido, diversas metodologias de análise buscam mensurar o seu grau de contaminação. Na década de 70, praticamente todas as análises eram baseadas nas variáveis físico-químicas e microbiológicas, as quais se mostraram ineficientes para a obtenção de resultados patentes em análises qualitativas (BIEGER et al., 2010). Dessa maneira, a análise da biota aquática, especialmente dos macroinvertebrados, ganhou espaço por constituir-se em uma maneira eficaz e abrangente na detecção de distúrbios ambientais, uma vez que estes organismos reagem integralmente a todas as substâncias solubilizadas na água, sendo constituintes da cadeia trófica e importantes na aceleração do processo de decomposição da matéria orgânica (ODUM, 1988; KÖNIG et al., 2008; HEINO, 2009).

A aplicação destes organismos como bioindicadores é confiável (ROSEMBERG; RESH, 1993; JOHNSON; WIEDERHOLM; ROSENBERG, 1993; QUEIROZ; TRIVINHO-STRIXINO; NASCIMENTO, 2000). Muitos apresentam um gradiente de sensibilidade a ecossistemas poluídos, sendo sua presença ou ausência condicionada por uma amplitude de fatores que permitem sua utilização como monitores dos distúrbios ambientais. Conseqüentemente, na presença de determinadas condições ambientais, como algum nível de poluição, os grupos mais resistentes podem se tornar numericamente dominantes, enquanto que outros grupos sensíveis podem tornar-se raros ou ausentes (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003; BICUDO; BICUDO, 2004; MORENO; CALLISTO, 2005).

Diversos descritores da comunidade de macroinvertebrados podem ser utilizados para diagnosticar a qualidade ambiental. Dentre eles pode-se destacar o índice BMWP' (*Biological Monitoring Working Party*), o qual pontua as famílias de macroinvertebrados entre 0 a 10, sendo melhores pontuadas aquelas famílias mais

sensíveis a poluição. O índice final se dá pelo somatório das pontuações das famílias observadas para cada ponto, sendo que quanto maior, melhor será a integridade ambiental (SEMA, 2003; BISPO, 2006).

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (ou Shannon-Weaver) é um descritor de comunidade que pode ser igualmente utilizado como índice de qualidade, pois leva em consideração a equitabilidade (uniformidade) e a riqueza de espécies (SHANNON; WIENER, 1949³ apud AMARAL et al., 2013)

Além destes índices, a caracterização dos grupos de alimentação funcional (GAF) permite compreender como a comunidade de macroinvertebrados utiliza os recursos alimentares do ambiente e permite diagnosticar impactos ambientais (ALLAN; CASTILLO, 2007).

Reservatórios podem ser classificados como ecossistemas semi-lóticos originados a partir do represamento de rios. Sua construção visa o acúmulo de água para várias finalidades, como aquicultura, irrigação, navegação, recreação, proteção contra cheias, entre outros (HENRY, 1999; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Desde a fase de represamento do rio, muitos impactos às comunidades bentônicas podem ser observadas, sendo que a alteração do sistema de lótico para lêntico pode ser considerada a mais importante, pois acarreta no desaparecimento dos táxons adaptados a viver em corredeiras, privilegiando aqueles típicos de ambientes lênticos. Além disso, a diminuição da heterogeneidade espacial afeta diretamente a diversidade de espécies, empobrecendo as comunidades aquáticas (BUSCH; LARY, 1996; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

O reservatório do rio Verde (25°31'30" S, 49°31'30" W) localiza-se na região metropolitana de Curitiba (RMC), nos municípios de Campo Largo e Araucária. Possui área de 7,9 km² e profundidade média de 5,6 m, com volume de 25.643.732 m³. O represamento do rio Verde e posterior enchimento do reservatório iniciou-se na década de 1970, com o objetivo de atender às necessidades da Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR), Petróleo Brasileiro S. A. (Petrobras) e atualmente a rede de captação de águas do reservatório para o abastecimento público está em processo de implantação (ANDREOLI et al., 2011).

³ SHANNON, C. E.; WIENER, W. The mathematical theory of communication. Urbana: University of Illinois Press, 1949.

Nesse sentido, o objetivo do presente trabalho é avaliar a qualidade ambiental do reservatório do rio Verde a partir da comunidade de macroinvertebrados, sua composição faunística e caracterização funcional.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

Foram delimitados quatro pontos amostrais (RV1, RV2, RV3 e RV4) no reservatório do rio Verde, sendo RV1 (25°28'36.04"S 49°28'01.69"O) localizado à montante do reservatório, RV2 (25°30'05.08"S 49°29'32.90"O) margem esquerda do reservatório, RV3 (25°30'09.10"S 49°29'44.89"O) margem direita do reservatório e RV4 (25°31'33.12"S 49°31'50.35"O) localizado à jusante do reservatório (Figura 12). As coletas foram realizadas em cada uma das estações climáticas entre 2013 e 2014 nos meses de novembro (primavera), março (verão), maio (outono) e julho (inverno). Em cada ponto foram extraídas amostras de macroinvertebrados e sedimentos superficiais⁴.

Características físicas e químicas da água foram mensuradas *in situ*, sendo pH (pHmêtro Digimed), temperatura da água, oxigênio dissolvido (OD) (sonda YSI), condutividade elétrica ($\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$) (sonda Digimed), turbidez (NTU) (sonda Hanna HI9829) e profundidade dos trechos utilizando trena. O acompanhamento do índice pluviométrico foi realizado com base nos dados do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR), utilizando a estação pluviométrica em funcionamento mais próxima ao reservatório (estação Colônia Dom Pedro, Campo Largo, 25°25'01" O, 49°23'05" S).

⁴ Licença de coleta nº 37400-1 emitida pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO.

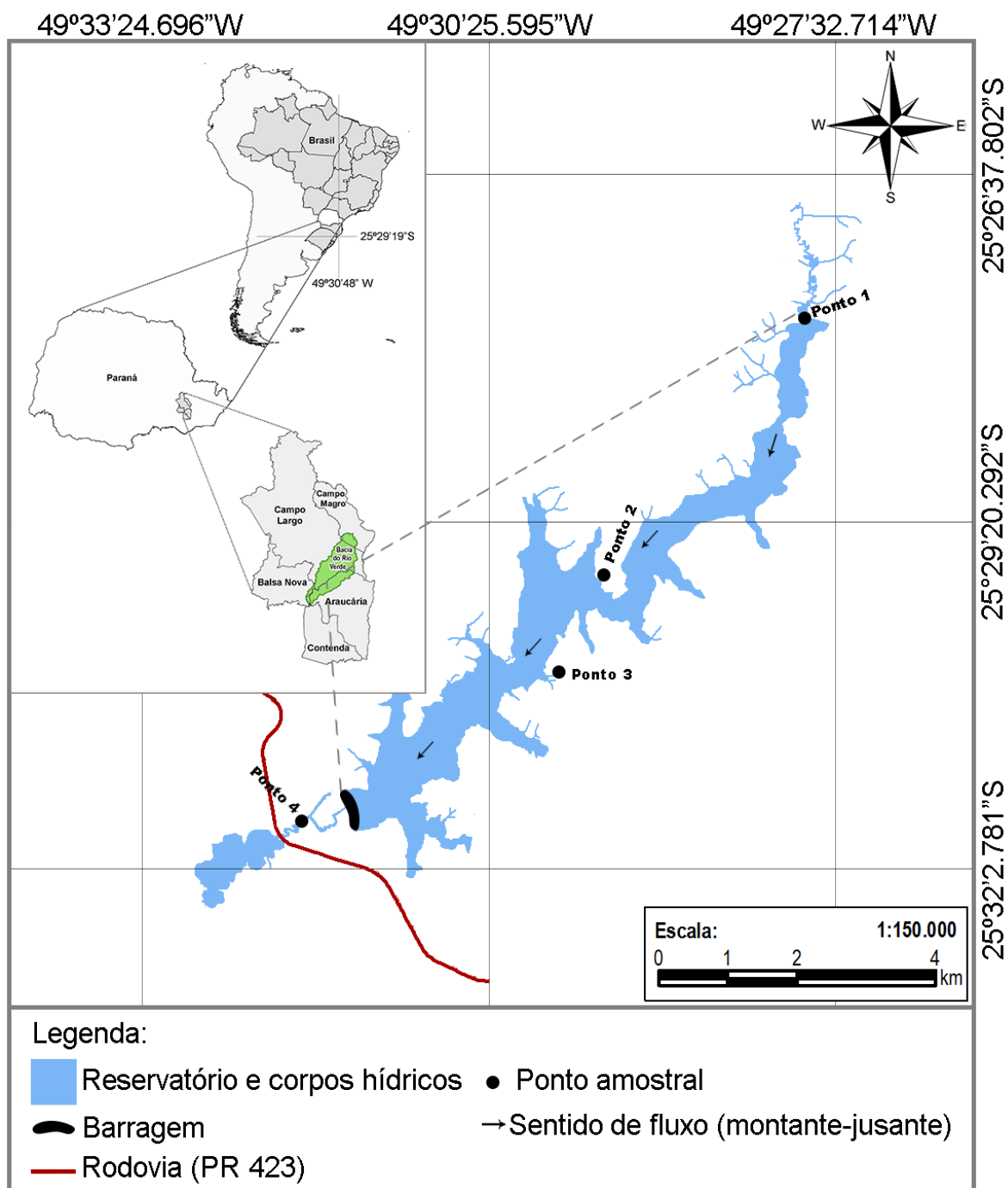


Figura 12 - Localização dos pontos amostrais no reservatório do rio Verde. Adaptado de CUNHA et al., 2011.

3.2.1 Macroinvertebrados aquáticos

O procedimento amostral foi realizado por três pesquisadores, os quais exploraram a heterogeneidade de habitats em cada ambiente a fim de obter um conjunto de exemplares mais representativo dos biótopos do reservatório. As amostragens foram realizadas com auxílio de peneiras com abertura de malha 0,2 mm e padronizadas com esforço (tempo) de 15 min de CPUE (Captura por Unidade de Esforço). Os organismos e sedimento coletados foram fixados utilizando solução aquosa de formol 10% tamponado com CaCO_3 , armazenados em caixa térmica e transportados ao Laboratório de Limnologia na Sede Ecoville da Universidade Tecnológica Federal do Paraná Câmpus Curitiba. Em laboratório, após tamisação em peneira de abertura de malha 50 μm , os organismos coletados foram transferidos e conservados em álcool 70%, devidamente identificados com etiquetas de papel vegetal.

A identificação foi realizada com auxílio de microscópio estereoscópico Leica e microscópio óptico Olympus, quando necessário, ao menor nível taxonômico possível e utilizando literaturas específicas: Usinger (1956), Brinkhurst (1971), Pérez (1988), Lopretto; Tell (1995), Merrit; Cummins (1996), Costa; Souza; Oldrini (2004), Pes; Hamada; Nessimian (2005); Pereira; Melo; Hamada (2007), Souza; Costa; Oldrini (2007), Mugnai; Nessimian; Baptista (2010) e Trivinho-Strixino (2011).

Os organismos também foram classificados quanto ao GAF (grupo de alimentação trófico) de acordo com Merrit; Cummins (1996).

3.2.2 Sedimentos

As amostras de sedimento foram obtidas na região sublitoral do reservatório com auxílio de draga modificada de Petersen, totalizando aproximadamente 1 kg de amostra, as quais foram armazenadas em sacos plásticos e acondicionadas em caixa térmica contendo gelo até a chegada em laboratório. Para a análise granulométrica, 50g de sedimento seco em estufa a 60°C por três dias foram submetidos ao peneiramento em mesa agitadora Bertel por 15 min e 3000 hertz de

vibração com peneiras de aberturas 0,250, 0,150, 0,106, 0,053, 0,045 e 0,038 mm para a separação das frações areia, silte e argila (BRASIL, 2004). Os percentuais de matéria orgânica foram determinados por gravimetria (BYERS; MILLS; STEWART, 1978).

3.2.3 Análises estatísticas

A normalidade na distribuição dos dados foi verificada através do teste de Shapiro-Wilk's. Diferenças significativas entre pontos amostrais e estações sazonais quanto as variáveis físicas e químicas de água e sedimentos foram testadas através do teste de Kruskal-Wallis (ANOVA).

Para avaliar a relação estatisticamente significativa entre as variáveis abióticas e a proporção dos grupos de alimentação funcional (GAFs) foi aplicada regressão linear múltipla com auxílio do software Statistica 8.0. Esse teste é utilizado quando supõe-se uma relação de causa-efeito entre uma variável dependente (y) e duas ou mais variáveis independentes (explanatórias) (x e z). A dependência entre as duas variáveis é representada pelo coeficiente de regressão b , sendo que valores positivos de b indicam dependência de y em relação a x e z , valores negativos representam dependência negativa e valores igual a zero indicam ausência de dependência (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

A fim de estabelecer relação entre os pontos amostrais e as estações climáticas com as proporções de GAFs foi realizada uma ordenação de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) baseado no Índice de Similaridade de Bray-Curtis com os dados transformados $\log(x + 1)$. A logaritimização dos dados foi realizada a fim de diminuir a influência dos táxons dominantes (BISPO, 2006).

Ainda, foi calculado o índice de qualidade BMWP' (IAP, 2003) baseado na composição de famílias de macroinvertebrados para cada ponto nas quatro estações climáticas e o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') com auxílio do software Past 2.17.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 4 apresenta as médias das variáveis analisadas no reservatório. Quanto à pluviosidade, a estação de inverno exibiu os maiores valores (285,4 mm), seguido da primavera (149,2 mm), outono (85,9 mm) e verão (83,4 mm).

De acordo com o teste de Shapiro-Wilk's, a distribuição dos dados não apresentou normalidade ($p < 0,036$). O teste de Kruskal-Wallis (KW), não paramétrico, apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) para variáveis na coluna d'água, temperatura (KW =9,31 $p= 0,025$), condutividade (KW= 30,90 $p= 0,000$), turbidez (KW= 18,84 $p= 0,0003$), profundidade (KW= 36,74 $p= 0,000$) e no sedimento, fração areia média (KW= 14,65 $p= 0,0021$) e silte/argila (KW= 21,70 $p= 0,0001$).

Tabela 4 - Variáveis físicas e químicas (média e desvio padrão), mensurados em água e sedimentos no reservatório do rio Verde, Paraná, Brasil, entre os anos de 2013 e 2014.

Variáveis/Pontos	1	2	3	4
ÁGUA				
pH	8,0 ± 0,75	8,0 ± 0,48	8,1 ± 0,52	8,0 ± 0,81
Temperatura da água (°C)	17,4 ± 3,70	21,6 ± 3,97	21,5 ± 3,71	21,0 ± 3,60
Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	125,8 ± 7,59	111,8 ± 7,72	100,5 ± 10,08	95,3 ± 11,87
Oxigênio Dissolvido	7,3 ± 1,91	8,0 ± 0,65	8,5 ± 0,95	7,8 ± 0,99
Turbidez (NTU)	12,4 ± 9,06	5,4 ± 3,04	10,0 ± 10,06	3,9 ± 2,49
Profundidade (cm)	65 ± 4,08	60 ± 7,07	53,75 ± 4,78	83,75 ± 4,78
SEDIMENTOS				
Matéria Orgânica (%)	22,5 ± 18,73	37,6 ± 32,12	34,8 ± 21,15	37,8 ± 22,69
Areia média (0,250 - 0,50 mm) %	74,3 ± 9,62	80,6 ± 9,79	68,8 ± 10,15	63,1 ± 17,27
Areia fina (0,125 - 0,250 mm) %	16,7 ± 2,42	14,5 ± 6,61	17,3 ± 6,04	15,8 ± 9,36
Silte/Argila (<0,062 mm) %	9,0 ± 7,85	4,9 ± 3,28	14,0 ± 14,62	21,1 ± 8,78

Ao total, foram capturados 1880 organismos, distribuídos em 63 táxons pertencentes aos grupos Annelida (n= 120, 6,38%), Mollusca (n=263, 13,99%), Crustacea (n=51, 2,7%) e Insecta (n=1446, 76,9%) (Tabela 5).

Tabela 5 - Abundância absoluta de macroinvertebrados aquáticos coletados em quatro pontos de amostragem no reservatório do rio Verde, Paraná, nas estações de primavera, verão, outono e inverno, entre os anos de 2013 e 2014. GAF - Grupo de Alimentação Funcional; col - coletor; pred- predador; filt- filtrador; rasp - raspador; frag - fragmentador.

Táxons/Pontos amostrais	GAF	Primavera				Verão				Outono				Inverno			
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
ANNELIDA																	
Oligochaeta																	
<i>Oligochaeta</i> sp.1	col				1	2	5	5	2	2		15	3	6		5	
Tubificidae																	
<i>Branchiura</i>	col	5				12				27		1		7	2		
Hirudinea	pred	1			12	3									2	2	
MOLLUSCA																	
Bivalvia	filt																
Corbiculidae																	
<i>Corbicula</i>	filt					5											
Hyriidae																	
<i>Diplodon</i>	filt			6				4									
Gastropoda																	
Ampullariidae																	
<i>Pomacea lineata</i> (Spix, 1827)	rasp		45	28	16		22	20	23		10	10	7		7	6	12
Ancylidae																	
<i>Ferrisia</i>	rasp	1											2				
Hydrobiidae																	
<i>Heleobia</i>	rasp								1		1					1	
Lymnaeidae																	
<i>Lymnaea</i>	rasp	1	1	4	1	1										4	
<i>Physa</i>	rasp						3	1		1	2			4	5		2
Planorbidae																	
<i>Biomphalaria</i>	rasp			1				1								1	
<i>Drepanotrema</i>	rasp	1					1									1	
CRUSTACEA																	
Amphipoda																	
Dogielinotidae																	
<i>Hyalella</i>	frag	7	8	6							3	5		1	5	11	
Decapoda																	
Aeglidae																	
<i>Aegla</i>	pred					1				1							
Trichodactylidae																	
<i>Trichodactylus</i>	pred							1									
Isopoda									2								
INSECTA																	
EPHEMEROPTERA																	
Baetidae																	
<i>Baetis</i>	col	7	2	3				1		5		1	3	9			2
<i>Camelobaetidius</i>	col	7	2	2		3	1		1			4		1		1	
<i>Moribaetis</i>	col		2	2						2							
Caenidae																	
<i>Caenis</i>	col	1			2								2	1			1
Leptophlebiidae																	
<i>Terpides</i>	col				1												
ODONATA																	
Aeshnidae																	
<i>Aeshna</i>	pred					2				1							
<i>Anax</i>	pred							1							1		
<i>Boyeria</i>	pred												2			1	3

Tabela 5 - Abundância absoluta de macroinvertebrados aquáticos coletados em quatro pontos de amostragem no reservatório do rio Verde, Paraná, nas estações de primavera, verão, outono e inverno, entre os anos de 2013 e 2014. GAF - Grupo de Alimentação Funcional; col - coletor; pred- predador; filt- filtrador; rasp - raspador; frag - fragmentador. Continuação.

ODONATA																	
Coenagrionidae																	
<i>Acanthagrion</i>	pred	11	4	7	7	6	6	3	1	16	9	5	7	9	10	4	9
<i>Argia</i>	pred					2											
<i>Ischnura</i>	pred	1															
<i>Telebasis</i>	pred	6	5	1	4			1		2	2	2		4	13	10	
Gomphidae																	
<i>Archaeogomphus</i>	pred																2
Libellulidae																	
<i>Dythemis</i>	pred							3			1						
<i>Macrothemis</i>	pred											2					
<i>Miathyria</i>	pred										3	4			1	3	
Protoneuridae																	
<i>Peristicta</i>	pred	1		1			1	3		2				15	5	1	
<i>Protoneura</i>	pred			4										2	5	1	11
HEMIPTERA																	
Belostomatidae																	
<i>Belostoma</i>	pred	2	2	3			7	3			1		1		7	4	1
Corixidae																	
<i>Heterocorixa</i>	pred				1												
<i>Tenagobia</i>	pred	60				13	1							1	1		
Gerridae																	
<i>Trepobates</i>	pred	2	1	2	1								7				8
Naucoridae																	
<i>Pelocoris</i>	pred														1	1	
Nepidae																	
<i>Ranatra</i>	pred		2	1								1					
Notonectidae																	
<i>Buenoa</i>	pred	3	78	11	3				5					1		1	
COLEOPTERA																	
Dytiscidae																	
<i>Cybister</i>	pred											1	2	2			1
<i>Laccophilus</i>	pred						2				1			2	7	1	1
<i>Thermonectus</i>	pred						2								1		
Elmidae																	
<i>Hexanchorus</i>	pred						2	2									
Gyrinidae																	
<i>Dineutus</i>	pred	5				2	2							1		2	2
Hydrophilidae																	
<i>Berosus</i>	pred			1													
<i>Derallus</i>	pred						1	3									
<i>Dibolocelus</i>	pred	4	5	1			2	3			4	3		1	5	3	
Noteridae																	
<i>Colpius</i>	pred	1	1						1						5	2	
Scirtidae																	
<i>Elodes</i>	pred			1													
DIPTERA																	
Chironomidae																	
<i>Ablabesmyia</i>	col			4				30		3				4			
<i>Asheum</i>	col		12				22	18			7	20		1	1	2	
<i>Chironomus</i>	col	5	12	85		15	7	91			20	112	4		8	15	
<i>Paratanytarsus</i>	col	8	3	37		9		17			57	8			3	8	
<i>Tanytarsus</i>	col	2		22				17				30				4	

Tabela 5 - Abundância absoluta de macroinvertebrados aquáticos coletados em quatro pontos de amostragem no reservatório do rio Verde, Paraná, nas estações de primavera, verão, outono e inverno, entre os anos de 2013 e 2014. GAF - Grupo de Alimentação Funcional; col - coletor; pred-predador; filt- filtrador; rasp - raspador; frag - fragmentador. Continuação.

DIPTERA								
Culicidae								
<i>Culex</i>	filt			10	5	12		11 2
<i>Uranotaenia</i>	filt							1 10
Dixidae								
<i>Dixella</i>	filt			6				
Psychodidae								
<i>Clognia</i>	filt		1					
Stratiomyidae								
<i>Odontomyia</i>	filt						6	1 3
TRICHOPTERA								
Leptoceridae								
<i>Nectopsyche</i>	pred	1	1					
Polycentropodidae								
<i>Ceratomyia</i>	pred							1

A taxocenose do reservatório pode ser considerada diversificada e os resultados são comparáveis a outros reservatórios. Barbola et al. (2011) registraram 46 táxons no reservatório de Alagados (Paraná) enquanto que Molozzi et al. (2011) e Costa; Oliveira; Callisto (2006) amostraram em média 10 e 16 táxons bentônicos, respectivamente, em reservatórios de Minas Gerais. Diferenças entre os reservatórios são devidas à sua localização, características hidrológicas, estado de conservação e entorno, assim como pela metodologia escolhida para a coleta de organismos.

As maiores abundâncias de organismos foram observadas na estação de primavera (n= 612), seguido do outono (n= 477), verão (n= 460) e inverno (n= 331). Com relação aos pontos amostrais, as abundâncias mais elevadas foram registradas para o ponto 3 nas estações de primavera, verão e outono. Esse fato é devido a grande quantidade de quironomídeos amostrada no local. Em contrapartida, o ponto 4 exibiu os menores valores nas quatro estações climáticas, fato que, de acordo com Allan (2004) pode ser explicado pela baixa heterogeneidade ambiental do trecho, com sedimentos argilosos, leito moderadamente assoreado e com erosão acentuada nas margens. Ainda, a barragem existente entre os pontos 3 e 4 pode atuar como uma barreira que dificulta a dispersão dos organismos.

No período amostral destacaram-se numericamente alguns grupos, como a família Chironomidae (Insecta), Oligochaeta e Mollusca.

De acordo com Correia e Trivinho-Strixino (2005), o fator que mais propicia a colonização de substratos por quironomídeos é a quantidade de matéria orgânica,

sobretudo o perifíton, recurso alimentar amplamente explorado por larvas com estratégia alimentar coletor e/ou raspador. Ainda, a presença do gênero *Tanytarsus*, encontrado associado a substratos mais arenosos e regimes lênticos sugerem boa qualidade ambiental, uma vez que esse organismo é considerado bioindicador (PANIS; GODDEERIS; VERHEYEN, 1996).

As maiores abundâncias de *Oligochaeta* ocorreram nas estações de verão e outono, em especial nos pontos 1 e 2. O gênero *Branchiura* foi registrado em todas as estações para o ponto 1, localizado a montante do reservatório. Esse gênero é comumente utilizado como bioindicador de poluição orgânica (SANG, 1987). Pamplin, Rocha, Marchese (2005), Dornfeld et al., (2006) e Piedras et al., (2006) encontraram altas abundâncias de oligoquetos associados a sedimentos de reservatórios, apontando baixa qualidade ambiental. No entanto, para o reservatório do rio Verde, as abundâncias de oligoquetos registradas foram muito inferiores as dos autores, sugerindo que outros fatores regulam a riqueza desse grupo, como a predação.

Dentre os moluscos registrados no período amostral, *Pomacea lineata* (Ampullariidae) foi o organismo mais abundante, chegando a 45 indivíduos na estação de primavera (ponto 2). Além disso, as ovas características da espécie puderam ser observadas ao longo de todo o período amostral à exceção do ponto 1, onde o molusco não foi encontrado. A ausência do molusco no ponto 1 deve-se principalmente à sua preferência por habitats rasos, com pouca correnteza ou regiões alagadiças (GUIMARÃES, 1981).

No reservatório também foram capturados moluscos de importância médica e ecológica, como o gênero *Biomphalaria*, hospedeiro intermediário de *Schistosoma mansoni*, transmissor da esquistossomose (COIMBRA JR, 1981) e o gênero *Corbicula* (Corbiculidae), organismo invasor registrado apenas para o ponto 1 na estação de verão.

De acordo com Suriani; França; Rocha (2007) a presença do molusco originário do continente asiático acarreta forte degradação ambiental, uma vez que é competidora por recursos com as espécies nativas, podendo chegar rapidamente a uma grande população visto a estratégia-r da espécie. Ainda, o acúmulo das suas fezes e pseudofezes aumenta consideravelmente o teor de matéria orgânica do trecho, e ao morrerem sua decomposição ocasiona o aumento dos níveis de amônia

e diminuição de oxigênio dissolvido, provocando alterações prejudiciais às comunidades bentônicas (CHERRY et al., 2005; WERNER; ROTHHAUPT, 2007).

No Paraná, há registros do organismo no reservatório de Rosana (BAGATINI; BENEDITO-CECILIO; HIGUTI, 2007) rio Passaúna (OLIVEIRA; MEYER; ARMSTRONG, 2014) e na bacia do rio Verde, próximo às nascentes (MEYER et al., 2013).

A Figura 13 ilustra a distribuição dos Grupos de Alimentação Funcional (GAF) nos pontos e estações climáticas. Foram registrados cinco grupos funcionais no período de estudo: coletores, predadores, raspadores, filtradores e fragmentadores. No ponto 1 houve predomínio de coletores na estação de verão (53,95%) e outono (62,9%) e de predadores na primavera (68,53%) e inverno (52,78%). Para o ponto 2, a abundância de coletores foi maior nas estações de verão e outono (36,08% e 63,64% respectivamente) e de predadores na primavera e inverno (53,23% e 62,75% respectivamente). Coletores foram o grupo mais abundante para o ponto 3 nas estações de primavera (66,52%), verão (76,82%) e outono (84,14%). Predadores obtiveram destaque nesse ponto na estação de inverno (42,86%). No ponto 4, houve predomínio de predadores na primavera (58,33%), outono (38%) e inverno (67,31%), enquanto que para a estação de verão destacaram-se os raspadores (52,17%).

Além do ponto 4, raspadores foram registrados em abundância no ponto 2, totalizando 24,73% e 26,8% na primavera e verão e no ponto 3 na primavera (14,16%). Organismos filtradores destacaram-se no ponto 4 para as estações de verão (26,09%) e outono (20%). Na estação de inverno o grupo não foi observado. Fragmentadores ocorreram de maneira discreta, não ocorrendo na estação de verão. Sua maior abundância foi encontrada para o ponto 3 no inverno (12,09%).

As maiores abundâncias de coletores nos pontos do reservatório do rio Verde concordam com os registros de Callisto; Moreno; Barbosa (2001), Piedras et al. (2006), Oliveira; Nessimian (2010) e Barbola et al. (2011). Ainda, grandes quantidades de matéria orgânica no sedimento estão relacionadas aos grupos coletores e raspadores, os quais utilizam esse recurso alimentar (OLIVEIRA; NESSIMIAN, 2010). No presente estudo a presença da guilda raspadores está associada quase que exclusivamente às grandes abundâncias do molusco *Pomacea lineata* (Gastropoda, Ampulariidae).

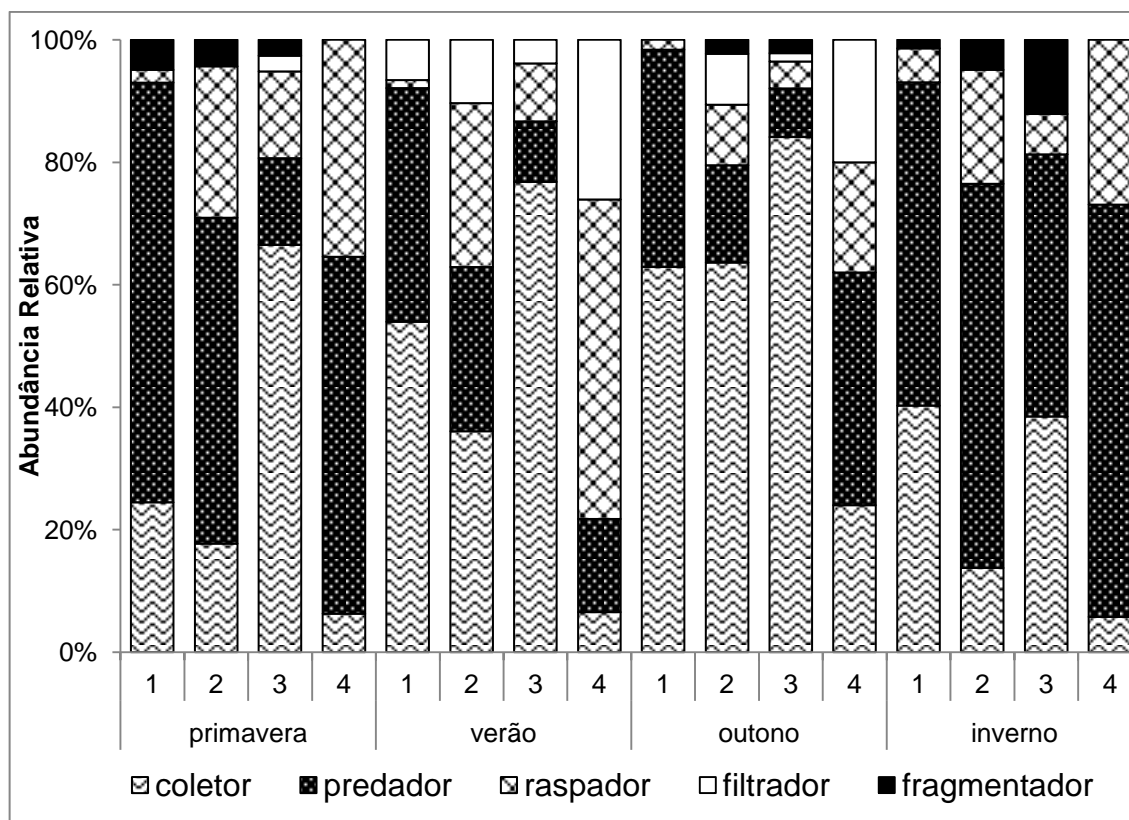


Figura 13 - Grupos de Alimentação Funcional (GAF) registrados nos 4 pontos amostrais nas estações climáticas primavera, verão, outono e inverno no reservatório do rio Verde.

Organismos fragmentadores são relacionados a regiões com matas ciliares bem preservadas, indicando boa qualidade ambiental (BARBOLA et al., 2011). Assim, as baixas abundâncias de organismos fragmentadores observados no reservatório do rio Verde sugerem baixo aporte de matéria orgânica alóctone no sistema (NISLOW; LOWE, 2006) ou aporte de baixa qualidade ou impalatável (pouco digerível), uma vez que estes organismos começam a se alimentar da matéria orgânica após esta sofrer transformações químicas e físicas, tornando-se disponível para o grupo (CUMMINS et al., 1989; TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1993). Silva et al. (2009) observaram baixas abundâncias dessa guilda trófica enquanto que no trabalho de Andrade; Santiago; Medeiros (2006) o grupo não foi registrado, apontando baixa oferta de recursos alimentares.

Organismos filtradores estão ligados a regiões de águas bem oxigenadas, não turvas e com correnteza, onde se alimentam de matéria orgânica particulada fina (FPOM) ou dissolvida (DOM) (VANNOTE et al., 1980; OLIVEIRA; NESSIMIAN, 2010). No reservatório do rio Verde, esses organismos foram encontrados em maior abundância nos pontos 3 e 4, os quais, por estarem localizados na região mediana e

jusante do reservatório recebem aportes de matéria orgânica já transformadas por processos físicos, químicos e biológicos à montante.

Predadores estiveram presentes em grandes abundâncias em todos os trechos analisados e estações. Como são menos restritivos, sua flutuação sazonal pode ser explicada por fatores ecológicos, como oferta de presas (VANNOTE et al., 1980).

A Figura 14 mostra os resultados calculados para o índice BMWP' e índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'). Para o índice BMWP', a pontuação obtida nos pontos variou entre 21 e 60 pontos, de poluída a duvidosa. Apenas os pontos 1 e 4 foram enquadrados na categoria 'poluída' em pelo menos uma estação climática enquanto que os pontos 2 e 3 obtiveram classificação 'duvidosa' para todas as estações. De acordo com o teste Kruskal-Wallis (ANOVA), não houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre as médias de BMWP' entre os pontos.

Os baixos valores calculados para o BMWP' no reservatório do rio Verde podem ser atribuídos ao aporte elevado de nutrientes e matéria orgânica provindos da montante do rio Verde e das atividades de agricultura e pecuária do entorno. Ainda, de acordo com Barbola et al. (2011) outros fatores podem afetar a ocorrência e abundância de organismos bioindicadores de boa qualidade ambiental, como o aporte de pesticidas e outros produtos químicos provindos das atividades agropecuárias. Cabe ressaltar que o BMWP' é um índice simples e por isso pode induzir a interpretações não aprofundadas, sendo, portanto, necessária a utilização de outros índices de qualidade que possam corroborar os resultados (PELLI, 2001; KÖNIG et al., 2008).

Para o índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), os valores observados variaram entre 1,5 (ponto 4, verão) a 2,93 (ponto 2, inverno). Em média, os maiores valores de diversidade foram calculados para o ponto 2 ($H' = 2,33$) e os menores valores para o ponto 4 ($H' = 1,92$). De acordo com o teste Kruskal-Wallis (ANOVA), não houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre as médias do índice de Shannon-Wiener entre os pontos.

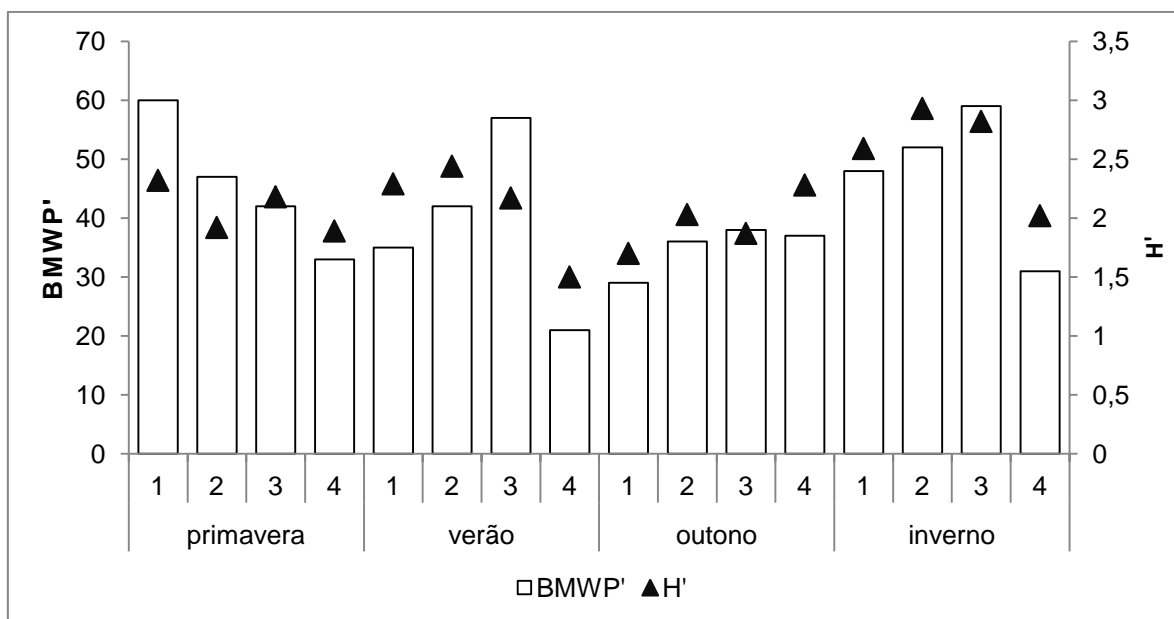


Figura 14 - Índice BMWP' e Diversidade de Shannon-Wiener (H') calculados para os pontos amostrais nas estações climáticas de primavera, verão, outono e inverno no reservatório do rio Verde.

De acordo com Wilhm; Dorris (1968), o índice H' pode ser utilizado como indicador ambiental, sendo que $H' < 1,0$ indica forte poluição, $H' = 1,0 - 3,0$ poluição moderada e $H' > 3,0$ água sem poluição. Nessa abordagem, os valores calculados para o reservatório do rio Verde sugerem ambientes com poluição moderada. Os resultados aqui obtidos foram maiores que os apontados por Barbola et al. (2011) para um reservatório no rio Pitangui (Paraná), onde H' variou entre 0,33 a 1,03 e aos descritos por Piedras et al. (2006) para a barragem Santa Bárbara (Rio Grande do Sul), onde H' variou entre 1,44 e 1,75. Os autores explicam os baixos valores de diversidade com a deterioração da água, o que impede a colonização e recrutamento de uma gama mais diversa de organismos.

Além disso, os baixos valores dos índices BMWP' e H' observados para o reservatório do rio Verde podem retratar a degradação ambiental ocasionada pelas atividades agropecuárias do entorno, como o uso de pesticidas e fertilizantes, desmatamento da vegetação ripária e conseqüentemente a erosão das margens e aporte de solos para o leito.

A partir dos resultados de regressão linear não paramétrica entre as variáveis abióticas e a composição de GAFs por ponto, pode-se definir alguns parâmetros significativos na distribuição das guildas. Turbidez foi significativa e positivamente relacionada para raspadores ($b = 0,91$, $p = 0,000$) e negativamente relacionada para predadores ($b = -0,66$, $p = 0,021$) e filtradores ($b = -0,69$, $p = 0,025$) enquanto que a

profundidade foi significativa e negativamente relacionada para coletores ($b=-0,86$, $p=0,000$). Já para sedimento, as variáveis significativas e negativamente relacionadas foram areia média, areia fina e silte/argila para raspadores, $b=-0,71$, $p=0,015$; $b=-0,91$, $p=0,000$; $b=-0,76$, $p=0,005$ respectivamente. A fração Silte/argila foi igualmente significativa e positivamente relacionada para fragmentadores ($b=0,60$, $p=0,048$).

Os resultados de regressão são patentes com a descrição trófica dos grupos amostrados no reservatório do rio Verde. A turbidez é constituída majoritariamente por partículas orgânicas e inorgânicas, plâncton e micro-organismos em suspensão (ESTEVES, 1998) Ao sedimentar, essas partículas são utilizadas como recurso alimentar para raspadores (OLIVEIRA; NESSIMIAN, 2010). Apesar de organismos filtradores também alimentarem-se das partículas em suspensão, a turbidez, parâmetro negativamente relacionado, pode representar um fator de estresse ao grupo, pois o excesso de partículas finas tende a entupir o aparato filtrador desses organismos, causando sua mortalidade (LEVINTON, 1995). O parâmetro foi igualmente negativamente relacionado para predadores. Altos valores de turbidez podem interferir na dinâmica de predação por limitar a visibilidade de possíveis presas.

A variável profundidade foi negativamente relacionada para coletores. Esse fato parece estar associado à região de coleta de organismos na região litoral/sublitoral do reservatório, mais rasa e a qual propicia maior acúmulo de matéria orgânica, recurso utilizado por essa guilda trófica (ESTEVES; CAMARGO, 1986). Já para as variáveis do sedimento, todas as frações de granulometria foram associadas negativamente a raspadores e a fração silte/argila a fragmentadores, fato que pode ser explicado pelos altos valores de matéria orgânica nos sedimentos encontrada nos pontos amostrais no período de estudo.

O ordenamento do Índice de Similaridade de Bray-Curtis considerando os grupos de alimentação funcional, através do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) (Figura 15) mostra a formação de um grande agrupamento, composto pelos pontos 1, 2 e 3 e outro, composto apenas pelo ponto 4, salientando a dissimilaridade na composição faunística deste último em relação ao demais.

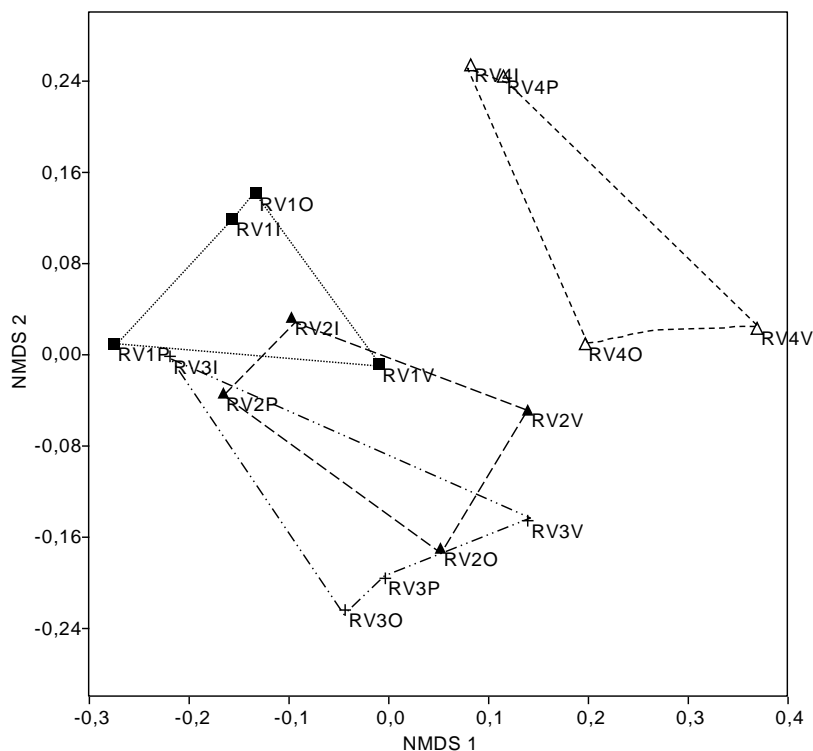


Figura 15 - Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis para a distribuição de GAFs nos pontos amostrais e estações climáticas. P - primavera; V - verão; O - outono; I - inverno. Stress 3D= 0,07.

A dissimilaridade faunística do ponto 4 quando comparado aos demais sugere que a sua localização e relativo isolamento devido à barragem dificulta a dispersão de uma gama mais variada de organismos pertencentes aos diversos grupos tróficos. Ainda, a baixa heterogeneidade ambiental do trecho limita a oferta de microhabitats e conseqüentemente impacta a diversidade de táxons de macroinvertebrados.

3.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando outros ecossistemas lênticos, entre lagos e represas, o reservatório do rio Verde apresenta uma taxocenose rica e diversificada.

Com relação à caracterização funcional da macrofauna, a reduzida abundância de organismos fragmentadores apontam para o aporte de matéria orgânica alóctone de forma insatisfatória ou de baixa qualidade. Os fatores abióticos significativos para a composição das GAFs foram turbidez, profundidade e as

frações granulométricas, indicando que o fator principal para a distribuição desses organismos é a oferta alimentar.

Ainda, a presença do molusco invasor *Corbicula* é um fator preocupante visto os inúmeros impactos ambientais causados pelo organismo sobre a fauna nativa.

Os baixos valores de BMWP' concordam com os valores de H' observados, indicando deterioração ambiental. As atividades agropecuárias do entorno do reservatório podem ser responsáveis por alguns impactos sobre a macrofauna. Entretanto, fertilizantes e pesticidas não foram mensurados nessa pesquisa, sugerindo assim novas abordagens que contemplem esses compostos a fim de esclarecer quais fatores acarretam na diminuição da biodiversidade desse ecossistema.

3.5 REFERÊNCIAS

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**. v.35, p. 257–284, 2004.

ALLAN, J.D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology, structure and function of running waters**. Chatman & Hall: Nova York, 2007.

AMARAL, L. P.; FERREIRA, R. A.; LISBOA, G. S.; LONGHI, S. J.; WATZLAWICK, L. F. Variabilidade espacial do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener em Floresta Ombrófila Mista. **Scientia Forestalis**, v. 41, n. 97, p: 83-93, 2013.

ANDRADE, H. T. A.; SANTIAGO, A. S.; MEDEIROS, J. F. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos com enfoque em insetos aquáticos do rio Piranhas-Assu, Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. **EntomoBrasilis**, v. 1, n. 3, p. 51-56, 2008.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C.; GUTSEIT, K. C.; XAVIER, C. F. Caracterização geral da bacia. In: CUNHA, C., L. N.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; ANDREOLI, C. V. (Orgs) **Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR**. Curitiba: Editora: UFPR, p. 39-58, 2011.

BAGATINI, Y. M.; BENEDITO-CECILIO, E.; HIGUTI, J. Caloric Variability of *Corbicula fluminea* (Mollusca, Bivalvia) in Rosana Reservoir, Brazil. **Brazilian Archives of Biology And Technology**, v. 50, n.1, p. 85-90, 2007.

BARBOLA, I. F.; MORAES, M. F. P. G.; ANAZAWA, T. M.; NASCIMENTO, E. A.; SEPKA, E. R.; POLEGATTO, C. M.; MILLÉO, J.; SCHÜHLI, G. S. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n. 1-2, p. 15-23, 2011.

BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: Rima; 2004.

BIEGER, L.; CARVALHO, A. B. P.; STRIEDER, M. N.; MALTCHIK, L.; STENERT, C. Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question. **Brazilian Journal of. Biology**, São Carlos, v. 70, n. 4, p. 1207-1215, 2010.

BISPO, P. C. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. E. (Ed.). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998. cap. 13. (Series Oecologia Brasiliensis, 5). 2006.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente – **Resolução nº 344, de 25 de Março de 2004**. Diário Oficial da União, Brasília, 2004.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. **Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: Rima; 2003.

BRINKHURST, R.O. **A guide for the identification of the British aquatic oligochaeta**. Freshwater biological association. n 22. 1971, 55 p.

BUSCH, W. D. N.; LARY, S. J. Assessment of habitat impairments impacting the aquatic of Lake Ontario. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 53, n. 1, p. 113-120, 1996.

BYERS, S. C.; MILLS, E. L.; STEWART, P. L. A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. **Hydrobiologia**, v. 58, p. 43–47, 1978.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artmed. 250 p, 2003.

CALLISTO, M; MORENO, P.; BARBOSA, F. A. R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 259-266, 2001.

CHERRY, D. S.; SCHELLER, J. L.; COOPER, N. L.; BIDWELL, J. R. Potential effects of Asian clam (*Corbicula fluminea*) die-offs on native freshwater mussels (Unionidae) I: water column ammonia levels and ammonia toxicity. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 24, n. 2, p. 369–380, 2005.

COIMBRA JR, C. E. A.. Suscetibilidade à infecção pelo *Schistosoma mansoni*, de *Biomphalaria glabrata* e *Biomphalaria tenagophila* do Distrito Federal, Brasil. **Rev. Saúde Pública**, v. 15, n. 5, p. 485-489, 1981.

COPATTI, C. E.; SCHIRMER, F. G.; MACHADO, J. V. V. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no Sul do Brasil. **Perspectiva**, v. 34, n. 125, p. 79-91, 2010.

CORREIA, L. C. S.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae (Diptera) em substratos artificiais num pequeno reservatório: Represa do Monjolinho, São Carlos, São Paulo, Brasil. **Entomol. Vect.**, v. 12, n. 2, p. 265-274, 2005.

COSTA, F. L. M.; OLIVEIRA, A.; CALLISTO, M. Inventário da diversidade de macroinvertebrados bentônicos no reservatório da estação ambiental de Peti, MG, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**. v. 1, n. 1, p. 17-23, 2006.

COSTA, J. M.; SOUZA, L. O. I.; OLDRINI, B. B. Chave para Identificação das Famílias e Gêneros das larvas de Odonata do Brasil: Comentários e Registros Bibliográficos (Insecta: Odonata). **Publicações Avulsas do Museu Nacional**, 99: 3-42, 2004.

CUMMINS, K. W.; WILZBACH, M. A.; GATES, D. M.; TALIFERRO, W. B. Shredders and riparian vegetation. Leaf litter that falls into streams influences communities of stream invertebrates. **Bioscience**, v. 39, n. 1, p. 24-30, 1989.

CUNHA, C., L. N.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; ANDREOLI, C. V. (Orgs) **Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR**. Curitiba: Editora: UFPR, 516 p., 2011.

DORNFELD, C. B.; ALVES, R. G.; LEITE, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Oligochaeta in eutrophic reservoir: the case of Salto Grande reservoir and their main affluent (Americana, São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, v. 18, n. 2, p.189-197, 2006.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 602 p. 1998.

ESTEVEES, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 1, p. 273-298, 1986.

GUIMARÃES, C. T. Algumas observações de campo sobre biologia e ecologia de *Pomacea haustum* (Reeve, 1856) (Mollusca, Piliidae). **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 76, n. 4, p. 343 - 351, 1981.

HEINO, J. Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. **Freshwater Reviews**, v. 2, p. 1–29, 2009.

HENRY, R. **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu, FAPESP FUNDIBIO, 799 p. 1999.

HORNE, A. J.; GOLDMAN, C. R. **Limnology**. 2 ed. New York: McGraw Hill Inc.;1994.

IAP - Instituto Ambiental do Paraná. **Avaliação da Qualidade da Água Através dos Macroinvertebrados Bentônicos - Índice BMWP**. 2003 set [capturado 2014 jun] Disponível em:
<http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, p. 40-158, 1993.

KÖNIG, R.; SUZIN, C. R. H.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. **Panamjas**, v. 3, n. 1, p. 84-93, 2008.

LEVINTON, J. S. **Marine Biology: function, biodiversity, ecology**. Oxford: Oxford University Press, 420p, 1955.

LOPRETTO, E.C.; TELL, G. **Ecosistemas de aguas continentales: metodologías para su estudio**. vol. 1, 2 e 3. Ediciones Sur: La Plata, 1995.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3 ed. Iowa: Kendall/Hunt, 862p., 1996.

MEYER, A. A. N.; BIERNASKI, D.; OLIVEIRA, E.; ANACLETO, R.; TAVERA, M. L.; KITAMURA, R. S. A. Bivalves límnicos nativos e invasores da APA do rio Verde, Campo Magro, Paraná, Brasil. **XXIII Encontro Brasileiro de Malacologia e I Simpósio Latino-Americano de Jovens Taxonomistas**. 22 a 26 de outubro de 2013, UERJ.

MOLOZZI, J.; FRANÇA, J. S.; ARAUJO, T. L. A.; VIANA, T. H. V.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. Diversidade de habitats físicos e sua relação com macroinvertebrados bentônicos em reservatórios urbanos em Minas Gerais. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n. 3, p. 191-199, 2011.

MORENO, P.; CALLISTO, M. Bioindicadores da Qualidade de Água ao longo da Bacia do Rio das Velhas (MG). In: **Bioindicadores de Qualidade de Água**. Belo Horizonte, p. 95-116, 2005.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Technical Books Editora, Rio de Janeiro. 176 p., 2010.

NISLOW, K. H.; LOWE, W. H. Influences of logging history and riparian forest characteristics on macroinvertebrates and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in headwater streams (New Hampshire, U.S.A.). **Freshwater Biology**, v. 51, p. 388-397, 2006.

ODUM, E. **Ecologia**. 1ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan; 1988.

OLIVEIRA, E.; MEYER, A. A. N.; ARMSTRONG, R. M. Ocorrência e densidade populacional do molusco invasor *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Corbiculidae), no rio Passaúna, Paraná, Brasil. **Estud Biol.**, v. 36, n. 86, p. 103-114, 2014.

OLIVEIRA, A. L. H.; NESSIMIAN, J. L. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, p. 424-441, 2010.

PAMPLIN, P. A. Z.; ROCHA, O.; MARCHESE, M. Riqueza de espécies de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) em duas represas do rio Tietê (São Paulo). **Biota Neotropica.**, v. 5, n. 1, p.63-70, 2005.

PANIS, L. T.; GODDEERIS, B.; VERHEYEN, R. On the relationship between vertical microdistribution and adaptations to oxygen stress in littoral Chironomidae (Diptera). **Hydrobiologia**, v. 318, p. 61-67, 1996.

PELLI, A. **Proposta de índice de avaliação da qualidade de água em ambientes lóticos: estudo de aplicação no córrego Gameleira (Uberaba, MG)**. 2001. 116 f. Tese (Doutorado em Aquicultura). Universidade Estadual Paulista (UNESP), Jaboticabal, 2001.

PEREIRA, D. L. V.; MELO, A. L.; HAMADA, N. Chaves de identificação para famílias e gêneros de gerromorpha e nepomorpha (Insecta: Heteroptera) na Amazônia central. **Neotrop. Entomol.**, v. 36, n. 2, 2007.

PÉREZ, G. R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Fondo Fen Colombia/ Colciencias, Bogotá, Colômbia, 217 p., 1988.

PES, A. M. O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L. Chaves de Identificação para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 2, p. 181-204, 2005.

PIEDRAS, S. R. N.; BAGER, A.; MORAES, P. R. R.; ISOLDI, L. A.; FERREIRA, O. G. L.; HEEMANN, C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural**, v.36, n.2, p.494-500, 2006.

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. **Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade de água da bacia do médio São Francisco**. Série Comunicado Técnico da Embrapa Meio Ambiente, 3, p. 1-4, 2000.

QUEIROZ, J. F.; SILVA, M. S. G. M.; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Ecosistemas aquáticos e seu manejo. Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de águas**. Embrapa, 2008.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas Doces do Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação**. São Paulo: Escrituras, 717 p. 1999.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993.

SANG, Q. Some ecological aspects of aquatic oligochaetes in the Lower Pearl River (People's Republic of China). In: Brinkhurst, O.R. & Diaz, R.J. (eds.) **Developments in hydrobiologia - aquatic oligochaeta**. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht. p.199-208, 1987.

SEMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – 2003. **Avaliação da Qualidade da Água Através dos Macroinvertebrados Bentônicos - Índice BMWP**. [capturado 2013 set] Disponível em: <<http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>>

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**, v. 31, n. 1, p. 73-78, 2009.

SOUZA, L. O. I.; COSTA, J. M.; OLDRINI, B. B. Odonata. In: FROEHLICH, C. G. (Org.). **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. 2007. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online>. Acesso em: 15 abr. 2013.

SURIANI, A. L.; FRANÇA, R. S.; ROCHA, O. A malacofauna bentônica das represas do médio Tietê (São Paulo, Brasil) e uma avaliação ecológica das espécies exóticas invasoras, *Melanoides tuberculata* (Müller) e *Corbicula fluminea* (Müller). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 1, p. 21-32, 2007.

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

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos associados à *Pontederia lanceolata* Nuttall. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 53, p. 103-111, 1993.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

USINGER, R. L. **Aquatic Insects of California, with Keys to North American Genera and California Species**. University of California Press. Berkeley, 508 p., 1956.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130–137, 1980.

WERNER, S.; ROTHHAUPT, K. O. Effects of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* on settling juveniles and other benthic taxa. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 26, p. 673-680, 2007.

WILHM, J.; DORRIS, T. Biological parameters for water quality criteria. **Biological Science**, n.18, p.477- 481, 1968.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De maneira geral, o reservatório do rio Verde não apresentou sinais graves de degradação ambiental durante o período de estudo. Vê-se em todos os trechos analisados a presença de mata ciliar e ausência de aportes de fontes pontuais de poluição. As atividades no entorno do reservatório centram-se majoritariamente na agropecuária, sobretudo o cultivo de hortaliças e criação de animais, o que pode representar um fator de aporte de fertilizantes e defensivos agrícolas de maneira difusa.

De acordo com os parâmetros contemplados pelas resoluções CONAMA 357/05 para águas de classe II e CONAMA 344/04 para sedimentos, os valores encontrados nessas matrizes no reservatório do rio Verde mostraram-se compatíveis com o estabelecido, sugerindo boa qualidade ambiental e ausência de efeitos negativos sobre a biota.

Com relação à macrofauna do reservatório do rio Verde, esta mostrou-se rica e diversificada no período de estudo. Entretanto, alguns pontos observados durante o período de estudo merecem destaque.

A presença do molusco invasor *Corbicula* é um fator preocupante visto os inúmeros impactos ambientais causados pelo organismo sobre a fauna nativa. Apesar de ser observado apenas à montante do reservatório e em baixa densidade, sua ocorrência sugere medidas de manejo a fim de preservar a fauna nativa e qualidade ambiental do reservatório.

Para os índices de qualidade baseados na composição da macrofauna, os baixos valores de BMWP' concordam com os valores de H' observados, indicando deterioração ambiental. A caracterização funcional da macrofauna mostrou baixa abundância de grupos relacionados à ciclagem de matéria orgânica, o que pode indicar aporte de recurso alimentar não palatável e de baixa qualidade, causando distúrbios na cadeia trófica.

Os fatores ambientais significativos para a distribuição da macrofauna bentônica e dos grupos de alimentação funcional foram condutividade, saturação de oxigênio dissolvido e oxigênio dissolvido, turbidez, profundidade, fósforo e nitrogênio total em sedimentos, umidade e as frações granulométricas. Os achados aqui descritos concordam com os descritos em estudos similares. Entretanto, visto que

cada ecossistema apresenta suas particularidades, são necessárias novas abordagens a fim de obter dados que contribuam com o conhecimento desse corpo hídrico.

Portanto, a avaliação da macrofauna mostrou-se uma ferramenta importante na interpretação do ambiente de forma holística. A discrepância na avaliação de qualidade do reservatório no tocante aos parâmetros físicos e químicos e da macrofauna sugere que a avaliação de qualidade ambiental baseado somente nos parâmetros abióticos representa apenas a qualidade ambiental momentânea, uma vez que com o decorrer do tempo ocorre a autodepuração do corpo hídrico. Já a utilização da comunidade de macroinvertebrados fornece informação temporal acerca de impactos ambientais, pois o tempo de recuperação pós perturbação pode ser consideravelmente maior. Nesse contexto, o presente estudo ressalta a importância da inclusão da biota em programas de monitoramento de qualidade ambiental.

Os resultados apontam para a necessidade de novas abordagens que busquem esclarecer os pontos conflitantes (parâmetros físicos e químicos versus biota) de modo a monitorar plenamente o ecossistema em estudo.