

CARLA CRISTINA BEM

**MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS - ESTRATÉGIA DE
MONITORAMENTO PARA A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS**

CURITIBA
2015

CARLA CRISTINA BEM

**MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS - ESTRATÉGIA DE
MONITORAMENTO PARA A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS**

Tese submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção de grau de Doutor.

Orientador: Dr. Júlio César Rodrigues de Azevedo

Co-orientadora: Dra. Janet Higuti

CURITIBA
2015

B455m

Bem, Carla Cristina

Macroinvertebrados bentônicos - estratégia de Monitoramento para a gestão de recursos hídricos/ Carla Cristina Bem. – Curitiba, 2015.

XX, 155 f. : il. color. ; 30 cm.

Tese - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2015.

Orientador: Júlio César Rodrigues de Azevedo.

Co-orientador: Janet Higuti.

Bibliografia: p. 131-138.

1. Água - Controle de qualidade. 2. Monitoramento biológico.
3. Indicadores (Biologia). 4. Iguaçu, Rio, Bacia (PR). I. Universidade Federal do Paraná. II. Azevedo, Júlio César Rodrigues de. III. Higuti, Janet. IV. Título.

CDD: 551.48



TERMO DE APROVAÇÃO
CARLA CRISTINA BEM

“Macroinvertebrados Bentônicos – Estratégia de Monitoramento Para a Gestão de Recursos Hídricos”

Tese aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

PRESIDENTE:

Júlio César Rodrigues Azevedo
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Orientador

MEMBROS:

Janet Higuti
Universidade Estadual de Maringá
Co – Orientadora

Cristóvão V. Scapulatempo Fernandes
Universidade Federal do Paraná

Maria Cristina Borba Braga
Universidade Federal do Paraná

Thomaz Aurélio Pagjoro
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Gilmar Silvério da Silva
Instituto Federal do Maranhão

”A sabedoria não se transmite, é preciso que nós a descubramos fazendo uma caminhada que ninguém pode fazer em nosso lugar e que ninguém nos pode evitar, porque a sabedoria é uma maneira de ver as coisas.”

Marcel Proust

Para meus pais, João Carlos e Marlise

Para Júlio César e Cristóvão Fernandes

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus, a vida é um enorme mistério. Obrigada por me permitir compartilhar dele, e também por encontrar meu rumo. É muito bom caminhar essa trilha. Às vezes em ritmo acelerado numa descida. Em outros trechos o caminho não é fácil, subidas com muitas pedras, mas nem por isso deixa de ser prazeroso. Ao olhar para trás, sinto que tudo valeu a pena.

Esta caminhada só foi possível, pela ajuda de muitas pessoas. Uma jornada que se iniciou na graduação. Tenho um carinho especial a muitos Professores, a quem chamo de mestres, a paixão que demonstravam em suas aulas, atividades de pesquisa foram muito inspiradoras. Em especial prof. Anami, Laércio, Marlene, Sacha e Gilmar.

Aos amigos muito queridos Aninha, Helô, Vanessa, Bruna, Pati, Dani, Samways, Júlio, Marcelo, Einara, Michael, Artur e Alê, com vocês compartilhei muitos anos de trabalho e diversão.

A família do Nupélia: Bárbara, Giseli, Dani, Flávio e Rômulo, por me derem uma força sempre que precisei na identificação dos bentos. Mari, você é uma pessoa muito especial, abriu as portas de sua casa sempre que fui a Maringá. Não esqueço do apê das Nordestinas: Biá, Thaís e Nati, valeu meninas!

Não poderia deixar de mencionar você Janet, apesar da distância, esse trabalho não seria possível sem sua colaboração e críticas. Nossas conversas sempre foram muito produtivas.

Um agradecimento especial a todos do Leaqua, Alessandra, Rodrigo, Luana, Clarisse, Fabiano, Naiara, Alexandre, Luma, Xina e Maurícius. Nós passamos muitas horas de laboratório e de campo juntos. As coletas apesar de cansativas, muitas vezes com análises terminadas na madrugada, foram também divertidas. Agradeço também à Luciane e ao Sérgio, sempre ajudando a resolver os problemas no Labeam, principalmente quanto o TOC estava temperamental.

Ao time do PPGERHA, professores, administrativo e a tia Carminha. Não me arrisco a citar nomes e esquecer alguém. Todos foram muito importantes nestes anos de convivência.

Agradeço à CAPES, CNPq e Fundação Araucária pelo apoio financeiro.

Ao Professor Júlio César. Você é um exemplo para mim, sempre motivado, abraçando ideias, correndo atrás de estrutura, dinheiro para financiar tantos sonhos, tudo com ética e integridade. Obrigado por abraçar a mim também.

Ao Professor Cristóvão, sempre me cobrando muito... essa tese, começou em uma coleta no rio Iguaçu e graças aos questionamentos daquele dia, chegamos até aqui. É um exemplo para mim, sua paixão e dedicação pela pesquisa são contagiantes. É muito bom encontrar pessoas tão humanas, assim como você, que sempre dá oportunidades e acredita no potencial dos alunos.

À Professora Maria Cristina, obrigada pelas correções da tese e conversas nestes oito anos. Professor Thomaz obrigado também por sua colaboração.

À minha família, sem seu apoio com certeza não estaria aqui. Aos meus pais João Carlos e Marlise, obrigado por me ajudarem a trilhar esse caminho. Aos meus irmãos Angela e Eduardo, obrigada pelas conversas, piadas e brigas, é sempre bom ter vocês ao meu lado.

RESUMO

A gestão da água deve ser realizada de forma sistemática, isto é, associando qualidade e quantidade. Para avaliação destes dois aspectos é necessário que seja realizado o monitoramento. Em geral programas de monitoramento consideram parâmetros físicos, químicos e vazão. Esta abordagem tradicional fornece informações do instante da coleta, “uma fotografia”, da qualidade naquele exato momento. Contudo, pouco se sabe sobre variações temporais que ocorrem em ambientes aquáticos entre os períodos de amostragem. A obtenção destes dados temporais pode ser realizada por meio do uso de sensores automáticos. No entanto, a instrumentação de bacias hidrográficas é custosa e há uma limitação de parâmetros que podem ser obtidos por sua aplicação. Uma alternativa que pode ser empregada para avaliação da qualidade da água, inclusive temporal, é o biomonitoramento.

O biomonitoramento consiste em inferir características qualitativas de corpos aquáticos a partir da avaliação da fauna e flora. Portanto, diversos organismos podem ser empregados e esta escolha se dá em função do objetivo do monitoramento. Para a avaliação da qualidade da água, um dos grupos mais indicados são os organismos bentônicos, por apresentarem características interessantes como baixa mobilidade ou sedentarismo e longo ciclo de vida. Podendo constituir uma ferramenta interessante para os gestores de recursos hídricos. Desta forma, a hipótese desta tese é que as alterações sobre a qualidade da água modificam a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e estes organismos podem indicar o nível de degradação e as variações temporais que ocorrem em corpos aquáticos.

A abordagem metodológica teve como atividades o monitoramento físico e químico de parâmetros de qualidade da água e do sedimento, além da coleta de macroinvertebrados bentônicos. A Bacia do rio Iguaçu foi adotada como estudo de caso, foram amostrados dezesseis pontos no ambiente lótico, além de quatro reservatórios. A Bacia do rio Iguaçu apresenta diferentes fontes e magnitudes de impactos. No trecho pertencente a RMC, na Bacia do Alto Iguaçu, o rio encontra-se altamente degradado principalmente pelo aporte de matéria orgânica, enquanto nas sub-bacias do Médio e

Baixo Iguaçu, o impacto difuso predomina.

Os resultados dos parâmetros monitorados indicaram o elevado comprometimento na qualidade da água entre os pontos IG-1 a IG-8, sendo que após o IG-9 o rio apresenta qualidade da água compatível com a Classe 2. A avaliação dos nutrientes no sedimento, indicou duas características distintas, em relação a concentração de nitrogênio total. Houve maior variação nos pontos localizados na RMC, indicando que as fontes pontuais colaboraram para o aumento da concentração destes nutrientes. Enquanto os resultados da concentração de fósforo total, apresentaram dispersão ao longo da bacia, provavelmente originado por fontes difusas.

O resultado obtido pela fauna bentônica foi sensível a degradação da qualidade da água. Entre as estações IG-1 a IG-7 foram registrados táxons resistentes e tolerantes, enquanto entre as estações IG-8 e IG-9 foram identificados táxons sensíveis. A contaminação orgânica originada pelo efluente de uma estação de tratamento de esgoto e pela introdução de esgoto *in natura*, também foi corroborada pelos macroinvertebrados bentônicos. Nos reservatórios amostrados (Foz do Areia, Salto Segredo, Salto Santiago e Salto Caxias) foi observado um baixo número de táxons. Em Salto Segredo, os organismos foram relacionados com sedimento rico em matéria orgânica e ambiente eutrofizado. Enquanto em Salto Caxias, os resultados obtidos pela fauna bentônica indicaram condições oligotróficas e boa qualidade da água.

A inferência da qualidade da água a partir do biomonitoramento dos macroinvertebrados bentônicos apresentou resultado satisfatório e coerente com o observado pelos parâmetros físico e químicos. Além disso, a avaliação dos táxons permitiu identificar a variação temporal que ocorreu entre as coletas. Os resultados mais interessantes obtidos para realizar a inferência qualitativa foi a descrição da relação dos táxons identificados com os resultados de qualidade da água, como atributo a densidade de organismos, e a métrica riqueza para avaliação da estrutura da comunidade bentônica.

Palavras-chave: Qualidade da água, rios, reservatórios, Chironomidae, Oligochaeta

ABSTRACT

Water management should be performed systematically, that is, considering quality and quantity. To evaluate quality and to quantify it, the monitoring of water quality must be realized. In general, monitoring programs consider chemical and physical parameters and flow. This traditional approach provides instant information such as "a photographic" of water quality. However, there is little information known about temporal variations in aquatic environments considering the sampling period. Achieving these temporal data can be accomplished by using automatic sensors, but the instrumentation is expensive and there is a limitation parameter that may be obtained by their use. An alternative which can be employed to assess temporal water quality, is biomonitoring.

Biomonitoring is applied to infer qualitative characteristics from bodies of water through the assessment of aquatic fauna. Many organisms can be used; benthic macroinvertebrates have been applied successfully to evaluate water quality, because they have important features like low mobility and long life cycles, among others. These two main features are important for evaluating temporal variation in water quality and this information can be an interesting tool for water managers. Thus, the hypothesis of this thesis is that changes in water quality change the composition of the benthic macroinvertebrate community and these organisms can indicate the degradation level and temporal variations in water bodies.

The methodological approach included the water quality physical, chemical monitoring parameters, sediments, and collection of benthic macroinvertebrates. The Iguaçú River Basin was adopted as a case study, where there were sixteen stations sampled in lotic water bodies and four reservoirs in lentic. The Iguaçú River Basin presents different land uses. In the MAC, the Upper Iguaçú basin is highly degraded mainly by organic matter input, while the sub-basins of the Middle and Lower Iguaçú, non-point source predominates. The results of the monitored parameters indicated the water quality has impaired between the IG-1 and IG-8 stations, after the IG-9 the river's water quality was compatible with Class 2. Sediment nutrients data, presented two distinct characteristics. Sediment total nitrogen concentration presented more variance in the stations in the

MAC, while the results of the total phosphorus concentration showed lower discrepancy along the Iguaçu River.

The result achieved by the benthic fauna was sensitive to degradation of water quality. Among the IG-1 and IG-7 stations, resistant and tolerant taxa were recorded, while among the IG-8 and IG-9 stations, sensitive taxa were identified. The Benthic fauna indicated the organic contamination by effluent from a sewage treatment plant and the introduction of raw sewage. At reservoirs a low number of taxa were recorded. In Salto Segredo benthic macroinvertebrates related to rich organic material sediments and eutrophic environments were identified. Whereas, in Salto Caxias, the results obtained by benthic fauna indicated oligotrophic conditions and good water quality.

The inference of water quality from the biomonitoring has shown satisfactory and consistent results, corroborating with the water quality data. Beyond the photography, the assessment of taxa showed the temporal variation between samplings. The results support the hypothesis presented in this thesis, the benthic macroinvertebrates allowed for inferences about the temporal water quality variation.

Key-words: Water quality, rivers, reservoirs, Chironomidae, Oligochaeta

Lista de Figuras

1.1	Estrutura da tese	7
2.1	Métodos para avaliação da qualidade da água	11
2.2	Principais organismos utilizados como bioindicadores de qualidade de água	22
2.3	Larvas de Chironomidae: <i>Chironomus</i> (a), <i>Stempellina</i> (b)	25
2.4	Exemplos de Oligochaetas: Tubificinae (a), <i>Pristina</i> sp. (b)	29
3.1	Localização espacial dos pontos amostrados na bacia do rio Iguaçu	34
3.2	Localização espacial dos pontos amostrados no reservatório de Foz de Areia	35
3.3	Localização espacial dos pontos amostrados no reservatório de Salto Segredo	36
3.4	Localização espacial dos pontos amostrados no reservatório de Salto Santiago	37
3.5	Localização espacial dos pontos amostrados no reservatório de Salto Caxias	38
3.6	Fotos dos pontos de coleta no rio Iguaçu (IG1 a IG8)	39
3.7	Fotos dos pontos de coleta no rio Iguaçu (IG9 a IG16)	40
4.1	Esquema do tratamento dos dados para aplicação das análises estatísticas dos pontos amostrados no rio Iguaçu	51
4.2	Esquema do tratamento dos dados para aplicação das análises estatísticas dos pontos amostrados nos reservatórios	51

5.1	Valores de pH nos pontos monitorados ao longo do rio Iguaçu	54
5.2	Concentrações de oxigênio dissolvido nos pontos monitorados ao longo do rio Iguaçu	55
5.3	Valores de condutividade nos pontos monitorados ao longo do rio Iguaçu	56
5.4	Concentração de sólidos totais dissolvidos nos pontos monitorados ao longo do rio Iguaçu	57
5.5	Turbidez nos pontos monitorados ao longo do rio Iguaçu	58
5.6	Concentrações de carbono orgânico dissolvido nos pontos monitorados ao longo do rio Iguaçu	59
5.7	Concentrações das formas de fósforo nos pontos amostrados ao longo do rio Iguaçu, (a) Fósforo reativo dissolvido e (b) Fósforo total	60
5.8	Concentrações das formas de nitrogênio nos pontos amostrados ao longo do rio Iguaçu, (a) Nitrogênio Amoniacal, (b) Nitrito, (c) Nitrato, (d) Nitrogênio Orgânico e (e) Nitrogênio Total	61
5.9	Valores de vazão observados nos pontos monitorados ao longo do rio Iguaçu	63
5.10	Valores de pH nos reservatórios amostrados	66
5.11	Concentrações de oxigênio dissolvido nos reservatórios amostrados	67
5.12	Valores de condutividade nos reservatórios amostrados	68
5.13	Concentrações de sólidos totais dissolvidos nos reservatórios amostrados	69
5.14	Turbidez nos reservatórios amostrados	70
5.15	Concentrações de carbono orgânico dissolvido nos reservatórios amostrados	71
5.16	Concentrações das formas de nitrogênio nos reservatórios amostrados no rio Iguaçu, (a) Nitrogênio Amoniacal, (b) Nitrito, (c) Nitrato, (d) Nitrogênio Orgânico e (e) Ni- trogênio Total	72
5.17	Concentrações das formas de fósforo nos reservatórios amostrados no rio Iguaçu, (a) Fósforo reativo dissolvido e (b) Fósforo total	73
5.18	Concentrações de clorofila-a nos reservatórios amostrados	74

6.1	Concentração de nitrogênio total no sedimentos nos pontos monitorados no rio Iguaçu	78
6.2	Concentração de nitrogênio total no sedimentos nos pontos monitorados no rio Iguaçu	79
6.3	Concentração de metais biodisponíveis nos pontos monitorados no rio Iguaçu, (a) Cádmiu, (b) Cobalto, (c) Cromo, (d) Cobre	82
6.4	Concentração de metais biodisponíveis nos pontos monitorados no rio Iguaçu, (a) Ferro, (b) Níquel, (c) Chumbo e (d) Zinco	83
7.1	Número absoluto de macroinvertebrados bentônicos amostrados no rio Iguaçu e reservatórios	87
7.2	Relação O/O+C ao longo dos pontos amostrados no Rio Iguaçu	101
7.3	Valores de diversidade de Shannon-Weaver nos pontos monitorados	101
7.4	Equitabilidade observada nos pontos monitorados	102
7.5	Riqueza de táxons observada nos pontos monitorados	102
8.1	Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água baseada nos dois primeiros eixos	104
8.2	Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água no rio Iguaçu, Bacia do Alto Iguaçu, baseada nos dois primeiros eixos	105
8.3	Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água e sedimento no rio Iguaçu, baseada nos dois primeiros eixos	107
8.4	Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água e sedimento no rio Iguaçu, Bacia do Alto Iguaçu, baseada nos dois primeiros eixos	108
8.5	Resultado da Análise de Componentes Principais das características do sedimento no rio Iguaçu, baseada nos dois primeiros eixos	109
8.6	Resultado da Análise de Componentes Principais das características do sedimento no rio Iguaçu, Bacia do Alto Iguaçu, baseada nos dois primeiros eixos	110

8.7	Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água no reservatório de Foz do Areia, baseada nos dois primeiros eixos	111
8.8	Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água no reservatório de Salto Segredo, baseada nos dois primeiros eixos	112
8.9	Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água no reservatório de Salto Santiago, baseada nos dois primeiros eixos	113
8.10	Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água no reservatório de Salto Caxias, baseada nos dois primeiros eixos	114
8.11	Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água nos reservatórios de Foz do Areia, Salto Segredo, Salto Santiago e Salto Caxias, baseada nos dois primeiros eixos	115
8.12	Resultado da Análise de Componentes Principais das características do sedimento nos reservatórios, baseada nos dois primeiros eixos	116
8.13	Distribuição dos scores da Análise de Correlação Canônica (CCA) derivada da composição e abundância dos macroinvertebrados bentônicos e das variáveis ambientais de qualidade da água dos pontos monitorados na Bacia do rio Iguaçu (a) e dos pontos localizados na Bacia do Alto Iguaçu (b)	117
8.14	Dendograma dos pontos amostrados no rio Iguaçu	118
10.1	Etapas da aplicação do biomonitoramento no contexto da gestão de recursos hídricos	127

Lista de Tabelas

2.1 Aspectos considerados nas pesquisas sobre macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliação da qualidade da água	18
3.1 Características dos reservatórios estudados	33
3.2 Localização geográfica dos pontos amostrados no rio Iguaçu	41
3.3 Pesquisas desenvolvidas na Bacia do rio Iguaçu	44
4.1 Precisão dos dados obtidos pela sonda multiparamétrica e turbidímetro	47
4.2 Estações fluviométricas utilizadas no monitoramento da vazão do rio Iguaçu	49
5.1 Compostos emergentes identificados no rio Iguaçu	64
5.2 Concentração de nutrientes em relação ao estado trófico de lagos	70
6.1 Valores guia de qualidade do sedimento adotados na resolução CONAMA 454/12	75
6.2 Composição granulométrica nos pontos monitorados no Rio Iguaçu (média , desvio padrão)	77
6.3 Concentração de nitrogênio e fósforo total nos reservatórios ($\mu\text{g/g}$)	80
6.4 Limites de detecção dos metais analisados	81
6.5 Concentração média ($\mu\text{g/g}$) e desvio padrão dos metais traço analisados nos reservatórios	84

6.6	Concentração média e desvio padrão de metais traço - dados comparativos	85
7.1	Frequência dos táxons observados no rio Iguaçu	88
7.2	Densidade de organismos (ind/m ²) encontrados nos reservatórios amostrados no Rio Iguaçu	90
7.3	Densidade (ind/m ²) de gêneros de Chironomidae ao longo do rio Iguaçu	92
7.4	Densidade (ind/m ²) de gêneros de Chironomidae nos reservatórios de Salto Segredo e Salto Caxias	94
7.5	Densidade (ind/m ²) de Oligochaeta ao longo do rio Iguaçu	96
7.6	Densidade (ind/m ²) de Oligochaeta no reservatório de Foz do Areia, Salto Segredo e Salto Santiago	97
7.7	Avaliação da inferência qualitativa dos táxons observados no rio Iguaçu	98
8.1	Histórico do agrupamento dos dezesseis pontos amostrados no rio Iguaçu	118
8.2	Macroinvertebrados bentônicos indicadores da qualidade da água nos pontos monitorados na Bacia do rio Iguaçu	119
12.1	RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NO RIO IGUAÇU, IG-1 A IG-13	141
12.2	RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NO RIO IGUAÇU, IG-14 A IG-16	142
12.3	RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NO RESERVATÓRIO DE FOZ DO AREIA	144
12.4	RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NO RESERVATÓRIO DE SALTO SEGREDO	145
12.5	RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NO RESERVATÓRIO DE SALTO SANTIAGO	146

12.6	RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NO RESERVATÓRIO DE SALTO CAXIAS	147
12.7	RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DO SEDIMENTO DOS PONTOS MONITORADOS NO RIO IGUAÇU	149
12.8	RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DO SEDIMENTO DOS PONTOS MONITORADOS NOS RESERVATÓRIOS	151
12.9	RESULTADOS DA FAUNA BENTÔNICA DOS PONTOS MONITORADOS RIO IGUAÇU (ind/m ²), IG-1 A IG-13	153
12.10	RESULTADOS DA FAUNA BENTÔNICA DOS PONTOS MONITORADOS RIO IGUAÇU (ind/m ² , IG-1 A IG-13	154
12.11	RESULTADOS DA FAUNA BENTÔNICA DOS PONTOS MONITORADOS NOS RESERVATÓRIOS (ind/m ²)	155

Sumário

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	HIPÓTESE	3
1.2	JUSTIFICATIVA	3
1.3	OBJETIVOS	5
1.4	ESTRUTURA DO DOCUMENTO	5
2	MONITORAMENTO E A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS	8
2.1	REGULAÇÃO LEGAL E O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA	8
2.2	ASPECTOS CONCEITUAIS DO BIOMONITORAMENTO	13
2.3	MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS	20
2.3.1	Chironomidae	24
2.3.2	Oligochaeta	28
3	ÁREA DE ESTUDO	32
3.1	ESTUDOS REALIZADOS NA BACIA DO RIO IGUAÇU	41
4	MATERIAL E MÉTODOS	45
4.1	MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA	45
4.2	MONITORAMENTO DAS CARACTERÍSTICAS DO SEDIMENTO	46

4.3	AMOSTRAGEM E COLETA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS	48
4.4	OBTENÇÃO DOS DADOS DE VAZÃO	48
4.5	MÉTRICAS BIOLÓGICAS	48
4.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	50
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO DOS DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA	53
5.1	QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO IGUAÇU	53
5.2	QUALIDADE DA ÁGUA DOS RESERVATÓRIOS	65
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO DAS CARACTERÍSTICAS DO SEDIMENTO	75
7	RESULTADOS E DISCUSSÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS	86
8	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	103
9	CONCLUSÃO	120
10	CONSIDERAÇÕES FINAIS	126
11	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	131
12	APÊNDICE	139
12.1	APÊNDICE 1 - RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NO RIO IGUAÇU	140
12.2	APÊNDICE 2 - RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NOS RESERVATÓRIOS	143
12.3	APÊNDICE 3 - RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DO SEDIMENTO DOS PONTOS MONITORADOS NO RIO IGUAÇU	148

12.4 APÊNDICE 4 - RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DO SEDIMENTO DOS PONTOS MONITORADOS NOS RESERVATÓRIOS	150
12.5 APÊNDICE 5 - RESULTADOS DA FAUNA BENTÔNICA DOS PONTOS MONITORADOS RIO IGUAÇU	152
12.6 APÊNDICE 6 - RESULTADOS DA FAUNA BENTÔNICA DOS PONTOS MONITORADOS NOS RESERVATÓRIOS	155

INTRODUÇÃO

A água é considerada um recurso renovável e abundante, entretanto, a fração de água doce potável corresponde a 2,5% do total existente no planeta Terra, destes 2,5%, 8% estão contidos no Brasil (MAIA NETO, 1997). Embora o Brasil detenha um valor elevado da disponibilidade em escala mundial, a distribuição deste recurso ocorre de forma desproporcional, com 80% do volume localizado na Bacia Amazônica, a qual possui menor densidade populacional (7%), e consequente menor demanda, enquanto no sul e sudeste, há 16,7% de disponibilidade e maior densidade populacional (66%) (SANTOS, 2008). É um recurso essencial para os seres vivos, utilizado no abastecimento humano, na dessedentação animal e manutenção da vida aquática, bem como parte integrante de processos produtivos na indústria e no setor agropecuário, como também na geração de energia.

Devido a sua relevância em vários setores, as alterações de sua qualidade e quantidade são de interesse comum em diversas áreas. Alterações na qualidade podem afetar a disponibilidade de água para alguns setores, e ser o motivo de conflitos entre usuários. O Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos diz que a gestão sistemática dos recursos hídricos deve ser realizada sem a dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade, e que o monitoramento da qualidade das águas é um instrumento necessário para conseguir tal gerenciamento (ANA, 2005).

Em consequência de sua importância, o bom delineamento espacial e temporal das redes de

monitoramento e acurácia dos métodos analíticos empregados, definem a qualidade dos dados gerados, que podem ser utilizados como por exemplo, para avaliação dos impactos, acompanhamento a longo prazo, levantamento de dados para estudos de modelagem, controles legais, definição do plano da bacia e avaliação dos impactos de uso e ocupação do solo. Um bom delineamento resulta no alcance de seu objetivo e em economia financeira.

A contaminação dos recursos hídricos é avaliada tradicionalmente pelo monitoramento de concentrações de substâncias presentes no ambiente e da vazão. Além dos poluentes tradicionais, como a matéria orgânica e nutrientes (fósforo e nitrogênio), que possuem impactos conhecidos, a preocupação atual também está relacionada com outras substâncias como hormônios sexuais femininos, produtos de higiene pessoal e fármacos em geral. Os quais em grande parte não são removidos das estações de tratamento de esgotos (TOGOLA e BUDZINSKI, 2007).

Como exemplos de substâncias que tiveram efeitos sobre a fauna aquática comprovados pode-se citar os fármacos triclosan e diclofenaco potássico, e os filtros UV, que são considerados produtos de higiene pessoal (NIETCH et al., 2013, FERRARI et al., 2004, RODIL e MOEDER, 2008). Devido a esta enorme variedade de poluentes que chegam aos corpos aquáticos diariamente, a avaliação da qualidade da água e extensão de seu impacto não é uma questão trivial.

Contudo, a avaliação somente de parâmetros de qualidade e quantidade pode não indicar de forma adequada o real impacto na qualidade da água, pois não considera uma parte importante que compõe o sistema, a biota aquática. Tanto a fauna como a flora aquática, possuem organismos que estão relacionados com a ciclagem de nutrientes, consumo e estabilização de compostos, de forma que somente a avaliação biológica pode mensurar os efeitos sinérgicos, isto é, a interação de todos os interferentes presentes. A utilização de organismos biológicos para o monitoramento é conhecido como biomonitoramento. Em termos de regulamentação, o monitoramento biológico não está contemplado na legislação ambiental brasileira, dessa forma não há valores ou definições de qualidade ecológica para comparação.

Entre as vantagens da inserção do biomonitoramento no monitoramento dos recursos hídricos

superficiais destaca-se a possibilidade de fornecer informações temporais da qualidade da água. Dessa forma, pode-se ir além da caracterização pontual do instante da coleta, ou uma "fotografia", para um "filme", considerando a comunidade biológica como ferramenta para avaliação temporal das variações entre as coletas. Além de possibilitar a avaliação de ambientes lóticos e lênticos, podendo portanto, serem utilizados em rios que possuem barramentos ao longo de seu percurso. Neste contexto, a comunidade biológica é uma ferramenta interessante para a gestão de recursos hídricos, que deve ser incorporada como rotina na avaliação.

1.1 HIPÓTESE

A hipótese do presente estudo considera que:

- a qualidade da água modifica a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos;
- os organismos bentônicos podem indicar o nível de degradação e variações temporais que ocorrem em corpos aquáticos.

1.2 JUSTIFICATIVA

A avaliação da qualidade da água espacial é mais facilmente obtida, do que a temporal, que necessita de uma série histórica de dados para observação de padrões, caso estes existam. Além de ser dificultosa a obtenção de dados em escala de tempo menores, principalmente em função da tecnologia do monitoramento contínuo possuir custo elevado e da limitação na aplicação de sensores. Também há lacunas nas informações temporais considerando o período entre coletas de amostragem. Neste sentido, a aplicação do biomonitoramento pode ser uma alternativa à instrumentação automática em bacias hidrográficas, além de ser a única forma de avaliar efeitos sinérgicos no meio ambiente. No entanto, esta abordagem possui um foco diferente, enquanto a partir dos sensores é

possível obter dados quantitativos, com a avaliação biológica obtém-se a variação temporal qualitativa.

Considerando como foco de aplicação a gestão de recursos hídricos, o monitoramento biológico pode colaborar para o real diagnóstico do estado de degradação de águas superficiais, além de indicar alterações sutis, constituindo como um indicador sensível e aplicável a praticamente qualquer ambiente aquático seja este limpo, ecologicamente saudável a ambientes com elevado nível de degradação.

Embora o biomonitoramento possua características interessantes, principalmente para utilização como ferramenta de gestão, sua inserção consolidada, é um desafio. Este desafio baseia-se em questões importantes:

- Qual a influência da legislação sobre o biomonitoramento, uma vez que esta prevê que o ambiente não sofra alterações em seu equilíbrio, entretanto, não fornece métodos de avaliação ou valores guia?
- Qual a influência do enquadramento de classes de corpos aquáticos sobre o equilíbrio, visto que a resolução CONAMA 357/05 considera que este não deve ser afetado pela degradação da qualidade?
- Qual a influência da escala espacial no biomonitoramento?
- Como realizar a avaliação temporal da qualidade da água a partir de resultados biológicos?
- É possível a extrapolação de resultados de uma estação controle para demais pontos?
- Como utilizar o biomonitoramento como ferramenta para avaliação da qualidade da água e para a gestão de recursos hídricos?

A partir dos questionamentos descritos acima, este trabalho propõe-se a responder estas perguntas e gerar como principal produto uma proposta de implementação de biomonitoramento para corpos aquáticos com foco na gestão de recursos hídricos.

1.3 OBJETIVOS

Geral

O objetivo geral deste estudo foi avaliar a inclusão dos macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para a gestão de recursos hídricos, constituindo indicadores temporais da qualidade da água e dos efeitos sinérgicos do ambiente aquático.

Objetivos Específicos

Para atingir o objetivo principal deste trabalho, os seguintes objetivos específicos foram implementados:

- efetuar o levantamento da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no rio Iguaçu e seus reservatórios;
- identificar as larvas de Chironomidae e Oligochaeta ao menor nível taxonômico possível;
- analisar os parâmetros físicos e químicos da coluna d'água;
- analisar os parâmetros físicos e químicos do sedimento;
- utilizar análises estatísticas multivariadas para avaliação da qualidade da água e do sedimento e da fauna bentônica;
- avaliar a aplicação do uso de macroinvertebrados bentônicos na gestão de recursos hídricos.

1.4 ESTRUTURA DO DOCUMENTO

A tese está estruturada em três grandes módulos (Figura 1.1), o primeiro apresenta reflexões relevantes sobre a gestão de recursos hídricos, importância de dados de qualidade da água, limitações, lacunas existentes no monitoramento e como estas poderiam ser preenchidas. O segundo módulo compreende as metodologias adotadas, definição das amostragens, monitoramento e avaliação dos

resultados. O terceiro, é o principal produto desta tese, uma proposta de aplicação do biomonitoramento como uma ferramenta para a gestão de recursos hídricos.

Os três módulos da tese são formados por dez capítulos. Os Capítulos 1 e 2 apresentam a Introdução, Hipótese, Objetivos e aspectos sobre a gestão de recursos hídricos e o biomonitoramento, nestes itens expõem-se as considerações que demonstram a relevância desta pesquisa.

No Capítulo 3 encontra-se a descrição da área de estudo utilizada como exemplo de aplicação de biomonitoramento, e no Capítulo 4, a abordagem metodológica e métodos utilizados no monitoramento da qualidade da água, sedimento e de macroinvertebrados bentônicos, métricas biológicas e análises estatísticas realizadas.

Nos Capítulos 5, 6 e 7 apresentam os resultados obtidos da qualidade da água do rio Iguaçu, reservatórios, sedimento, macroinvertebrados bentônicos. No Capítulo 8 estão presentes as análises estatísticas. A Conclusão desta pesquisa e as sugestões de pesquisas futuras estão apresentadas no Capítulo 9, e as Considerações finais sobre a integração do biomonitoramento como ferramenta para a gestão de recursos hídricos está descrita no Capítulo 10.

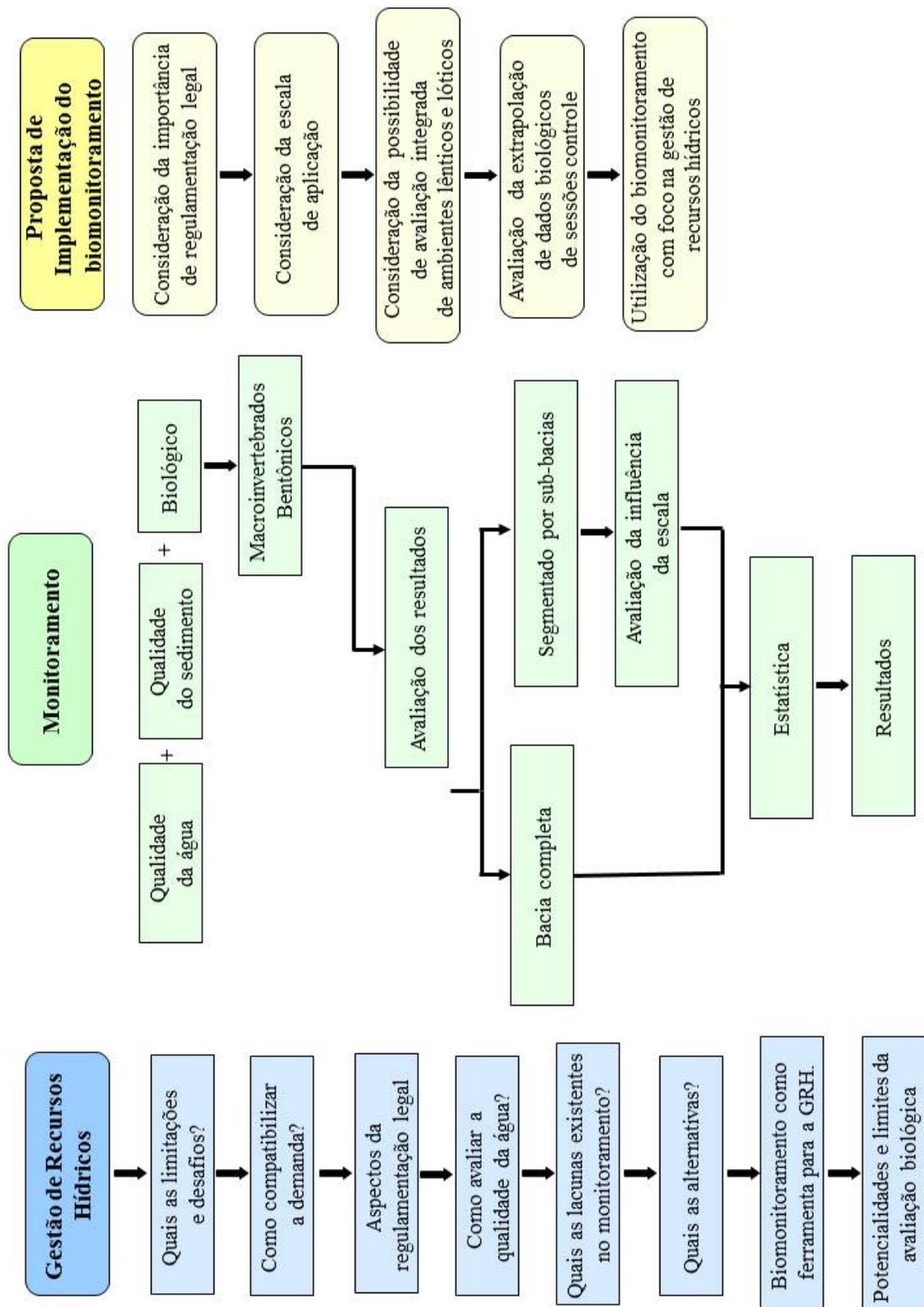


Figura 1.1: Estrutura da tese

MONITORAMENTO E A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

2.1 REGULAÇÃO LEGAL E O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

A valoração da importância da preservação dos recursos hídricos no Brasil teve início em 1891, na primeira Constituição Republicana, a qual mencionava indiretamente as águas superficiais, dispondo sobre a navegação. No entanto, somente em 1916, com o Código Civil, Lei 3.071 de 1 janeiro de 1916 (BRASILa, 1916), foi regulamentado o uso e as múltiplas finalidades, de forma a prever conflitos gerados pelos usuários de água, esta Lei foi revogada pela Lei nº 10.406, de 2002 (BRASILb, 2002). Em 1934, foi sancionado o Código das Águas (BRASILc, 1934), o qual dividiu as águas do território brasileiro em águas públicas, águas comuns e águas particulares. Até a década de 70, os conflitos dos recursos hídricos foram considerados apenas pela ótica dos usuários de água, sem a preocupação com a conservação e preservação, originada na percepção de ser um recurso renovável.

Porém, as preocupações com a degradação ambiental ganharam espaço com a Conferência

de Estocolmo realizada em 1972. No final da década de 70, no Brasil iniciou-se as primeiras experiências de gestão integrada considerado a unidade bacia hidrográfica, foi criado o Comitê Especial de Estudo Integrados de Bacias Hidrográficas (PORTO e PORTO, 2008). A Constituição promulgada em 1988, passou a considerar a água como um bem de domínio público da União e dos Estados, e a definição dos critérios de outorga de direito de uso e a instituição do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos como competência da União.

Em 1997, com a sanção da Lei Federal 9.433 em 8 de janeiro, a água foi considerada um bem público, dotado de valor econômico e que deve proporcionar usos múltiplos (BRASILd, 1997). Este consiste o grande desafio da gestão de recursos hídricos: compatibilizar a qualidade e a quantidade entre os usuários. Para tal, faz-se necessário o uso de instrumentos de gestão.

Os primeiros instrumentos de gestão do meio ambiente foram previstos na Política Nacional do Meio Ambiente, instituída pela Lei Federal 6.938 de 31 de janeiro de 1981 (BRASILE, 1981). Mas, somente com a instituição da Lei 9.433/97, conhecida como Lei das Águas, foram definidos instrumentos específicos para os recursos hídricos. No total, são apresentados seis instrumentos da Política Nacional dos Recursos Hídricos, a citar:

I - os Planos de Recursos Hídricos: possuem como objetivo fundamentar e orientar a implementação e o gerenciamento de recursos hídricos. A elaboração dos planos é de competência das agências de águas e a aprovação dos comitês, no entanto, na falta de agências, outros órgãos gestores de recursos hídricos o podem realizar;

II - o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água: pode ser considerado um instrumento de planejamento, pois visa a indicar as metas futuras de qualidade que os corpos aquáticos devem alcançar. Sua implementação iniciou em 1986, com a Resolução 20/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), substituída pela resolução 357/05, vigente (CONAMAa, 2005). O enquadramento também pode ser considerado um instrumento de articulação entre a gestão dos recursos hídricos e a gestão ambiental;

III - a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos: a concessão da outorga de direito de uso,

deve considerar a quantidade e a qualidade e assegurar o exercício de acesso de todos a água, tanto para os recursos superficiais, como para os subterrâneos. Este instrumento pode atuar na prevenção e resolução de conflitos de uso e utilizado na manutenção dos ecossistemas;

IV - a cobrança pelo uso de recursos hídricos: a regulamentação da cobrança pelo uso dos recursos hídricos, reconheceu o valor econômico da qualidade e quantidade da água. Um dos aspectos interessantes da cobrança, é o incentivo a racionalização e obtenção de recursos financeiros para investimento na melhora da qualidade ambiental na própria bacia em que são captados;

V - compensação a municípios: embora seja um dos instrumentos, não é aplicado por ter sido vetadas as disposições no texto da Lei 9.433/97. A implementação deste instrumento aguarda a regulamentação de fatores conflitantes presentes na Carta Magna;

VI - o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos: tem como principal objetivo a produção e disponibilização de dados e informações referentes à qualidade e quantidade dos recursos hídricos. A competência de implementar e gerenciar este banco de dados é da Agência Nacional de Águas (ANA) e das agências estaduais.

Estes instrumentos mencionados acima devem ser aplicados, no entanto, em casos de necessidade outros podem ser adotados e somados a estes. Segundo Gallego (2014), a adoção de mais instrumentos para a gestão de recursos hídricos pode ser necessária, principalmente quando considera-se o fator de escala. De acordo com o mesmo autor, diferentes escalas de abordagem em bacias hidrográficas, precisam de diferentes conjuntos de instrumentos para que a gestão seja eficiente.

Entre os propostos pela Lei das águas, os instrumentos I, II, III e VI possuem uma interface com o monitoramento da qualidade e quantidade. Por fornecer os valores utilizados em ferramentas de suporte para cumprimento dos instrumentos.

Dessa forma, o monitoramento limnológico representa a base de pontos importantes na gestão dos recursos hídricos. Segundo Bisna (1990), nenhum sistema de uso dos recursos hídricos pode ser eficientemente planejado e gerenciado sem diagnósticos adequados. Para Marrota et al. (2008), a eficácia na implantação do monitoramento limnológico está associada à universalização das infra-

estruturas, isto implica na criação de um banco de dados consistente e comparável.

Em geral, a qualidade da água pode ser analisada a partir de parâmetros físico e químicos dos corpos aquáticos superficiais, da toxicidade de efluentes industriais e domésticos e da avaliação biológica (Figura 2.1). Os resultados quantitativos dos parâmetros físico-químicos analisados, em geral representam a qualidade pontual do instante da coleta, sendo comparados com os valores estipulados pelas resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011 e portarias do Ministério da Saúde.



Figura 2.1: Métodos para avaliação da qualidade da água

As análises de toxicidade são exigidas pela resolução CONAMA 357/05, a qual no artigo Artigo 24 estabelece que, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam as condições, padrões e exigências dispostos na mesma. Também cita no §1º do Artigo 34 que o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente. A Resolução CONAMA 430/2011 dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução 357/05, exigindo a avaliação toxicológica para efluentes líquidos dispostos no ambiente (CONAMAb, 2011).

O monitoramento da qualidade também pode ser realizado a partir da biota aquática. No entanto, esta forma de avaliação é qualitativa e não possui valores de referência para comparação e contemplação na legislação brasileira. Não há descrição objetiva sobre a questão da integridade ambiental e ecológica, apenas vinculações da qualidade da água, mas não em função de proteção ao equilíbrio.

Há menções ao meio ambiente na Constituição Federal de 1988, que deliberou no Capítulo 6, Art. 225 que todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado (BRASIL, 1988). Na resolução CONAMA 357/05, são feitas menções sobre os aspectos ecológicos a partir das considerações que a "água integra as preocupações do desenvolvimento sustentável, baseado nos princípios da função ecológica da propriedade, da prevenção, da preocupação, do poluidor-pagador, do usuário-pagador e da integração, bem como no reconhecimento de valor intrínseco a natureza".

A mesma prevê que a saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas, e que o controle da poluição está diretamente relacionado com a proteção da saúde, garantia do meio ambiente ecologicamente equilibrado e a melhoria da qualidade de vida. No entanto, ao decorrer de seu texto ocorre uma contradição, ignorando os aspectos de integridade ecológica mencionado no preâmbulo da resolução, pois subordina os recursos hídricos ao enquadramento de classes. De modo que, o enquadramento de rios em classes 3 e 4 pode gerar grandes impactos sobre a biota aquática.

A preocupação com fauna e flora é apenas prescrita para substâncias potencialmente tóxicas e interações entre estas, de forma que, não poderão conferir às águas características capazes de causar efeitos letais ou alteração de comportamento, reprodução ou fisiologia da vida. Contudo, há compostos não regulados que possuem efeitos tóxicos sobre a biota aquática, como foi observado em peixes que contaminados por estrogênios originados de uma estação de tratamento de esgotos apresentaram características de feminilização dos machos (TILTON et al., 2002, GHISELLI, 2007).

O CONAMA 357/05, impõe que os critérios de avaliação para as classes e usos previstos devam ser realizados principalmente por parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos, não considerando

diretamente o uso de indicadores biológicos, além de outros processos que ocorrem continuamente no meio ambiente como fluxo e balanço de energia, produtividade, estrutura e funções do ecossistema (LUZ e FERREIRA, 2011), os quais estão envolvidos nos ciclos de nutrientes, consumo e produção de matéria orgânica, degradação, assimilação de contaminantes e na consideração do corpo aquático como ser saudável. Embora, cita que o biomonitoramento pode ser utilizado quando se julgar necessário para complementar a avaliação da qualidade da água.

2.2 ASPECTOS CONCEITUAIS DO BIOMONITORAMENTO

O biomonitoramento consiste em avaliar as comunidades biológicas e a partir destas inferir alterações no ecossistema. Para sua realização são consideradas espécies indicadoras, chamadas de indicadores biológicos. Estas espécies são empregadas pelo fato de apresentarem baixa tolerância a mudanças no ecossistema.

Em relação a avaliação da qualidade da água, o biomonitoramento têm como vantagens o baixo custo de implementação e realização, e a possibilidade de obtenção de resposta temporal. Dependendo do indicador escolhido, os organismos podem refletir a qualidade da água em uma escala de tempo que vai de horas (bactérias) a meses (peixes). Enquanto avaliando-se somente parâmetros físicos e químicos da água obtém-se a resposta do instante da coleta, a qual não representa a integridade ecológica do ecossistema (BARBOUR, 1999).

A análise biológica também permite observar os efeitos de poluentes em concentrações baixas e os efeitos sinérgicos, os quais são ainda pouco conhecidos, devido a enorme variedade de compostos que são lançados no ambiente. Conseqüentemente, podem contribuir para a reavaliação de critérios normativos referentes a concentrações de lançamento, e o estudo de processos de biomagnificação e bioacumulação. Adicionalmente, os bioindicadores permitem avaliar a contribuição da poluição difusa, possibilitando avaliações em escalas regionais (BUSS et al., 2003).

A aplicação do biomonitoramento propõe duas metodologias para seu uso. O primeiro é método bottom-up, que utiliza dados de laboratório, por meio de experimentos em sistemas simples e ex-

trapola para mais complexos, o segundo é o método top-down, o qual avalia no próprio sistema o impacto nas comunidades por meio de alterações em suas estruturas (op.cit.). O método top-down mostra-se mais eficaz como ferramenta na análise da qualidade da água, pois considera a avaliação do sistema de interesse, sendo este um rio, uma bacia hidrográfica ou um reservatório específico. Segundo Buss et al. (2003), com a aplicação do biomonitoramento top-down é possível avaliar de forma mais eficiente a perda real da diversidade, efeitos sinérgicos das alterações antropogênicas na bacia hidrográfica, impacto de espécies exóticas, a qualidade da água por métodos simples, de baixo custo e por fim, a integridade ecológica do sistema.

A principal dificuldade da aplicação deste tipo de monitoramento (top-down) é conseguir distinguir alterações naturais das alterações antropogênicas (JOSEFSSON e BAANER, 2011). Uma vez que o sistema, mesmo estando em equilíbrio, sem ou com pequena ação antropogênica sofre modificações naturais na sua estrutura, principalmente devido ao regime de vazões (KONRAD et al., 2008, ROBINSON e DOERING, 2013).

O regime hidrológico foi identificado como o processo global de alteração na estrutura da bacia hidrográfica e, conseqüentemente, é importante sua avaliação (PALMER e RICHARDSON, 2009). Em outras palavras, pode-se dizer que as interações hidrológicas, incluindo as relações entre águas subterrâneas, superficiais, ou períodos de cheias, pode interferir em vários processos ecológicos e bioquímicos na bacia hidrográfica.

Além do regime hidrológico, diversas outras variáveis influenciam as comunidades biológicas como qualidade do sedimento (GRUMIAUX et al., 1998), temperatura (LI et al., 2012), matéria orgânica e qualidade de água em geral (AZRINA et al., 2006), as quais apesar de serem dinâmicas, são potencialmente passíveis de gerenciar, principalmente quando originadas por fontes pontuais. Considerando que estas variáveis não necessariamente surgem da vazão da água por si só, mas são influenciados por ela (ARTHINGTON et al., 2010). De modo que, se a vazão é parte da avaliação, há a possibilidade da construção de planos de gestão que considerem a interação da vazão, concentração de substâncias e comunidades biológicas.

Para realização do biomonitoramento, teoricamente qualquer organismo pode ser utilizado como bioindicador. Há protocolos para avaliação de protozoários (conhecido como sistema sapróbico), algas, macroinvertebrados, macrófitas e peixes. A escolha do organismo será em função do objetivo do monitoramento. Como por exemplo, algas, zooplâncton e macroinvertebrados bentônicos são indicados para avaliar processos de eutrofização e alterações da qualidade da água em reservatórios, enquanto em rios os macroinvertebrados bentônicos e os peixes são utilizados para observar a qualidade da água e do sedimento, bem como processos de bioacumulação e biomagnificação.

Existem diversos protocolos para avaliação biológica que foram desenvolvidos, nos Estados Unidos, desde 1972, sendo os macroinvertebrados bentônicos considerados bioindicadores, além dos peixes e macrófitas. Ainda na América do Norte, o Canadá desde 1996 utiliza os resultados obtidos pela coleta de macroinvertebrados bentônicos no índice "Water Quality Index". Na Oceania é aplicado o "Australian Quality Guidelines", o qual foi elaborado pelo "Australian and New Zealand Environmental and Conservation Council"(Anzee) em 1995, este "guideline"incorporou uma série de indicadores biológicos e ecológicos de qualidade de água. São consideradas alterações na riqueza, composição da comunidade, alterações na abundância e distribuição das espécies, buscando realizar uma gestão integrada do recurso hídrico.

Na Europa, a União Européia (UE) em dezembro de 2000 adotou a "Water Frame Directive"(WFD), com o intuito de melhorar a qualidade das águas superficiais e atingir um "bom estado ecológico"até o ano de 2015 (EUROPEAN UNION, 2000). Para determinar a condição de estado ecológico foram estabelecidas classes de qualidade, para o enquadramento na classe os valores obtidos em amostragens são confrontados com áreas de referências, de forma que quanto mais distante do referencial pior a qualidade ecológica. Para esta avaliação são incorporados dados originados a partir das variáveis bióticas como peixes, macrófitas, fitoplâncton e macroinvertebrados bentônicos. O desafio da implementação da WFD é definir e determinar qual é o estado ecológico ideal para um corpo aquático (OLIVEIRA e MARQUES, 2008). Problema que pode ser similar a inserção no Brasil de um programa de biomonitoramento com base na comparação de áreas de

referência, pois há grande diversidade de ecossistemas.

Embora existam desafios na incorporação da avaliação biológica, principalmente em grandes unidades legislativas, vários estudos demonstram sua aplicabilidade. A Tabela 2.1 apresenta um resumo das características de alguns dos artigos utilizados nesta tese. Em geral, nestes estudos as amostragem foram realizadas tanto em ambientes lóticos como em lênticos, além da coleta da comunidade bentônica, também foram determinados parâmetros físico-químicos da coluna d'água. A avaliação temporal considerada nos artigos refere-se a diferenças sazonais entre inverno e verão ou em relação a períodos de cheia e estiagem. Embora, a vazão seja um fator importante na distribuição da comunidade bentônica, não foi considerada nas avaliações. De acordo com a Tabela 2.1, é possível observar que o principal forma de avaliação dos dados é a partir de análises estatísticas, indicadores e índices biológicos.

Também são desenvolvidos e aplicados índices multimétricos, além dos propostos por Acreman e Ferguson (2010) e Molozzi et al. (2012). Bohmer (2004) desenvolveu para a Alemanha um índice correlacionando os organismos a diferentes estressores, buscando identificar padrões na presença de organismos em relação a qualidade da água. O projeto Star, realizado na União Européia (EU), teve como objetivos avaliar os grupos de organismos que estão mais hábeis para demonstrar o estresse no ambiente, qual método de avaliação permite indicar uma perturbação mais rapidamente e qual a escala que deveria ser utilizada, definir a padronização da amostragem, coleta de dados, avaliação dos resultados e tratamento de erros, como preâmbulo para a criação da WFD (FURSE et al., 2006). No Brasil, Moreno et al. (2009), desenvolveu um índice multimétrico, baseando-se na hipótese que o gradiente de poluição altera a estrutura e a composição da macroinvertebrados bentônicos.

A abordagem a partir de índices multimétricos pode ser útil, no entanto, para sua elaboração é necessário amplo conhecimento da área de estudo e inúmeras amostragens em diferentes rios, para que haja representatividade da qualidade da água e da fauna bentônica. Sendo que em grandes unidades legislativas, com diversidade de ecossistemas, a elaboração de um índice geral pode tornar-se

impossível.

Tabela 2.1: Aspectos considerados nas pesquisas sobre macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliação da qualidade da água

Autor	Ambiente		Água		Sedimento			Estratégia de monitoramento			Avaliação dos dados			
	Lênico	Lótico	Físico-químico	Vazão	Físico-químico	Espacial	Temporal	Estatística	Indicador biológico	Índice biológico	Elaboração de índice multimétrico	Gestão	Modelagem	
Acreman e Ferguson (2010)		X									X			
Alves et al. (2008)		X	X			X	X							
Bhattacharya et al. (2006)		X	X		X	X	X	X	X					
Bieger et al. (2010)		X				X	X			X				
Braccia e Voshell Jr. (2006)		X	X			X	X	X						
Buss et al. (2002)		X	X			X	X	X		X				
Caçador et al. (2012)		X			X	X	X							
Carter et al. (2009)		X	X			X	X			X			X	
Copatti et al. (2013)		X	X			X	X			X				
Furse et al. (2006)		X										X		
Ginebreba et al. (2010)		X	X			X	X		X	X				
Guimarães et al. (2009)		X				X	X	X		X				
Hepp e Santos (2009)		X	X			X	X	X						
Janssens de Bisthoven e Gerhardt (2003)		X	X			X	X	X		X				
Jorcin e Nogueira (2008)		X			X	X	X	X						
Lin e Yo (2008)		X	X		X	X	X	X						
Molozzi et al. (2012)		X	X		X	X	X	X			X		X	
Morais et al. (2010)		X	X		X	X	X	X						
Moreno et al. (2009)		X	X		X	X	X	X					X	
Moreno e Callisto (2006)		X				X	X	X						
Nijboer et al. (2004)		X	X			X	X	X						
Nedau et al. (2003)		X	X			X	X	X						
Nyírgi et al. (2007)		X	X			X	X	X						
Resh et al. (2013)		X	X			X	X	X						
Rodrigues et al. (2013)		X	X			X	X	X						
Silveira et al. (2006)		X	X			X	X	X					X	
Lainé et al. (2014)		X	X			X	X	X					X	
Younes-Baraillé et al. (2005)		X	X			X	X	X					X	

Entretanto, para Josefsson e Baaner (2011), a possibilidade de avaliar os ecossistemas de acordo com parâmetros biológicos como "elementos de qualidade", e sua presença ou ausência, pode ser importante para os gestores, mas por informações de sintetização em um dos parâmetros, como ocorre com resultados obtidos por índices multimétricos, a capacidade para diagnosticar perturbações ecológicas é perdida. Dessa forma, nenhuma informação real de diagnóstico é fornecida pelo fato de que algumas espécies serem raras ou ausentes em um local potencialmente afetado, em comparação com um local de referência, pois as respostas biológicas reagem de forma única em cada ambiente (JOSEFSSON e BAANER, 2011). Sendo assim, faz-se necessário a aplicação contínua do biomonitoramento para avaliar os efeitos individuais e\ou sinérgicos que ocorrem na área de interesse.

Não obstante, em muitos rios presentes em áreas densamente povoadas, as alterações de qualidade da água são localizadas próximos de suas nascentes, o que faz com que o rio perca sua fauna original e o gradiente para avaliação é invertido, isto é, de degradado a limpo, e áreas de referência tornam-se raras. Em bacias urbanas o Projeto Manuelzão, apresentou um avanço na avaliação da qualidade da água no Brasil, desde 1997 busca melhorias nas condições ambientais na Bacia do Rio das Velhas, e atua em diversas frentes como geoprocessamento, recuperação de matas ciliares e biomonitoramento, possuindo como um dos principais objetivos atingir níveis de qualidade de águas Classe 2 de acordo com o CONAMA 357/05, no trecho presente em região metropolitana (FERREIRA et al., 2012).

Considerando como foco a gestão de recursos hídricos, é interessante que o monitoramento biológico seja aplicado de modo a avaliar a comunidade presente, para que os organismos coletados possam inferir o comprometimento da qualidade da água e dessa forma a partir de observações identificar relações com interferentes, sendo que além de fornecer dados, auxiliar na construção de ferramentas para a melhoria da qualidade ambiental. De maneira que, a qualidade ambiental deve considerar que no caso das comunidades biológicas, o objetivo não deve ser de retornar as condições de referência, mas sim, reabilitar a capacidade de um ambiente perturbado aproximar-se

da trajetória anterior (HARRINSON et al., 2006), isto é próximo de seu estado original.

Entretanto, a obtenção de uma resposta biológica passível de utilização para a gestão de recursos hídricos, nem sempre é possível, principalmente quando o levantamento dos dados não é delineado corretamente. Neste sentido, o estabelecimento de condições de contorno em escalas equivocadas podem produzir resultados não eficientes para o gerenciamento ou mesmo induzir a conclusões errôneas. Um bom delineamento, implicará em redução de custos e obtenção de respostas úteis a tomada de decisões. Para Porto e Porto (2008), a avaliação da qualidade dos recursos hídricos, pode ser realizada a nível de sub-bacias ou grandes unidades, sendo que a escala de aplicação dependerá do problema a ser solucionado.

Para contornar possíveis falhas, é interessante que seja adotado como unidade de monitoramento a bacia hidrográfica. É a unidade de planejamento territorial adotada no Brasil, a nível federal ou estadual, instituída pela Lei 9.433/97 para a gestão integrada de recursos hídricos. A bacia hidrográfica possui relação direta de causa e efeito com os usos e ocupações do solo, por se tratar de um sistema aberto, os corpos aquáticos são os receptores intermediários ou finais de todas as alterações ocorridas, além de medidas estruturais que muitas vezes são realizadas.

2.3 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Os macroinvertebrados bentônicos colonizam o sedimento de fundo de rios e reservatórios, além de diversos substratos, também podem estar associados a macrófitas aquáticas (CETESB, 2012). De acordo com Rosenberg e Resh (1993), são definidos como macroinvertebrados aquáticos, os organismos que ficam retidos em uma abertura de malha de 0,2 mm. Possuem alta diversidade taxonômica, sendo representados, principalmente pelo Filo Arthropoda (Classe Insecta, Suordem Prostigmata e Subfilo Crustacea), Filo Mollusca (Classe Gastropoda e Classe Bivalvia) e Filo Annelida (Subclasse Oligochaeta e Subclasse Hirudinea).

Alguns organismos possuem maior sensibilidade a perturbações enquanto outros são mais tolerantes (Figura 2.2). A fauna bentônica possui papel importante na dinâmica de nutrientes e na

transformação da matéria orgânica tanto de ambientes lênticos como lóticos, promove o biorrevolvimento do sedimento superficial liberando assim nutrientes para a coluna d'água e sua aeração (DEVÁI, 1990, REZENDE et al., 2010).

Sua escolha em monitoramentos biológicos devem-se por serem: amplamente distribuídos, abundantes e de fácil coleta; tamanhos relativamente grandes, possuem características ecológicas conhecidas; podem ser utilizados em estudos laboratoriais (testes ecotoxicológicos ou experimentos de bioperturbação); possuem mobilidade restrita ou são sedentários; caracterizam a água em escalas temporais; alguns podem acumular metais traços ou outros contaminantes por participarem da cadeia de detritos (ROSENBERG e WIENS, 1976; MYSLINSKI e GINSBURG, 1977; LYNCH et al., 1988; HARE, 1992; HARE e CAMPBELL, 1992, YSEBAERT et al., 2003, MOUSAVI et al., 2003).

A distribuição dos organismos bentônicos é influenciada principalmente pelas características físicas e químicas (concentração de matéria orgânica, nutrientes e metais), tipo de substrato e regime de vazões (BUSS et al., 2002, BUSS et al., 2004, DORNFELD e ESPINDOLA 2005, BRACCIA E VOSHELL, 2006, RHEA et al., 2006, SILVEIRA et al., 2006, NIYOGI et al., 2007, ARTHINGTON et al., 2010).

Embora, outros compostos emergentes também possam afetar a fauna aquática e o ser humano como os antiinflamatórios não esteroidais, drogas hipolepemiante, antibióticos, hormônios sexuais femininos (HSFs), antiepiléticos, bloqueadores beta, antidepressivos, antineoplásicos e meios de contraste para raio-x (CASTIGLIONI et al., 2004, ZUCCATO et al., 2008, SANTOS et al., 2010). Ademais, muitos destes compostos de interesse ambiental, não são biodegradados ou eliminados completamente em estações de tratamento de esgotos (ETEs) (GHISELLI et al., 2007).

As alterações na qualidade da água podem afetar a estrutura das comunidades bentônicas, provocando redução na abundância de espécies em relação a áreas de referência e aumento no número de espécies que são tolerantes a poluição presente (HEPP e SANTOS, 2009). Por exemplo, a perda da densidade e diversidade de espécies de grupos sensíveis como os insetos da ordem Ephemero-

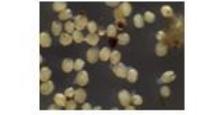
SENSÍVEIS			Plecoptera
			Ephemeroptera
			Trichoptera
TOLERANTES			Bivalvia
			Ceratopogonidae
			Prostigmata
			Nematoda
			Hirudinea
RESISTENTES			Chironomidae
			Oligochaeta

Figura 2.2: Principais organismos utilizados como bioindicadores de qualidade de água

Fonte: Adaptado de: portaldoprofessor.mec.gov.br/fichaTecnicaAula.html?aula=23677,
www.clickciencia.ufscar.br/portal/edicao17/imgs/imagem_materia5.jpg, naturlink.sapo.pt/Noticias/Noticias/content/Life-Ecotono-Capturados-os-primeiros-Mexilhoes-de-rio-reproduzidos-em-cativeiro-em-Portugal?bl=1, commons.wikimedia.org/wiki/File:Ceratopogonidae.jpg,
www.mdfr.org.au/bugguide/display.asp?class=16subclass=40order=Couplet=0Type=9,
extension.umass.edu/turf/fact-sheets/nematodes-golf-greens, lakes.chebucto.org/ZOOBENTH/BENTHOS/xxvi.html

tera, Plecoptera e Trichoptera (FIALKOWSKI e RAINBOW, 2006).

A característica hidrológica é um dos aspectos relevantes na distribuição e colonização de espécies bentônicas, uma vez que são fortemente influenciadas pelo regime de vazões, porém em regiões onde há planícies de inundação muitos organismos se adaptam aos pulsos hidrológicos (JUNK, 1993). Contudo, os efeitos da vazão são pouco considerados no biomonitoramento de macroinvertebrados bentônicos, principalmente em relação ao aumento da vazão e arraste dos organismos presentes no sedimento. Apesar das adaptações, também deve ser considerada a resiliência dos ambientes, isto é, a habilidade de resistir a determinadas perturbações hidrológicas e/ou de qualidade, sendo estas antropogênicas ou naturais. No caso de alterações nas comunidades, a resiliência pode ser interpretada como uma medida de tempo para o sistema retornar ao seu estado natural e organizado (BATISTA, 2008, HOLLING, 1973).

A composição e predominância do tipo de substrato tem relação direta com a viabilidade do habitat para algumas espécies bentônicas. Um dos principais fatores que influenciam as comunidades, além das variáveis químicas, é a composição granulométrica do sedimento. Sedimentos compostos por maior porcentagem de areia fina são mais atraentes para algumas espécies, enquanto outros por argila fina (STEWART et al., 2000). As modificações no uso e ocupação do solo como a remoção da vegetação ripária, pode levar a alteração do microclima (luz, temperatura e umidade), variações no fluxo de nutrientes, alteração das margens, além de aumento da contribuição de carbono de origem alóctone (resíduos grandes a pequenas partículas) (CALLISTO, 2001).

O represamento de rios muito usual na produção hidroelétrica, é outro fator que afeta a distribuição e riqueza de espécies de forma direta, por meio da alteração da vazão, da concentração de nutrientes e composição do sedimento. Deve ser considerado também que a descarga derivada da geração hidroelétrica a partir dos vertedouros pode causar a remoção de espécies bentônicas a jusante da barragem. Entretanto, embora o regime de vazão de um corpo de água possa ser significativamente alterado a jusante de um represamento ou uma abstração, e conseqüentemente provoque modificações na comunidade bentônica, o estado ecológico de qualidade pode ser bom,

se os indicadores biológicos escolhidos não forem afetados (ACREMAN e FERGUSON, 2008).

A avaliação da qualidade ecológica também deve considerar as interações biológicas, isto é, a alteração dos organismos não deve extinguir a função que estes exerciam, caso as espécies não mais colonizem o ambiente, é interessante que outras que possuem a mesma função se restabeleçam. Vaughn (2010), cita que não deve ser considerada apenas a perda de riqueza de espécies, mas também a perda dos traços da espécie em questão, e dos processos e serviços para os quais contribuem, sendo esta a perda mais significativa. Dessa forma, se as medidas baseadas em alguns organismos não forem obtidas, os traços dos demais podem fornecer as informações necessárias para avaliar a saúde de ecossistemas, e superar os problemas associados com a taxonomia nas avaliações para as grandes unidades legislativas (VAN DEN BRINK et al., 2011).

2.3.1 Chironomidae

Entre os organismos que compõe a comunidade bentônica, destacam-se os quironomídeos (Figura 2.3). A família Chironomidae pertence à Ordem Diptera e subordem Nematocera. Trata-se de uma família de mosquitos que coloniza ambientes aquáticos continentais. Parte de seu ciclo de vida é em ambiente aquático, sendo esta fase a de interesse neste estudo. É de distribuição mundial e frequentemente o grupo mais abundante de insetos dulcícolas. Entretanto existem algumas espécies terrestres, semi-terrestres e marinhas, mas a maioria vive em ambientes de água doce e seu ciclo de vida varia de dias até dois anos (LAROCQUE, 2001).

Chironomidae são divididos em onze sub-famílias, totalizando 355 gêneros (ASHE et al., 1987) e estimativas grosseiras elevam o número de espécies para valores entre 10.000 a 20.000 (COFFMAN, 1995). Segundo Ferrington (2008), são relatadas mais de 4000 espécies com larvas vivendo na água doce. Na região neotropical são encontrados menos da metade dos gêneros relacionados para a família, totalizando 109 gêneros (ASHE et al., 1987), porém alguns são endêmicos desta região, por exemplo *Ichthyocladus* e *Physoneura*.

No Brasil já foram registradas cinco sub-famílias, sendo elas: Telmatogetoninae, Tanypodi-



(a)



(b)

Figura 2.3: Larvas de Chironomidae: *Chironomus* (a), *Stempellina* (b)
Adaptado de Imbimbo (2012)

nae, Podonominae, Orthocladiinae e Chironominae (TRIVINHO-STRIXINO, 2011). A subfamília Telmatogetoninae é quase exclusivamente marinha, sendo representada no Brasil pelos gêneros *Telmatogeton* e *Thalassomyia*. Os Tanypodinae são representados por vários gêneros, pertencentes as tribos Coelotanypodini, Macropelopiini, Pentaneurini, Procladiini e Tanypodini. Estas larvas podem ser de predadoras a detritívoras, embora o hábito alimentar predador seja predominante.

Os Podonominae foram registrados pela primeira vez por Roque e Trivinho-Strixino em 2004, com a descrição de *Podonomus pepinellii*. Entretanto ainda pouco se sabe sobre os integrantes dessa subfamília no Brasil. A subfamília Orthocladiinae é representada por cerca de 30 gêneros, está presente nos mais variados ambientes, desde águas continentais a marinhas. As larvas podem ter hábitos alimentares muito diversos, de detritívoros de vida livre a ectoparasitos de vertebrados e outros insetos.

A subfamília Chironominae é representada por três tribos, Chironomini, Pseudochironomini e Tanytarsini. As larvas geralmente vivem protegidas por casulos fixos ou carregáveis. Podem alimentar-se de algas, detritos ou até serem predadores e minadores. As larvas representam o foco do interesse no monitoramento biológico quando analisa-se a comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

A família Chironomidae possui espécies com diferentes adaptações ao meio ambiente (TRIVINHO-STRIXINO, 2011), podendo-se citar:

- espécies psammoreobiontes: habitam meios em que falta estabilidade e sujeitos a constantes mudanças, apresentam a forma do corpo altamente flexível, com redução do seu diâmetro e providos com estruturas sensoriais bem desenvolvidas. Ex: *Polypedilum*, *Nilothauma* e *Pelomus*;
- espécies minadoras: a maioria é adaptada a uma existência livre, com hábito minador facultativo. Algumas espécies porém, são exclusivamente minadoras, e minam o interior de Porifera e de Polyzoa de água doce (*Xenochironomus*). Outras, minam folhas e pecíolos de plantas aquáticas achatadas (*Cricotopus*), ou substratos duros, como madeira submersa

(*Stenochironomus*). Nestes observam-se nítidas modificações estruturais do corpo.

- espécies raspadoras e coletoras: a maioria das larvas de Chironomidae são raspadoras ou coletoras de detritos. Nesse caso, as larvas tecem uma rede que retém as partículas. De tempos em tempos, a larva muda de posição e cria uma contracorrente para desobstruir o casulo e, então ingere a teia junto com os detritos aderidos. Mecanismos mais elaborados são observados nos *Tanytarsini*.

Em relação à locomoção na água, pode-se dizer que as larvas de Chironomidae apresentam baixa eficiência hidrodinâmica para a natação, com exceção de Tanypodinae que são mais ativas e capazes de nadar com melhor eficiência. A maioria é construtora de tubos que eles raramente, ou nunca abandonam. Através da constante ondulação do corpo, no interior do tubo, a larva mantém uma renovação da água para trocas gasosas e para alimentação (TRIVINHO-STRIXINO, 2011).

Em conjunto com a Classe Oligochaeta, os quironomídeos constituem a família de macroinvertebrados bentônicos mais utilizados como bioindicadores. Sua escolha deve-se principalmente por sua ampla distribuição ocupando todos os tipos de ambientes aquáticos (HARRISON, 2002; PORINCHU e MACDONALD, 2003), e pelo fato de possuírem organismos que toleram variação na qualidade da água (JANSSENS de BISTHOVEN e GERHARDT, 2003; MOUSAVI et al., 2003; ADRIAENESSENS et al., 2004; JANSSENS de BISTHOVEN et al., 2005, BHATTACHARYAY et al., 2006; LUOTO, 2011).

As alterações na estrutura da comunidade podem indicar introdução de efluentes industriais, esgotos domésticos e degradação do ecossistema aquático (DIGGINS e STEWART, 1993; LUOTO, 2011). Pesquisadores observaram relações entre contaminação ambiental e presença de táxons de Chironomidae. Mousavi et al. (2003), avaliaram a estrutura e diversidade da comunidade ao longo de um gradiente de contaminação por metais traço. De acordo com o autor, *Protanypus morio*, *Monodiamesa bathyphila*, *Chironomus* sp., *Polypedilum scalaenum* gr. e *Sergentia coracina* apresentaram tolerância a ambientes poluídos com metais traço, enquanto o *Heterotrissocladius subpilosus*, *Psectrocladius semicirculatusy*, *Chironomus anthracinus*, *Pagastiella orophila*, *Clado-*

tanytarsus iucundus e *Tanytarsus* sp. foram observados em pontos pouco degradados. Adriaenssens et al. (2004), identificou gêneros sensíveis a diferentes características de qualidade da água, indicadores de boa qualidade da água (*Paracladopelma camptolabis* e *Parametriocnemus stylatus*), enriquecida com nutrientes e com matéria orgânica (*Chironomus*, *Psectrotanypus varius* e *Dicrotendipes nervosus*).

Esta família também foi foco de estudo em áreas contaminadas por ácido arsênico e contaminação pela água de drenagem de mineração (JANSSENS de BISTHOVEN et al., 2005). Adicionalmente a sensibilidade em responder a perturbações, foram observadas alterações morfológicas nos quironomídeos em ambientes aquáticos contaminados (NAZAROVA et al., 2004; MAC DONALD et al., 2006; OCHIENG et al., 2008).

2.3.2 Oligochaeta

A Classe Oligochaeta pertence ao filo Annelida, é normalmente encontrada em corpos aquáticos continentais lênticos, lóticos e em águas retidas em plantas como bromélias, macrófitas aquáticas, além da presença em troncos e folhas em decomposição (BRINKHURST e MARCHESE, 1991). Sendo também uma das principais componentes da fauna de invertebrados no ambiente aquático (Figura 2.4).

As famílias que compõe os oligochetos são Cappiloventridae, Narapidae, Naididae, Opistocystidae, Haplotaxidae, Tiguassidae, Lumbricullidae, Dorydrilidae, Biwadrilidae, Parvidrilidae, Pheodrilidae, Propapidae, Enchytraeidae e Alluroididae. Entretanto, não são encontradas todas as famílias no Brasil e na América do Sul. Existem cerca de 1.700 espécies aquáticas descritas das quais cerca de 100 são de águas subterrâneas, 1.110 aquáticas continentais e 600 marinhas (WETZEL et al., 2006).

Provavelmente, os primeiros testes de bioensaios com Oligochaeta foram realizados por Aristóteles (HYNES, 1960), o qual observou a resposta dos organismos a concentrações diferentes de água salgada. No Brasil, as pesquisas iniciaram no início do século XX, mas somente nas décadas de 40



(a)



(b)

Figura 2.4: Exemplos de Oligochaetas: Tubificinae (a), Pristina sp. (b)

Adaptado de: http://www.fcps.edu/islandcreekes/ecology/aquatic_worm.htm,
<http://university.uog.edu/botany/474/fw/pristina.htm>

a 60 houve um maior número de estudos do conhecimento de sua fauna (RIGHI, 2002).

Contudo, poucos trabalhos foram realizados considerando sua taxonomia e distribuição (TAKEDA, 1999, ALVES e STRIXINO, 2000, MONTANHOLI-MARTINS e TAKEDA, 2001, COLLADO e SCHMELZ, 2001, CORBI e TRIVINHO-STRIXINO, 2002). Outros estudos avaliaram a sensibilidade destes organismos para indicar alterações da qualidade da água, a citar Brinkhurst e Kennedy (1965), Collado et al. (1999), Nijober et al. (2004), Younes-Bairrallé et al. (2005), Dornfeld et al. (2006), Davies et al. (2008) e Kang-Jieh e Shao-Pin (2008), Vorob'ev et al. (2010) e Morreto et al. (2013). Além da associação de espécies com a degradação da qualidade da água Vorob'ev et al. (2010), estudou a aplicação de *Limnodrilus hoffmeisteri* para descontaminação de sedimentos contaminados por óleo, esta espécie reduziu a contaminação em até 41,90% em comparação com o referencial.

A maioria das espécies de oligoquetos tem por hábitos alimentares serem detritívoros embora algumas espécies da família Naididae se alimentem de algas, enquanto outros podem ser comensadores e predadores (MARCHESE, 1995). São organismos importantes na cadeia alimentar aquática, são presas de peixes e aves aquáticas, podendo ser vetor da entrada de contaminantes. São um grupo amplamente distribuído e com características ecológicas descritas e bem conhecidas, abrange organismos sensíveis a espécies tolerantes a diversos poluentes.

Os oligoquetos são fortemente influenciados pela vazão, composição do sedimento e qualidade da água. Deve ser destacado que algumas espécies quando enfrentam condições desfavoráveis como desidratação ou congelamento do sedimento formam casulos para sobreviverem ao estresse. Anlauf (1990), cita que a formação do casulo pode ser devida a limitação de alimento. A maioria das espécies possuem mobilidade restrita, exceto pela família Naididae que possui a capacidade de nadar devido aos movimentos ondulatórios de seu corpo associado com flexibilidade da cerda capilar.

Brinkhurst e Kennedy (1965), observaram que em rios poluídos com matéria orgânica e presença de sólidos suspensos foram encontrados quatro espécies da sub-família Tubificinae (*Tubifex tubifex*,

Limnodrilus hoofmeisteri, *L. udekemianus*, e *L. helveticus*), habitando por longo período. Simultaneamente foram encontradas na mesma região de estudo larvas de *Chironomus*, organismo com características de tolerância à áreas poluídas. E segundo o mesmo autor, a sub-família Tubificinae indica ambientes poluídos por matéria orgânica, estes organismos utilizam a matéria orgânica presente no sedimento como substrato e toleram baixas concentrações de oxigênio dissolvido.

Estudos realizados por Casellato et al. (1992), avaliaram a resposta da sub-família Tubificinae ao alquilbenzeno linear, composto presente em detergentes e no esgoto, o qual em condições favoráveis pode ser adsorvido ao sedimento ou ficar dissolvido na coluna d'água, e concluíram que as formas dissolvidas apresentaram efeitos tóxicos sobre Tubificinae, enquanto as adsorvidas no sedimento não.

Espécies de Oligochaeta também podem estar relacionadas com diferentes estado de trofia em reservatórios. Jorcín e Nogueira (2008), verificaram que a riqueza e abundância de espécies aumenta com o aumento do nível de trofia. Estudos de Younes-Bairrallé et al. (2005), identificaram que a comunidade varia de acordo com a alteração da qualidade da água, apresentando simplificação na estrutura da comunidade, além da modificação da estrutura trófica nos locais mais impactados. Morreto et al. (2013), observaram que o sedimento foi um dos fatores principais na composição, riqueza e biomassa da Oligochaeta em reservatórios.

A sensibilidade destes organismos em indicar impactos em ambientes aquáticos, deve-se, principalmente pela elevada riqueza taxonômica de espécies que oferecem diferentes respostas a variações ambientais, por serem sedentários, representam a qualidade do ponto de amostragem e possuem um longo ciclo de vida (varia de semanas a anos) (ROSEMBERG e RESH, 1993; REYNOLDS e RODRIGUES, 1999; MARCHESE e EZCURRA de DRACO, 1999; CHAPMAN, 2001 e VERDONSCHT, 2006).

ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi desenvolvido na Bacia do rio Iguaçu. Esta bacia apresenta intensa ocupação urbana a partir de sua nascente e a jusante da região metropolitana que apresenta grande influência de fontes difusas que alteram a qualidade da água com poluentes e concentrações diferentes.

O rio Iguaçu é um dos principais afluentes do rio Paraná, sendo o maior rio do estado do Paraná. A Bacia do rio Iguaçu devido ao seu tamanho foi dividida em 3 sub-bacias a saber: Alto Iguaçu, Médio Iguaçu e Baixo Iguaçu. O rio Iguaçu corre em sentido leste a oeste. Formado pelo encontro dos rios Iraí e Atuba, sendo sua nascente próxima ao município de Curitiba e sua foz na cidade de Foz do Iguaçu. Percorre cerca de 1.230 km, com algumas partes demarcando a divisa entre os estados de Santa Catarina e Paraná.

Ao longo de seu percurso possui um desnível de 800 m, com uma considerável área de drenagem de 70.800 km² no território nacional e cerca de 1.837 km² na Província de Misiones, Argentina (SETTI et al., 2001). Durante seu percurso a topografia varia muito: à jusante do município de União da Vitória, o rio Iguaçu passa a ter o leito caracterizado por um vale profundo e encaixado e apresenta um desnível considerável. Devido a este fato, a partir deste município inicia-se a rede de usinas hidrelétricas do rio Iguaçu a citar:

- Usina Hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Neto: reservatório de Foz do Areia;

- Usina Hidrelétrica Governador Ney Aminthas de Barros Braga: reservatório Salto Segredo;
- Usina Hidrelétrica de Salto Santiago: reservatório Salto Santiago;
- Usina Hidrelétrica de Salto Osório: reservatório Salto Osório;
- Usina Hidrelétrica de Salto Caxias: reservatório Salto Caxias.

Além do rio Iguaçu, dos cinco reservatórios presentes, quatro foram amostrados neste estudo, exceto Salto Osório, devido a sua proximidade com Salto Caxias. A Tabela 3.1 apresenta um resumo de algumas características importantes dos reservatórios.

Tabela 3.1: Características dos reservatórios estudados

Reservatório	Área inundada (km²)	Volume (hm³)	Prof. Máx. (m)	Prof. Méd. (m)	Tempo de detenção (dias)
Foz do areia	139	5,8	160	40	102
Segredo	80,6	3	108	36,6	47
Santiago	208	6,7	70	35	50,8
Caxias	131	0,9		25	33

Fonte: Adaptado de Lactec (2009a), Lactec (2009b), Tractibel (2002) e Ribeiro *et al.*, (2005)

Ao longo do rio Iguaçu foram monitorados dezesseis pontos, desde sua nascente até próximo de sua foz no rio Paraná. As Figuras 3.1, 3.2, 3.3, 3.4 e 3.5 apresentam os mapas com a localização espacial dos pontos amostrados no rio e reservatórios, a Tabela 3.2 apresenta a localização geográfica dos pontos monitorados, e as Figuras 3.6 e 3.7 as fotos dos pontos amostrados no rio Iguaçu.

Conforme apresentado na Figura 3.1, a Bacia do Alto Iguaçu encontra-se inserida na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), a qual possui pequeno desnível do rio e grande sinuosidade, com área de drenagem de aproximadamente 3.000 km² (até a seção fluviométrica da Estação Balsa Nova, IG-7, localizado no município de Balsa Nova). A população total da bacia do Alto Iguaçu é de aproximadamente três milhões de habitantes, da qual 92% caracteriza-se como população urbana, sendo que o município de Curitiba possui 77% da população, 1.970.435 habitantes. A RMC

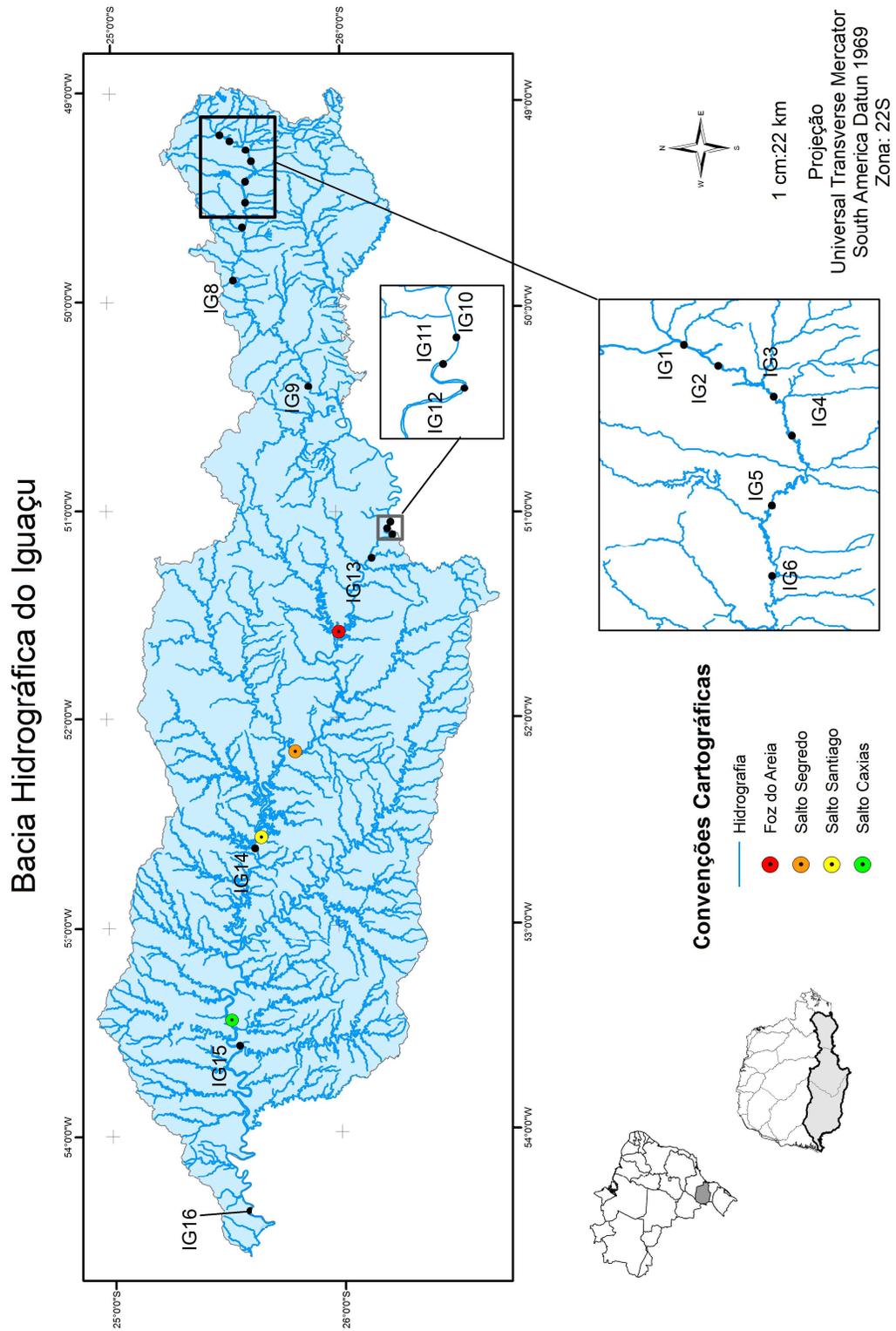


Figura 3.1: Localização espacial dos pontos amostrados na bacia do rio Iguazu

Reservatório Foz de Areia

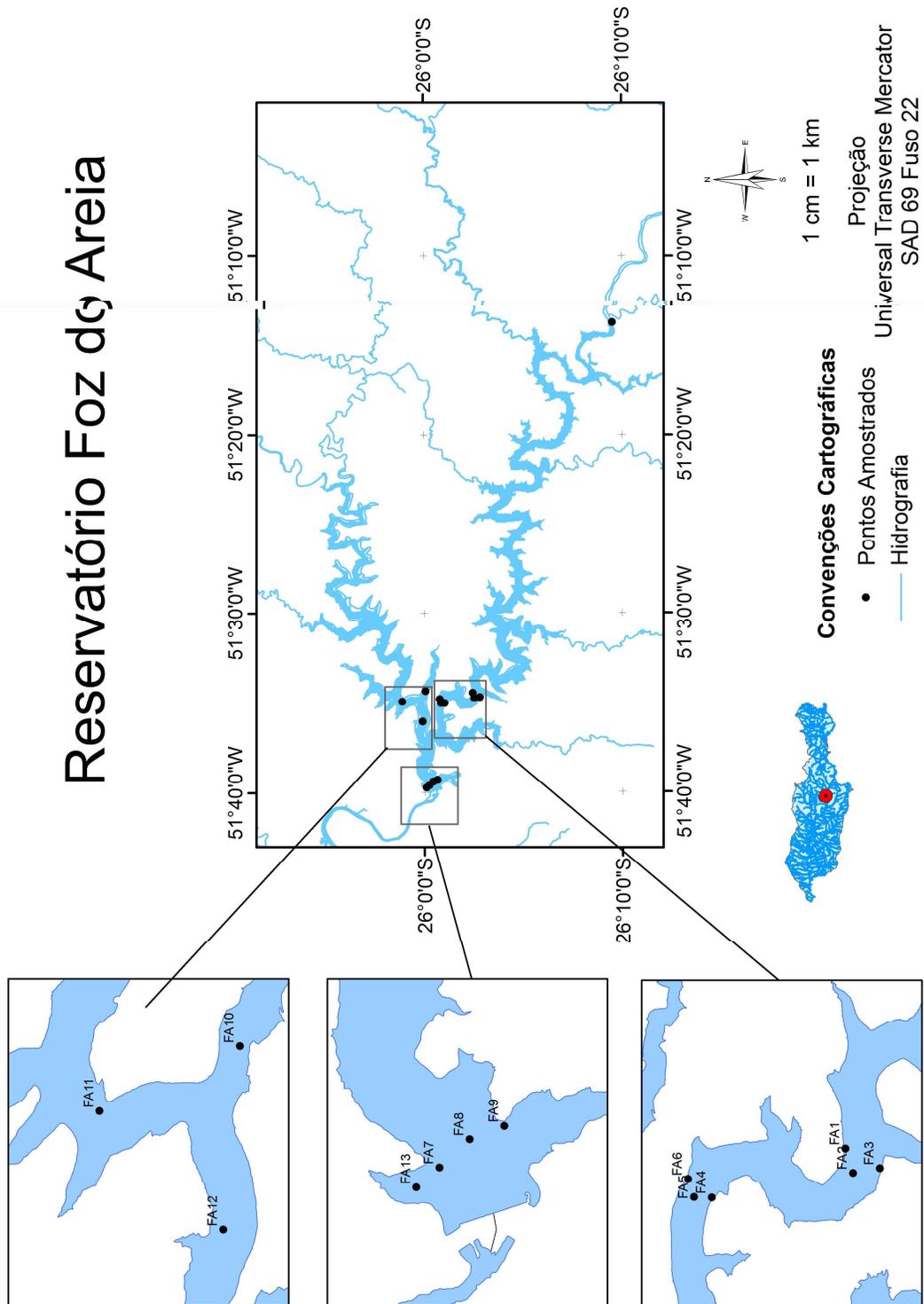


Figura 3.2: Localização espacial dos pontos amostrados no reservatório de Foz de Areia

Reservatório Salto Segredo

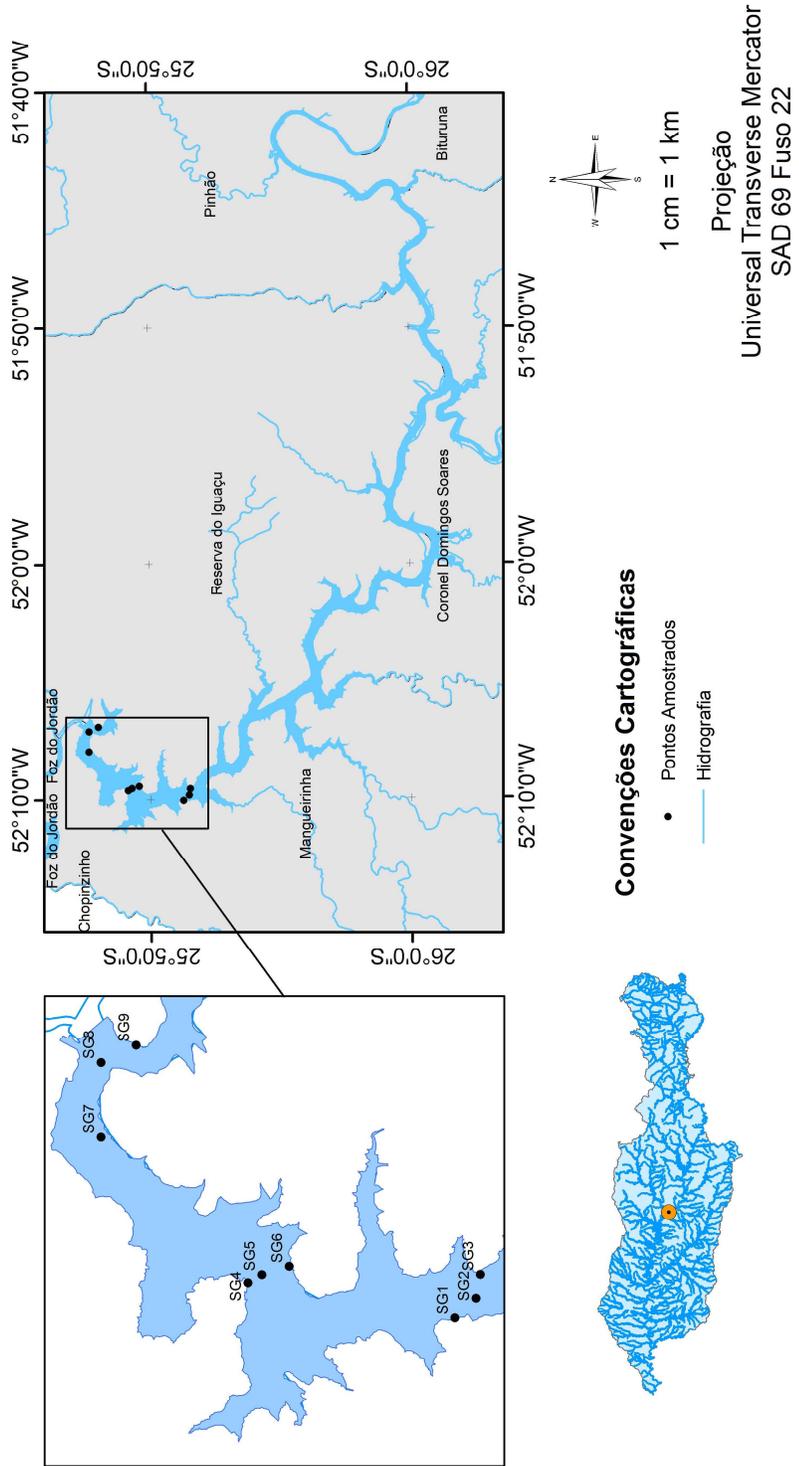


Figura 3.3: Localização espacial dos pontos amostrados no reservatório de Salto Segredo

Reservatório Salto Santiago

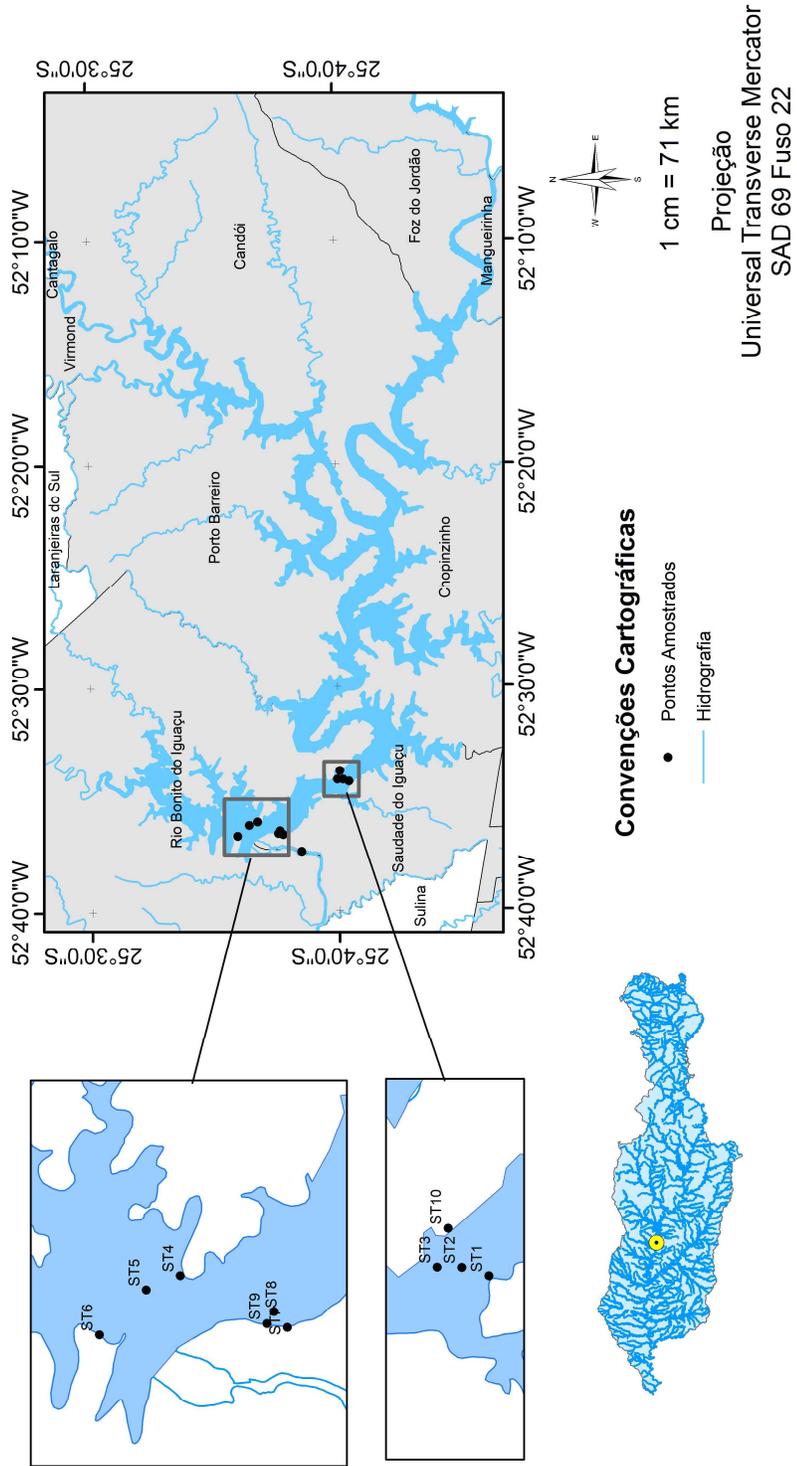


Figura 3.4: Localização espacial dos pontos amostrados no reservatório de Salto Santiago

Reservatório Salto Caxias

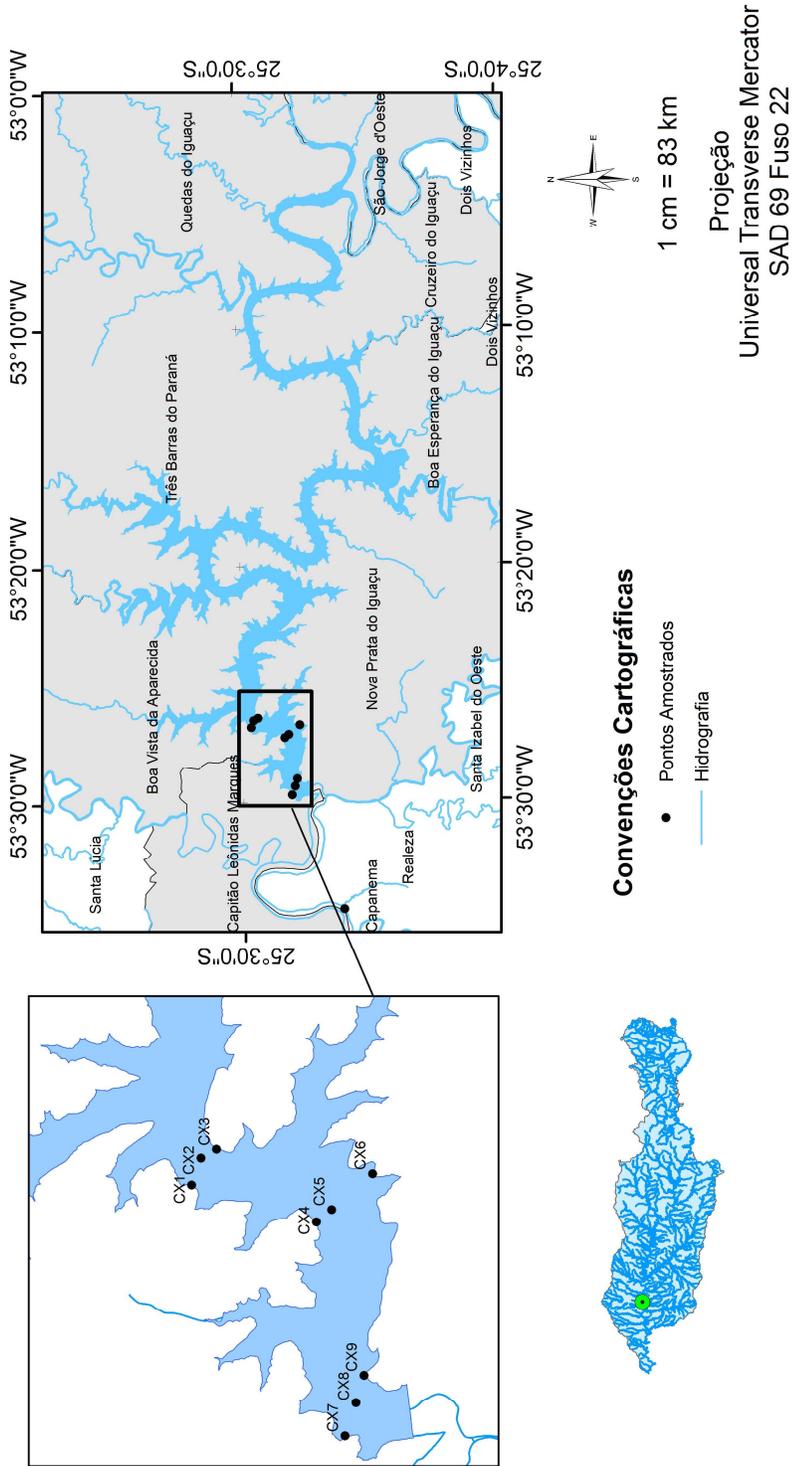


Figura 3.5: Localização espacial dos pontos amostrados no reservatório de Salto Caxias



Figura 3.6: Fotos dos pontos de coleta no rio Iguazu (IG1 a IG8)

Fonte: Adaptado de Ide (2014)



Figura 3.7: Fotos dos pontos de coleta no rio Iguazu (IG9 a IG16)

Fonte: Adaptado de Ide (2014)

Tabela 3.2: Localização geográfica dos pontos amostrados no rio Iguaçu

Ponto	Sub-Bacia	Coordenada Geográfica		Local	Distância (Km) da nascente
IG-1		O 49 11 25.1	S 25 29 3.3	Br 277	0
IG-2		O 49 13 7.9	S 25 31 41.7	Parque Náutico	5,93
IG-3		O 49 15 41.6	S 25 35 57.1	Ponte Umbarazinho	16,22
IG-4		O 49 18 55.9	S 25 37 22.1	BR 116	22,4
IG-5	Alto Iguaçu	O 49 24 48.8	S 25 35 54.3	Parque das Pontes	36,52
IG-6		O 49 30 47.8	S 25 35 59.7	Guajuvira	53,84
IG-7		O 49 37 52.7	S 25 35 15.1	Balsa Nova	78,74
IG-8		O 49 53 20.0	S 25 32 59.4	Porto Amazonas	125,44
IG-9		O 50 23 42.3	S 25 52 52.7	São Mateus do Sul	279,44
IG-10		O 51 4 47.8	S 26 9 32.0	União da Vitória (ETA)	435,67
IG-11	Médio Iguaçu	O 51 2 53.9	S 26 14 27.6	União da Vitória (Centro)	439,46
IG-12		O 51 6 31.8	S 26 14 58.2	União da Vitória (ETE)	446,41
IG-13		O 51 13 42.1	S 26 9 32.0	Porto Vitória	466,3
IG-14		O 52 37 20.4	S 25 38 29.5		731,19
IG-15	Baixo Iguaçu	O 53 34 32.9	S 25 33 47.9	Ponte BR 163	986,85
IG-16		O 54 27 21.7	S 25 39 10.1	PNI - Macuco Safari	1167,9

está passando por um processo de ocupação irregular de várzeas e áreas de mananciais, em especial na margem direita do Rio Iguaçu, ocasionando problemas acerca dos sistemas de abastecimento de água, do tratamento de esgotos sanitários e dos sistemas de drenagem urbana, os quais não acompanham o crescimento dos 18 municípios que estão localizados em seu limite (Almirante Tamandaré, Araucária, Balsa Nova, Campina Grande do Sul, Campo largo, Campo Magro, Contenda, Curitiba, Fazenda Rio Grande, Lapa, Mandirituba, Palmeira, Pinhais, Piraquara, Porto Amazonas, Quatro Barras e São José dos Pinhais).

Tanto a bacia do Iguaçu Médio como o Baixo apresentam menor impacto de fontes pontuais, nestas duas sub-bacias o impacto difuso é predominante, devido as características agrícolas da economia dos municípios localizados nesta área (SETTI et al., 2001).

3.1 ESTUDOS REALIZADOS NA BACIA DO RIO IGUAÇU

A bacia do rio Iguaçu foi alvo de diversos estudos, em geral foram realizados monitoramentos com o intuito de compreender a complexa relação da dinâmica de uso e ocupação do solo

com a degradação dos recursos hídricos. Estes estudos realizados evidenciaram o elevado grau de comprometimento da qualidade tanto do rio Iguaçu como de seus tributários, principalmente na sub-bacia do Alto Iguaçu.

Nesta sub-bacia destacam-se os projetos: Análise da sustentabilidade econômica e ambiental de metas de despoluição hídrica (estudo de caso: Alto Iguaçu) (2003-2005), Bacias críticas: bases técnicas para a definição de metas progressivas para seu enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão (2005-2007), e o Projeto Integra: disponibilidade hídrica para aplicação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, quantidade e qualidade de água (2009-2011). Os projetos acima mencionados abordaram questões referentes à qualidade da água da bacia estudada, projeções futuras de qualidade considerando cenários de despoluição hídrica, avaliação do potencial poluidor de fontes difusas além de definição de instrumentos de gestão de recursos hídricos.

Em uma de suas sub-bacias, a do Barigui, pode-se citar: o projeto Barigui (2002-2005), o Matasul - Rede de pesquisa em bacias representativas e experimentais no bioma da Mata Atlântica, na região sul do Brasil (2006-2009) e o Climasul – Estudo das mudanças climáticas na região sul do Brasil (2009-2011), que respectivamente abordaram aspectos sobre padrões de qualidade da água e mecanismos de controle de cheias, compreensão e representação de processos hidrossedimentológicos em diferentes escalas temporais e desenvolvimento de instrumentos para avaliação da contribuição da poluição difusa a partir de dados de monitoramento em tempo real, com utilização de sensores automáticos.

Estes projetos de pesquisa em seu horizonte proporcionaram o desenvolvimento de dissertações e teses de doutorado, os quais geraram também como produtos finais artigos científicos, com informações relevantes para a compreensão da dinâmica da bacia do rio Iguaçu. Alguns dos trabalhos mais importantes estão apresentados na Tabela 6.1. Em ambientes lênticos, o foco principal foi a eutrofização e modelagem da qualidade da água, e em lóticos, em geral foram realizados monitoramentos de parâmetros físico-químicos tanto da água como do sedimento, o desenvolvi-

mento e aplicação de modelos matemáticos, além de avaliações de estratégias de monitoramento que consideraram a variação espacial da qualidade em uma seção e aplicação de monitoramento automático.

Inicialmente, a metodologia desenvolvida nestes estudos fundamentou-se em programas de monitoramentos de parâmetros físicos e químicos da água, tradicionais (DBO, DQO, OD, séries de nitrogênio, e séries de fósforo) e outros que foram sendo incorporados à rotina analítica ao longo dos anos (carbono orgânico total - COT, metais traços e coliformes). O avanço dos parâmetros monitorados permitiu a consolidação de um importante banco de dados além de subsidiar a implementação dos modelos matemáticos e das análises estatísticas multivariadas.

Esta expansão gradual permitiu uma evolução do olhar sobre a qualidade ambiental em bacias, de forma que o biomonitoramento utilizado neste trabalho, é o próxima contribuição para o desenvolvimento de ferramentas para a gestão de recursos hídricos, tendo como área de estudo a bacia do rio Iguaçu. Este estudo foi o primeiro que contemplou toda a bacia, com pontos de monitoramento que foram desde sua nascente até a foz, abrangendo os diversos usos e ocupações do solo.

Tabela 3.3: Pesquisas desenvolvidas na Bacia do rio Iguaçu

Autores	Ambiente		Água		Sedimento		Estatística		Conceitos		Modelagem		Estratégia de monitoramento				
	Lênico	Lático	Físico-químico	Biológico	Técnicas espec-troscópicas	Contaminantes emergentes	Físico-químico	Transporte	Multivariada	Conceitos financeiros	Estatística da água	Qualidade da água	Ferramenta de suporte e decisão	Ferramenta de calibração	Planejamento e gestão	Espacial	Monitoramento automatizado
Bizzoni (2000)		X									X						
Braga et al. (2003)		X															X
Bäumle (2004)		X															
Azevedo e Teixeira (2006)		X					X										
Przybysz (2007)															X		
Villa (2008)		X															
Bern (2009)		X	X				X										
Dombroski et al. (2009)		X	X														
França (2009)		X						X									
Froehner et al. (2009)		X					X										
Knapik (2009)		X															
Kondageski (2009)		X										X					
Mizukawa et al. (2009)		X	X														
Nahon (2009)		X															
Seuissiato et al. (2009)		X											X				
Azevedo et al. (2010)		X															
Brites (2011)		X															
Goncalves (2011)		X															
Knapik et al. (2011)		X															
Dombroski et al. (2012)		X															
Almeida et al. (2013)		X															
Bern et al. (2013)		X															
Bern et al. (2013)		X															
Braga et al. (2013)		X															
Coelho (2013)		X															
Knapik et al. (2013)		X															
Idé et al. (2013)		X															
Osawa et al. (2013)		X															
Osawa et al. (2013)		X															

MATERIAL E MÉTODOS

As campanhas de amostragem foram planejadas de modo a observar o efeito da sazonalidade. Foram realizadas 5 coletas a citar, julho/2012 (C1), novembro/2012 (C2), fevereiro/2013 (C3), setembro/2013 (C4), dezembro/2013 (C5). Nas coletas C1 a C3 foram amostrados os pontos localizados no rio Iguaçu e reservatórios. Nas coletas C4 e C5 apenas o rio foi monitorado até a ponto IG-13, devido o baixo número de organismos registrados nos reservatórios. Foram coletadas em cada campanha amostras de água e sedimento, para determinação de parâmetros físicos, químicos e biológicos.

4.1 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

O monitoramento da qualidade da água contemplou parâmetros físico e químicos a fim de fornecer dados que contribuam para compreender os impactos dos diferentes usos e ocupações do solo da bacia do rio Iguaçu. A coleta da água foi realizada com uma garrafa do tipo Van Dorn de 5 L. As medidas dos parâmetros *in situ* foram realizadas com a sonda multiparamétrica marca Hanna, modelo HI 9828 e a turbidez com o turbidímetro portátil marca Hanna, modelo 93102. A Tabela 4.1 apresenta as variáveis obtidas pelos sensores bem como a faixa de detecção dos equipamentos.

Para as demais análises, as amostras foram preservadas a 4°C até sua determinação conforme

os procedimentos de análise apresentados no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998):

- Nitrito: Método da sulfanilamida/N-1-Naftil 4500B;
- Nitrato: Método da coluna de Cd-Cu 4500E e método da sulfanilamida/N-1-Naftil 4500B;
- Nitrogênio Amoniacal: Método modificado do Fenato/Azul de Indofenol 4500F;
- Nitrogênio Total: Método da digestão por Persulfato de Potássio 4500C;
- Fósforo reativo dissolvido: Método do Ácido ascórbico 4500E;
- Fósforo Total: Método da Digestão Alcalina 4500P e método do Ácido ascórbico 4500E;
- Clorofila-a: Método da extração com Acetona (90%) 10200H.

Para determinação do carbono orgânico dissolvido, as amostras *in natura* foram filtradas utilizando membranas de éster de celulose com $0,45 \mu\text{m}$, em seguida o filtrado foi acidificado com ácido sulfúrico e as amostras analisadas pelo método de combustão da matéria orgânica no equipamento de marca Thermo Electron Corporation, modelo HiperTOC (THERMO ELECTRON CORPORATION, 2004).

4.2 MONITORAMENTO DAS CARACTERÍSTICAS DO SEDIMENTO

As amostragens de sedimento foram coletadas através de uma draga de Petersen modificada, armazenando o sedimento em sacos plásticos. Para as análises físicas e químicas do sedimento o mesmo foi seco em estufa a 50°C . A partir do sedimento seco foram realizadas as seguintes análises:

- Granulometria: Método de Suguio (1973), seguindo a escala de Wentworth (1922);

Tabela 4.1: Precisão dos dados obtidos pela sonda multiparamétrica e turbidímetro

Variável	Escala	Resolução	Precisão
Temperatura (°C)	- 5,0 a 55,0 °C	0,01 pH	± 0,02 pH
pH	0,00 a 14,0 pH	0,01 °C	± 0,15 °C
Oxigênio dissolvido (mg/L)	0,0 a 50,0 mg/L	0,01 mg/L	± 0,1 mg/L
Saturação de oxigênio dissolvido (%)	0,0 a 500,0%	0,10%	± 0,1 %
Condutividade $\mu\text{s/cm}$	0,000 a 9.999,0 $\mu\text{s/cm}$	1,0 a 9.999,0 $\mu\text{s/cm}$	± 1,0 $\mu\text{s/cm}$
Sólidos totais dissolvido (mg/L)	0 a 400.000 mg/L	0 a 9.999 mg/L	± 1,0 mg/L
Turbidez (NTU)	0,00 a 1000 NTU	0.1 NTU de 10.0 a 99.9NTU	± 2% da leitura mais 0.02 NTU

- Fósforo Total: Método da Ignição e dissolução com HCl (ANDERSEN, 1975) e método do Ácido ascórbico 4500E;
- Nitrogênio Total: Método da digestão por Persulfato de Potássio (SMART et al., 1975), método da coluna de Cd-Cu 4500E e método da sulfanilamida/N-1-Naftil 4500B;
- Metais biodisponíveis: pesou-se cerca de 0,50 g da amostra em um tubo Falcon e adicionaram-se 10,00 mL de HCl 1,0 mol/L, submetendo-se a mistura à agitação em um agitador horizontal, a 200 rpm, por 2 h. A suspensão foi, então, filtrada em uma centrífuga a 3000 rpm por 3 minutos, o sobrenadante foi acondicionado em outro tubo Falcon e armazenado a 4°C (Adaptado de Mozzeto, 1997).

4.3 AMOSTRAGEM E COLETA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

A amostragem do sedimento para determinação dos macroinvertebrados bentônicos foi realizada em triplicata com o auxílio de uma draga do tipo Petersen modificada. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos para lavagem e pré-triagem em malhas de 2,0, 1,0 e 0,2 mm de abertura. O material retido na peneira de 0,2 mm foi armazenado em um frasco, etiquetado e a amostra preservada em álcool 70% de acordo com metodologia proposta por Anjos et al. (2011). Posteriormente foi realizada a identificação macroinvertebrados bentônicos a nível de grandes grupos com o auxílio de um microscópio estereoscópico. Os táxons Chironomidae e Oligochaeta foram identificados em níveis taxonômicos inferiores com o auxílio de um microscópio óptico e chaves de identificação elaboradas por Trivinho-Strixino (2011) e Brinkhurst e Marchese (1991) respectivamente. A densidade dos macroinvertebrados bentônicos, número de indivíduos por metro quadrado, foi calculada considerando a área da draga de Petersen modificada (0,018 m²).

4.4 OBTENÇÃO DOS DADOS DE VAZÃO

Os dados de vazão foram obtidos por meio de estações monitoradas pela Copel, Instituto das Águas e Agência Nacional de Águas através da leitura de régua linimétrica. Nas estações em que não havia dados de leitura, a vazão foi calculada com base na vazão específica dos dados do ponto IG-8 (Porto Amazonas) considerando a respectiva área da seção.

4.5 MÉTRICAS BIOLÓGICAS

Os atributos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foram analisados a partir índice de diversidade de Shannon-Weaver, do índice de equitabilidade de Pielou e da riqueza (S). A diversidade de Shannon-Weaver avalia a riqueza e uniformidade da população em estudo, é

Tabela 4.2: Estações fluviométricas utilizadas no monitoramento da vazão do rio Iguaçu

Ponto	Código ANEEL	Estação	Área drenagem (Km ²)
IG-1	65009000	Ponte BR 277	626
IG-2		Sem dados	
IG-3	65017006	Ponte do Umbarazinho	1.284
IG-4		Sem dados	
IG-5	65019980	Araucária	2.122
IG-6	65025000	Guajuvira	2.578
IG-7	65028000	Balsa Nova	3.049
IG-8	65035000	Porto Amazonas	3.662
IG-9	65060000	São Mateus do Sul	6.065
IG-10	65310000	União da Vitória	24.211
IG-11	65310000	União da Vitória	24.211
IG-12	65310000	União da Vitória	24.211
IG-13	65365800	R5 Porto Vitória	24.900
IG-14		Sem dados	
IG-15		Sem dados	
IG-16	65993000	Salto Cataratas	67.317

calculada conforme apresentado na equação 1:

$$H' = \frac{[N \ln(N) - \sum_{i=1}^S n_i \ln(n_i)]}{N}$$

em que:

H' = Índice de Shannon-Weaver

n_i = Número de indivíduos amostrados da i-ésima espécie

N = número total de indivíduos amostrados

S = número total de espécies amostradas

ln = logaritmo de base neperiana

Enquanto a equitabilidade avalia somente a uniformidade e a riqueza o número de espécies da população. A equitabilidade de Pielou é calculada de acordo com a equação 2:

$$J' = \frac{H' \text{ observado}}{H' \text{ máx}}$$

em que:

J = Equabilidade de Pielou

$H_{\text{máx}} = \ln(S)$

S = número total de espécies amostradas

H' observado = índice de diversidade de Shannon-Weaver

As análises foram realizadas no software PC-ORD (versão 5.0). Foi calculada a relação Oligochaeta/Oligochaeta + Chironomidae, de acordo com esta relação valores próximos de 1 indicam ponto com impacto sobre a qualidade da água e próximos a 0 pontos em que a qualidade da água é boa (HERGENRADER e LESSIG, 1980).

4.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os dados foram processados segundo o esquema apresentado na Figura 4.1, para os pontos localizados no rio Iguaçu. Para os pontos localizados no reservatórios amostrados, os dados foram processados de acordo com a Figura 4.2. Primeiramente, os dados das características da qualidade físico e química da água e sedimento obtidos foram transformados em log, e os dados bióticos foram transformados em $\log(x+1)$.

A aplicação das análises estatísticas foi realizada a partir de conjuntos de dados distintos. Para avaliação da influência do fator de escala da bacia, foi considerado primeiramente todo o conjunto de dados dos pontos monitorados no rio Iguaçu (16 pontos). Após a análise do conjunto completo de dados, foi realizada a análise a nível da sub-bacia do Alto Iguaçu. As demais sub-bacias, Bacia do Médio Iguaçu e Bacia do Baixo Iguaçu não cumprem os requisitos para aplicação da ACP, pois apresentarem um número reduzido de pontos. A análise estatística dos ambientes lênticos foi realizada separadamente, os dados de cada reservatório foram agrupados para avaliação de diferenças espaciais e temporais. Para avaliação do conjunto de dados de qualidade da água e sedimento foi utilizada análise de componentes principais (ACP) para reduzir a dimensionalidade dos dados.

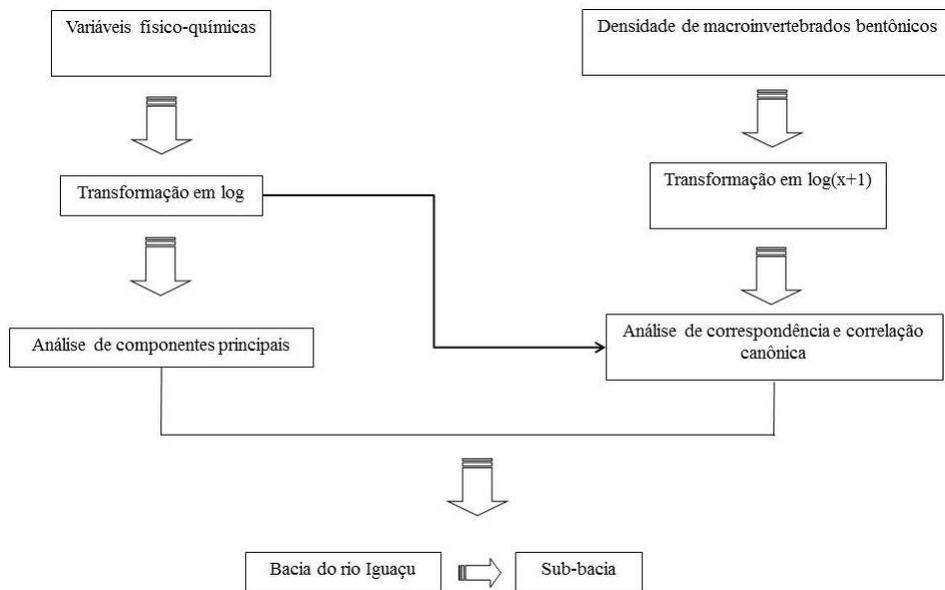


Figura 4.1: Esquema do tratamento dos dados para aplicação das análises estatísticas dos pontos amostrados no rio Iguaçu

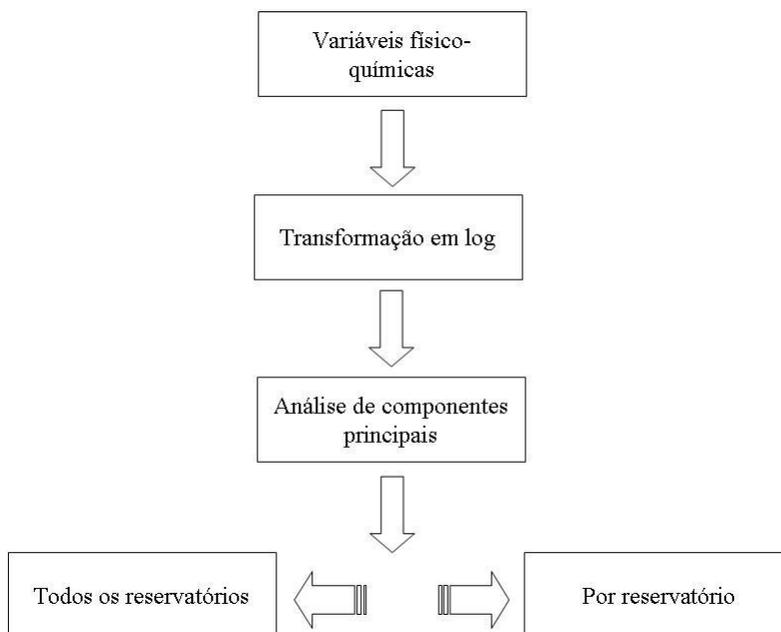


Figura 4.2: Esquema do tratamento dos dados para aplicação das análises estatísticas dos pontos amostrados nos reservatórios

Foi aplicada a análise de correlação canônica para analisar relações dos macroinvertebrados bentônicos com as variáveis abióticas. A análise de agrupamento foi utilizada nos dados de qualidade da água dos pontos monitorados no rio Iguaçu, a fim de identificar similaridades, através da distância euclidiana. Também foi realizada a análise de variância (ANOVA ONE-WAY) para verificar diferenças significativas dos dados de riqueza e diversidade de Shannon-Weaver entre os pontos de coleta do rio Iguaçu.

Por fim, foi realizada uma análise de espécies indicadoras (IndVal) (Dufrêne e Legendre, 1997), com o objetivo de testar o potencial da comunidade bentônica como indicador de condições ambientais e verificar quais táxons são representativos em cada sub-bacia (Alto, Médio e Baixo Iguaçu). O IndVal é dado pela expressão: $IV = A * B * 100$, onde A é a abundância média de espécies e B é a frequência relativa de ocorrência das espécies. A importância de cada espécie foi verificada através dos valores p ($<0,05$). Para o rio Iguaçu, o IndVal foi aplicado categorizando os organismos de acordo com as sub-bacias Alto, Médio e Baixo Iguaçu. Para os reservatórios, foi considerado o estado trófico em relação à concentração de fósforo total, proposta por Vollenweider (1968).

RESULTADOS E DISCUSSÃO DOS DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA

5.1 QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO IGUAÇU

O rio Iguaçu apresenta uso e ocupação do solo diferenciado ao longo de seu percurso, sendo que a intensa ocupação urbana situa-se próximo a sua nascente, isto é, em seus quilômetros iniciais (RMC). Foram analisados diversos parâmetros de qualidade da água sendo estes: pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade, turbidez, sólidos totais dissolvidos, carbono orgânico dissolvido, fósforo total, fósforo reativo dissolvido, nitrito, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio orgânico e nitrogênio total, além da vazão, os quais estão descritos a seguir.

Os valores de pH, além de representarem se o ambiente aquático encontra-se mais básico ou ácido, possui grande importância na regulação e favorecimento de reações químicas, na distribuição de espécies químicas como as do sistema carbonato e em reações biológicas, colaborando para que organismos desempenhem suas funções fisiológicas. De acordo com a resolução CONAMA 357/05, os valores de pH entre 6,0 a 9,0 para rios classe 2. Neste estudo os valores de pH enquadraram esta faixa (Figura 5.1), exceto o IG-16, que em julho de 2012, apresentou pH de 9,27.

Os resultados das concentrações de OD ao longo do rio Iguaçu estão apresentadas na Figura

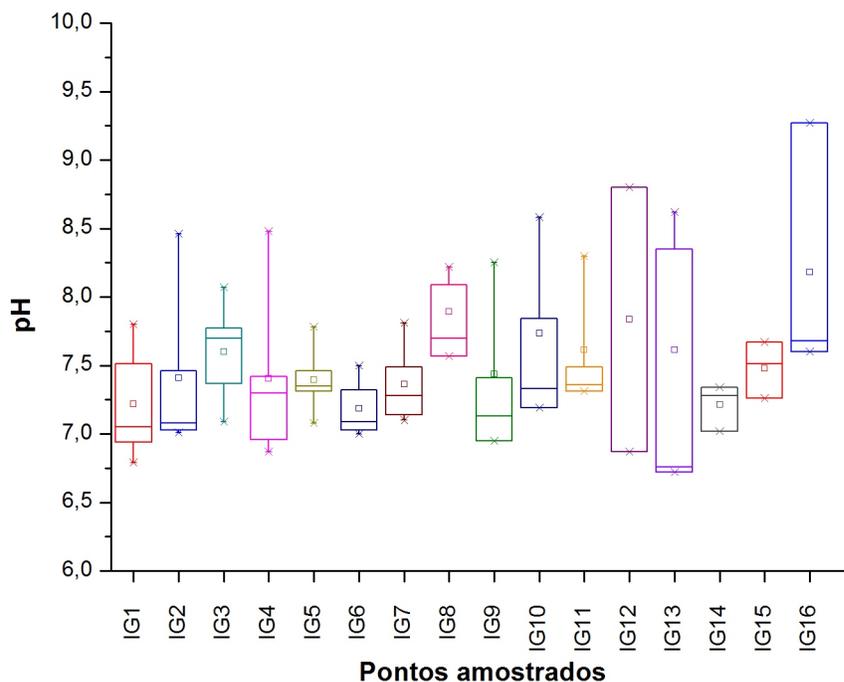


Figura 5.1: Valores de pH nos pontos monitorados ao longo do rio Iguazu

5.2. Durante todo seu percurso o rio é enquadrado na Classe 2 de acordo com a resolução 357/2005, dessa forma a concentração mínima que deveria ser observada é 5 mg/L. As concentrações permaneceram inferiores ao limite estabelecido entre os pontos IG-1 a IG-7, variando de 0,00 mg/L (IG-2, 4, 5 e 6 em novembro a 5,16 mg/L em fevereiro). O ponto IG-8 localizado no município de Porto Amazonas representou o início da melhora da qualidade do rio Iguazu em relação a concentração de oxigênio dissolvido, devido a dois fatores: processo de autodepuração e aumento da diluição da concentração de matéria orgânica. Houveram também valores não enquadrados na Classe 2, no entanto menores, entre os pontos IG-9 a IG-13 (3,24 mg/L no IG-9 em setembro a 4,90 mg/L no ponto IG-11 em fevereiro). Somente em três pontos monitorados a Classe 2 foi atingida, IG-14 a IG-16.

A condutividade está relacionada com a capacidade de transmissão de corrente elétrica, tem relação com a geologia da bacia hidrográfica, regime de chuvas e fontes antropogênicas como efluentes industriais ou esgotos tratados ou *in natura*. Sendo assim, em áreas ocupadas ocupadas por habitantes e indústrias é provável encontrar valores elevados de condutividade (Figura 5.3). Os

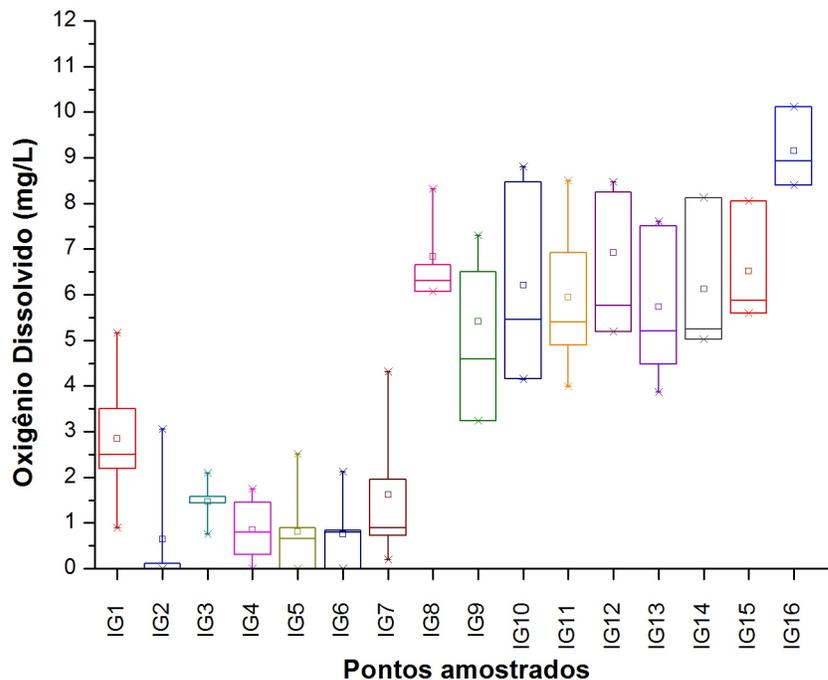


Figura 5.2: Concentrações de oxigênio dissolvido nos pontos monitorados ao longo do rio Iguazu resultados entre os pontos IG-1 e IG-8 foram os mais elevados nas coletas, variaram de 15,60 (IG-1 em fevereiro) a 445,00 $\mu\text{s/cm}$ (IG-2 em setembro). Deve ser considerado que os sais constituintes da condutividade são conservativos, a redução dos valores de condutividade até o IG-8 pode ser devido ao efeito de diluição do rio, o qual tem gradual aumento de sua vazão. Este parâmetro apresentou relação com a concentração de sólidos totais dissolvidos, podendo-se observar que os resultados de condutividade e sólidos totais dissolvidos apresentaram comportamentos similares (Figura 5.4). Os valores obtidos a partir ao IG-14 são influenciados pelos reservatórios que existem no rio Iguazu apresentando-se baixos, além da ocupação do solo da bacia, o qual a partir do IG-7 tem características agrícolas e agropecuárias predominantes e com núcleos urbanos pequenos.

Os sólidos totais dissolvidos (STD) são compostos por frações orgânicas (matéria orgânica) e inorgânicas (carbonatos, bicarbonatos, cloretos, sulfatos, fosfatos, cálcio e magnésio, entre outros). A fração orgânica pode interagir com diferentes espécies químicas, como por exemplo os metais. De acordo com a Figura 5.4, pode-se distinguir dois comportamentos, o primeiro localizado na RMC, pontos de intensa ocupação urbana, onde o IG-2 apresentou o maior valor de STD, 270

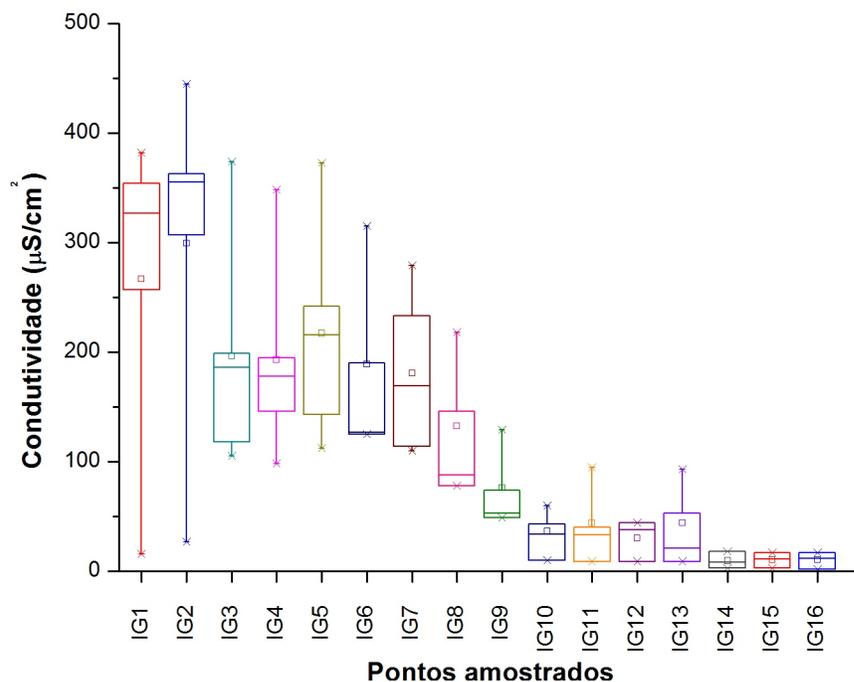


Figura 5.3: Valores de condutividade nos pontos monitorados ao longo do rio Iguazu

mg/L em setembro, e a partir do IG-8 (Porto Amazonas) houve uma redução da concentração.

A turbidez representa a atenuação da intensidade da luz ao atravessar a coluna d'água, seus valores são devido a presença de sólidos em suspensão (inorgânicos e detritos orgânicos), suas fontes potenciais dessa forma podem ser antropogênicas (esgotos lançados) ou naturais (erosão). De acordo com a resolução CONAMA 357/05, o valor máximo permitido para rios de Classe 2 é de 100 NTU (Figura 5.5). Alguns pontos estiveram acima do permitido para esta classe (IG-1, IG-3, IG-5, IG-8), o ponto IG-10 (localizado em uma ETA) esteve próximo do limite máximo para captação de abastecimento, que é de 100 NTU, sendo observado 96,9 NTU.

As concentrações das formas dissolvidas de carbono contemplam matéria orgânica dissolvida em todos os estados de oxidação, isto é, além da matéria orgânica biodegradável determinada pelo ensaio da tradicional da demanda bioquímica de oxigênio, outras substâncias como por exemplo os ácidos húmicos. Os valores podem apresentar comportamento sazonal especialmente em reservatórios eutrofizados. Em ambientes lóticos os valores são influenciados por despejos de efluentes industriais, esgotos domésticos tratados ou não, e pelo escoamento superficial da bacia de drena-

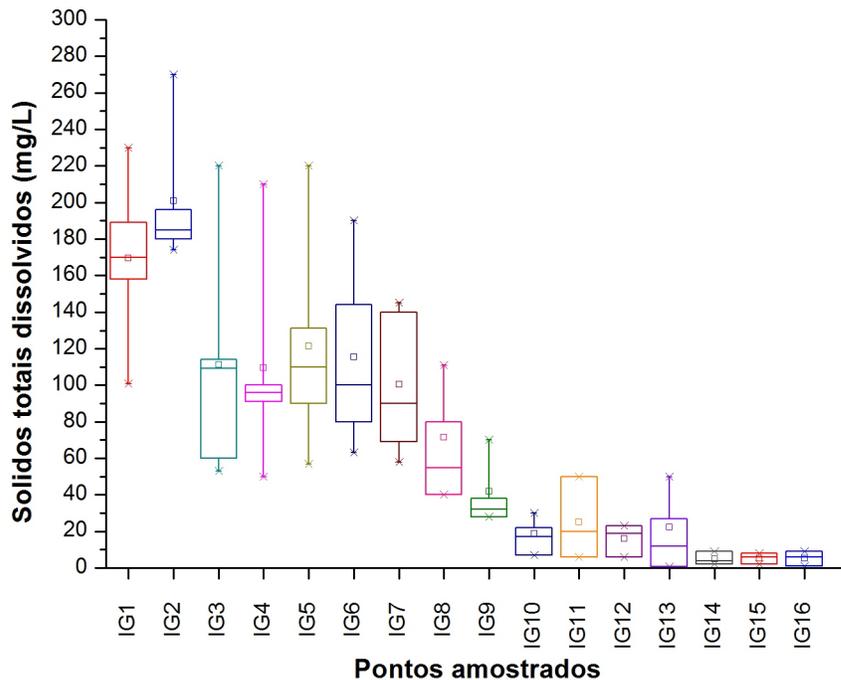


Figura 5.4: Concentração de sólidos totais dissolvidos nos pontos monitorados ao longo do rio Iguaçu

gem. Em rios como os localizados em regiões densamente ocupadas e com introdução de esgotos, como é o caso do rio Iguaçu no trecho pertencente a RMC, as concentrações de COD tende a serem elevadas. Os valores variam de 34,95 mg/L (IG-2, em julho) a 6,04 mg/L (IG-16, em fevereiro) (Figura 5.6).

Os altos valores de COD e condutividade e as baixas concentrações de oxigênio dissolvido nos pontos monitorados na RMC, indicam que há lançamentos de esgotos *in natura* no rio Iguaçu, conforme constatado por Knapik et al. (2011) e Bem et al. (2013), que a partir da caracterização espectroscópica da matéria orgânica observaram a predominância da fração lábil neste trecho do rio. O COD também desempenha um papel importante na dinâmica de vários compostos, principalmente na complexação de íons metálicos (BEZERRA et al., 2009), diminuindo assim a toxicidade de metais traço para a biota aquática.

Os resultados das concentrações de fósforo reativo dissolvido e de fósforo total estão apresentadas na Figura 5.7. as duas formas analisadas apresentaram valores elevados. O fósforo reativo

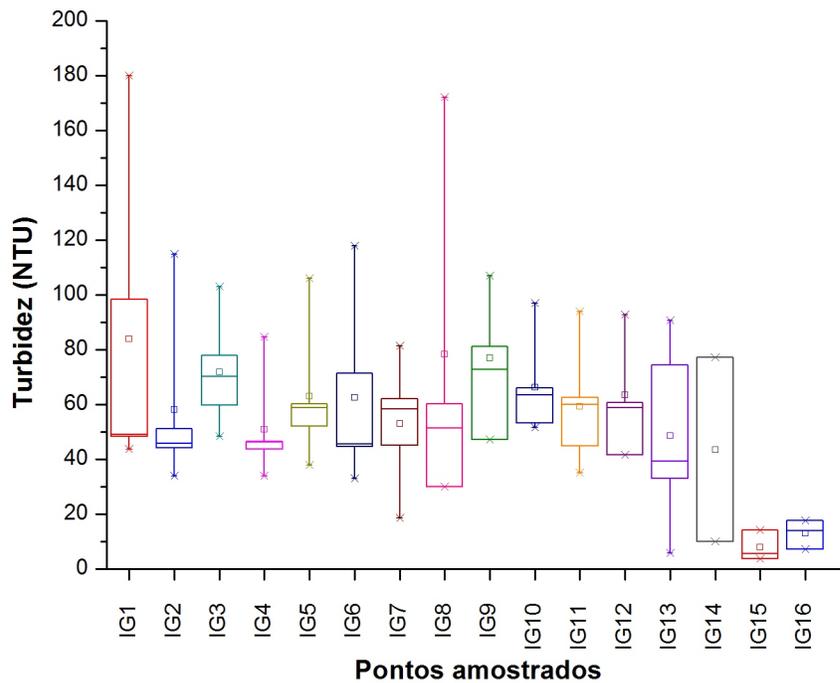


Figura 5.5: Turbidez nos pontos monitorados ao longo do rio Iguazu

dissolvido é de fácil assimilação pela biomassa, podendo causar o crescimento excessivo de algas principalmente em ambientes lânticos, como por exemplo o reservatório situado a jusante do IG-13, Foz do Areia, o qual recebe os despejos de esgotos domésticos introduzidos de forma irregular na RMC. Foram observados na RMC os valores mais elevados de fósforo reativo dissolvido, com concentração de 1,14 mg/L no ponto IG-2 em dezembro. A concentração de fósforo total máxima encontrada foi no ponto IG-1 (novembro) 1,93 mg/L, sendo que o limite de acordo com o CO-NAMA 357/05 é de 0,1 mg/L. As concentrações desta forma de fósforo foram inferiores ao limite estabelecido para rios Classe 2 somente após o ponto IG-10.

As concentrações de fósforo no ambiente aquático estão presentes especialmente por introdução de esgotos domésticos, efluentes industriais tratados ou não e pela formação geológica, embora seja raramente encontrado em altas concentrações em corpos aquáticos. O fósforo reativo dissolvido é uma forma de fósforo que está presente em esgotos *in natura*, portanto altas concentrações são um indício de contaminação por matéria orgânica. Os resultados das formas de fósforo corroboraram com os da condutividade, OD e COD. O fósforo, além de estar presente na coluna d'água

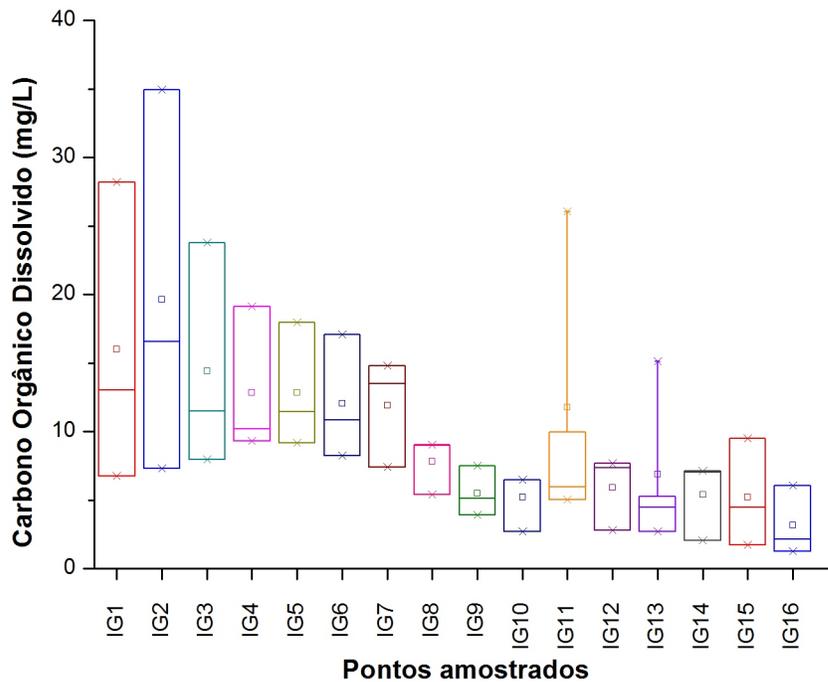


Figura 5.6: Concentrações de carbono orgânico dissolvido nos pontos monitorados ao longo do rio Iguaçu

também pode ser retido no sedimento por processos de adsorção/precipitação e constituir uma fonte secundária de introdução de nutriente em corpos aquáticos, quando liberado para a coluna d'água. Segundo Wetzel (1983), a troca de fósforo com o sedimento é a principal etapa do ciclo do fósforo no ambiente aquático. A liberação deste nutriente para a coluna d'água é influenciada pela diferença entre a concentração do sedimento e a da coluna d'água, e também pela baixa concentração de oxigênio dissolvido. Em condições de anaerobiose, o potencial de oxi-redução muito negativo promove a liberação do fósforo.

As formas de nitrogênio analisadas foram nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio total e de maneira indireta foi obtida a concentração de nitrogênio orgânico. Estas frações possuem funções, impactos e interpretações distintas no ambiente aquático. De acordo com a Figura 5.8, foram observadas altas concentrações de nitrogênio amoniacal entre os pontos IG-1 a IG-8. Assim como o nitrogênio na forma amoniacal, foi constatado também elevadas concentrações de nitrogênio orgânico, provavelmente, de esgotos *in natura* ou predomínio desta fonte, corroborando

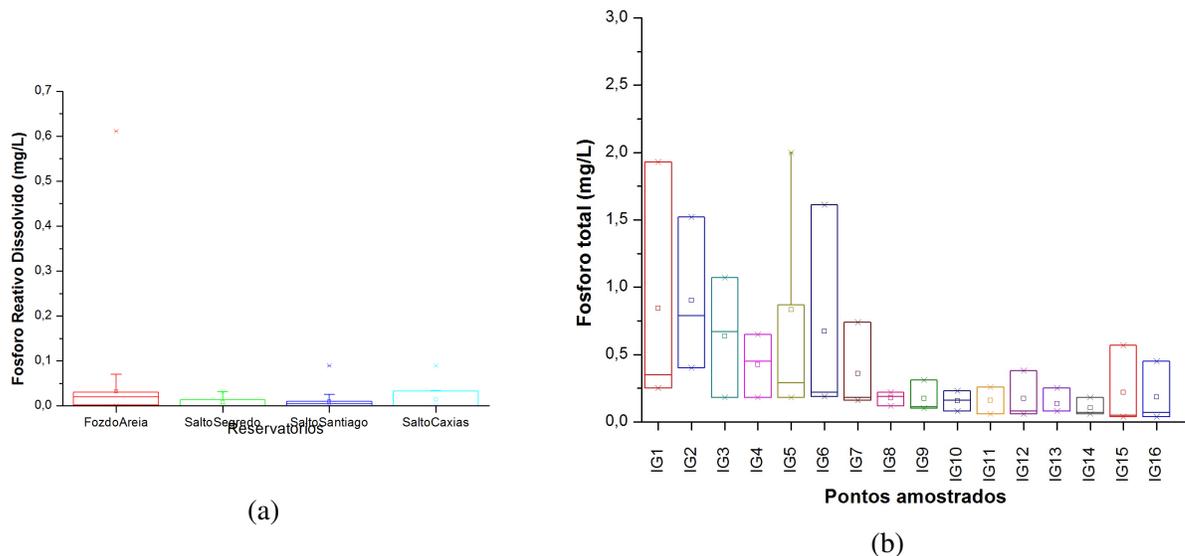
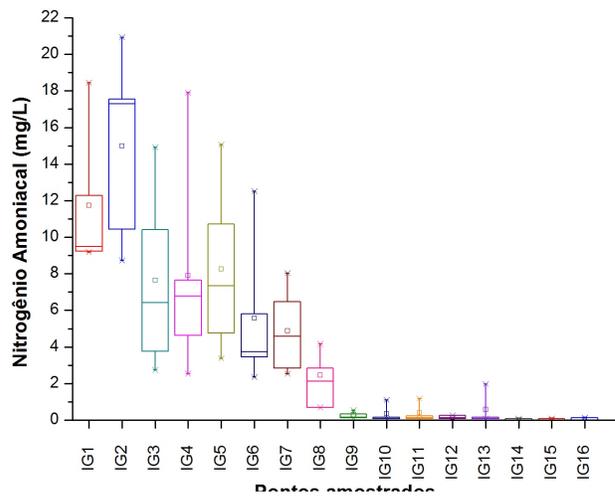


Figura 5.7: Concentrações das formas de fósforo nos pontos amostrados ao longo do rio Iguazu, (a) Fósforo reativo dissolvido e (b) Fósforo total

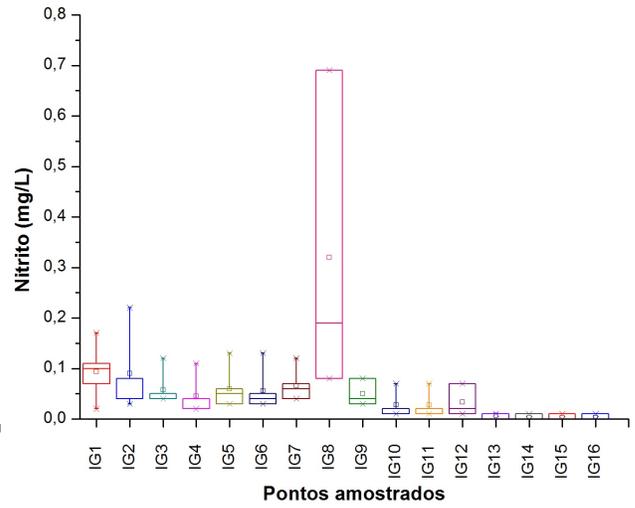
com as concentrações de oxigênio dissolvido, condutividade, STD, COD e de fósforo encontrados nestes pontos. O nitrogênio na forma de nitrato, foi a principal forma observada a partir do ponto IG-9. Analisando as frações de nitrogênio orgânico e total, é possível verificar que entre as formas analisadas a fração orgânica predominou. Na RMC o nitrogênio orgânico provavelmente teve origem no despejo de esgotos domésticos, a partir do IG-9, possivelmente a concentração presente foi devida a biomassa e introdução pelo escoamento superficial da bacia de drenagem.

A vazão embora não seja um parâmetro de qualidade é de relevante importância na avaliação da qualidade da água. De acordo com Almeida (2011), a consideração da vazão em programas de monitoramento é importante para estimação da capacidade de autodepuração ou de assimilação de poluentes em corpo aquáticos. A Figura 5.9 permitiu verificar que entre os pontos IG-1 a IG-9 o rio Iguazu apresenta um aumento gradual da vazão, sendo que neste trecho principalmente entre o IG-1 a IG-7 o rio possui contribuição de esgotos domésticos e a capacidade de diluição é pequena. A partir do IG-10 as fontes de introdução pontuais são insignificantes para alteração da qualidade da água e a vazão aumenta significativamente.

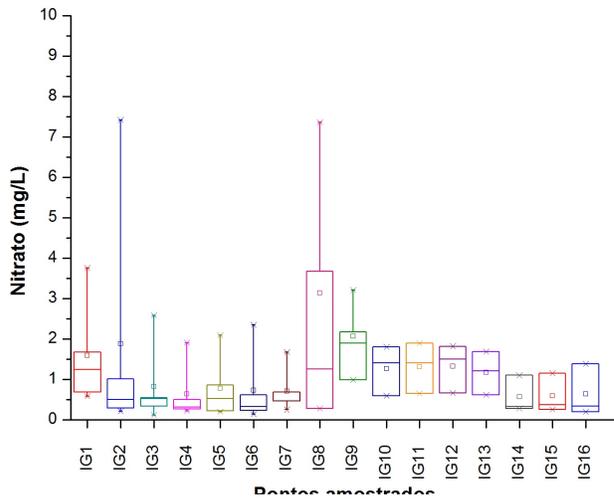
Além dos parâmetros tradicionais de qualidade água também foram analisados a cafeína e al-



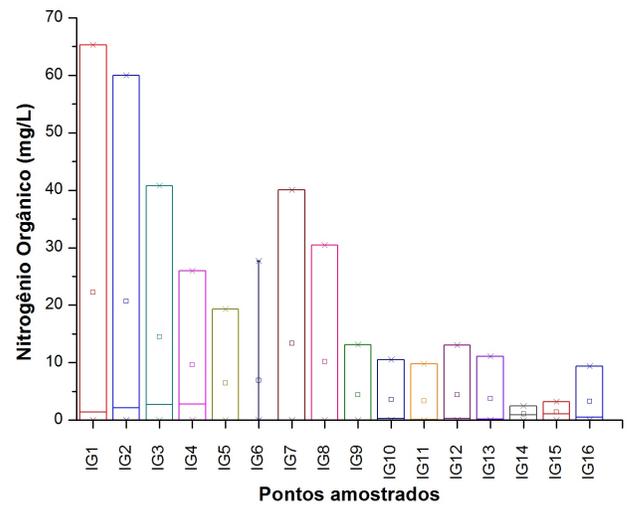
(a)



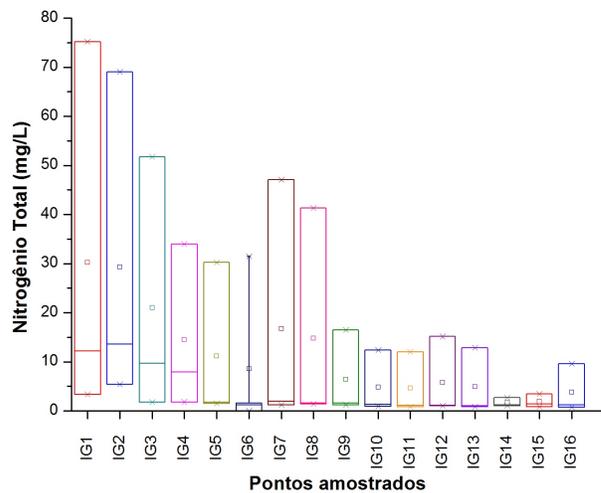
(b)



(c)



(d)



(e)

Figura 5.8: Concentrações das formas de nitrogênio nos pontos amostrados ao longo do rio Iguaçu, (a) Nitrogênio Amoniaco, (b) Nitrito, (c) Nitrato, (d) Nitrogênio Orgânico e (e) Nitrogênio Total

guns compostos emergentes (Tabela 5.1). A cafeína é uma substância que indica a introdução de esgotos domésticos em ambientes aquáticos pois não é encontrada naturalmente, sendo portanto um traçador confiável da contaminação originada por despejos domésticos sem tratamento, bem como alguns contaminantes emergentes como fármacos (Metoprolol, Propranolol, Ácido Acetilsalicílico e Ácido Salicílico), produtos de higiene pessoal (Naproxeno e Cetoprofeno) e os hormônios sexuais femininos (Estradiol, Etinilestradiol e Estrona) analisados em pesquisas realizadas por Ide (2014) e Osawa (2013). Os dados originados por estes estudos foram obtidos de amostras realizadas nas mesmas coletadas e pontos do rio Iguaçu que esta pesquisa.

Os resultados apresentados por Ide (2014) indicam que entre as estações IG-1 a IG-4, foram encontradas os maiores valores de concentração de cafeína, sendo que nos pontos a jusante e com núcleos urbanos menores a concentração foi gradativamente reduzida, devido principalmente a menor densidade populacional, efeito de diluição do rio Iguaçu e decomposição deste composto. As concentrações de cafeína variaram de 0 a 28 $\mu\text{g/L}$ nos pontos pertencentes a RMC.

Outros compostos emergentes determinados por Ide também foram observados entre os pontos IG-1 a IG-8, como os fármacos Ácido Acetilsalicílico, Ácido Salicílico, Naproxeno e Cetoprofeno. De acordo com seus resultados, foram identificadas concentrações elevadas de ácido acetilsalicílico no mês de fevereiro (coleta 3), realizada em período de estiagem, com valores 4,9 $\mu\text{g/L}$ no ponto IG-2 e de 5,2 $\mu\text{g/L}$ no IG-3. O ácido salicílico foi detectado entre o IG-1 a IG-6, com picos de concentração no ponto IG-2 (0,73 $\mu\text{g/L}$), IG-3 (1,5 $\mu\text{g/L}$) e IG-4 (0,93 $\mu\text{g/L}$).

A presença de HSFs também foi observado apenas entre as estações IG-1 a IG-8, o Estradiol teve como concentração máxima observada nos pontos IG-1 (1,26 $\mu\text{g/L}$) e IG-2 (1,42 $\mu\text{g/L}$). O Etinilestradiol foi detectado em apenas duas coletas no rio Iguaçu, no ponto IG-1 (0,39 a 1,48 $\mu\text{g/L}$), IG5 (1,11 $\mu\text{g/L}$) e IG-6 (1,10 $\mu\text{g/L}$). Em relação a Estrona Ide (2014) detectou no ponto IG-2 em novembro a concentração de 0,95($\mu\text{g/L}$). Os resultados obtidos por Osawa (2013) detectaram a presença de Propanol a Metropolol entre os pontos IG-1 a IG-8, sendo que segundo o mesmo autor a presença destes compostos pode estar relacionada com a introdução de esgotos domésticos

in natura.

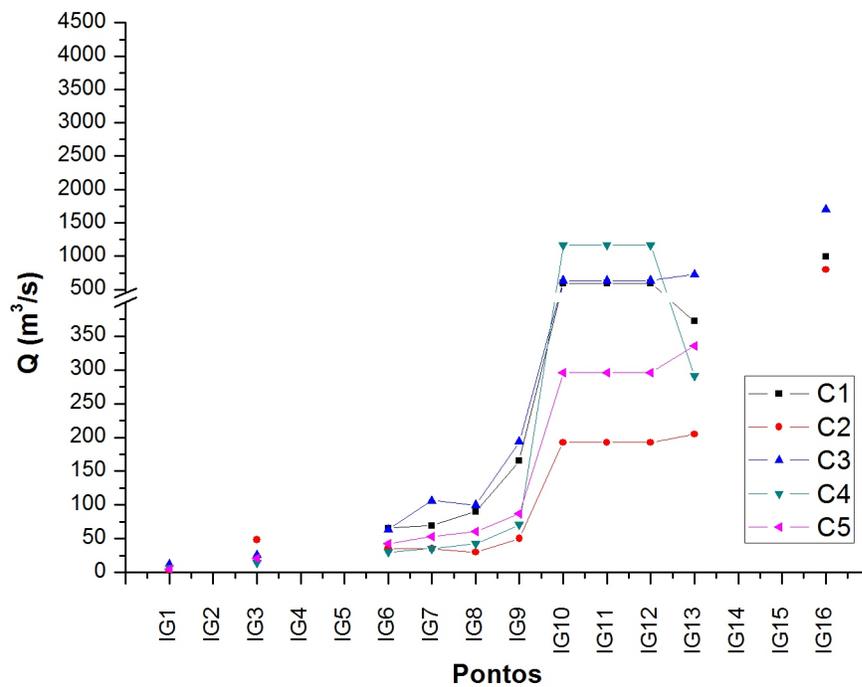


Figura 5.9: Valores de vazão observados nos pontos monitorados ao longo do rio Iguazu

Tabela 5.1: Compostos emergentes identificados no rio Iguaçu

PONTOS	COMPOSTOS EMERGENTES ($\mu\text{g/L}$)										
	Cafeína	Metoprolol	Propranolol	AAS	AS	Naproxeno	Cetoprofeno	E1	EET	E2	
IG-1	6,40	534,47	180,90	1,57	0,15	0,12	0,31	0,85	0,93		
	4,97	448,70	86,92	1,68		0,12	0,03	0,57	0,77		
IG-2	11,49	661,20	169,00	2,55	0,35	0,16	0,53	0,79		0,94	
	11,27	512,03	100,61	1,42	0,33	0,16	0,08	0,62			
IG-3	5,53	1312,35		4,16	0,82	0,13	0,39	0,31			
	5,51	526,02		1,42	0,98	0,11		0,02			
IG-4	4,68	542,10		3,06	0,55	0,10	0,24	0,37			
	3,75	68,73		0,15	0,33	0,12	0,04				
IG-5	2,71	307,80	138,43	1,14	0,37	0,12	0,14	0,37	1,11		
	2,58	206,98	99,03	1,17		0,09					
IG-6	3,41	802,60		0,46	0,29	0,10		0,43	1,11		
	3,26	1045,25		0,39		0,09					
IG-7	2,80	189,65	85,90			0,05		0,93			
	3,37	20,01	9,19			0,04					
IG-8	0,98	65,30	51,00								

Legenda: AAS: Ácido Acetilsalicílico, AS: Ácido Salicílico, E1: Estradiol, EET: Etilnilestradiol, E2: Estrona

A degradação da qualidade da água pela introdução principalmente de matéria orgânica, observada a partir dos resultados de condutividade, oxigênio dissolvido, carbono orgânico dissolvido, nutrientes e os compostos emergentes, além de demonstrar o não atendimento a Classe 2 do rio Iguaçu, no trecho pertencente a RMC, podem também ter efeitos adversos sobre a biota aquática. Os principais efeitos observados sobre a biota são a remoção de organismos sensíveis e aumento do número de indivíduos tolerantes, mutações, deformações e alteração do equilíbrio ecológico do corpo aquático.

5.2 QUALIDADE DA ÁGUA DOS RESERVATÓRIOS

Os resultados dos quatro reservatórios amostrados estão apresentados a seguir, além dos parâmetros determinados nas amostras de água do rio Iguaçu também foi analisada a clorofila-a.

Em Foz do Areia o potencial hidrogeniônico foi elevado nos três períodos estudados (julho, novembro e fevereiro) (Figura 5.10), contudo em fevereiro, os valores médios foram mais elevados. Em Salto Segredo os maiores valores de pH ocorreram em novembro, com valor médio de 9,35. No reservatório de Salto Santiago, o valor médio foi de 8,31 em novembro. O pH em Salto Caxias, apresentou a menor variação. Os valores mais elevados foram observados em novembro, sendo que a média foi de 8,29. Os elevados valores de pH provavelmente foram devido a florações de algas, principalmente de cianobactérias observadas por Serpe (2014), estudo realizado no mesmo período, nos mesmos pontos e reservatórios.

As concentrações de oxigênio dissolvido foram elevadas em todos os reservatórios (Figura 5.11). No reservatório de Foz do Areia, o valor mínimo observado foi de 5,23 mg/L em novembro, enquanto o máximo foi 12,06 mg/L em fevereiro. Em Salto Segredo, a concentração mínima foi de 5,73 mg/L em novembro, esta diminuição da concentração pode estar relacionada com a decomposição da matéria orgânica, enquanto que a concentração máxima foi identificada no mês de fevereiro, sendo de 10,50 mg/L. O reservatório de Salto Santiago apresentou concentrações médias em novembro de 7,95 mg/L, com valor máximo de 11,40 mg/L em fevereiro 3 e mínimo de 6,28

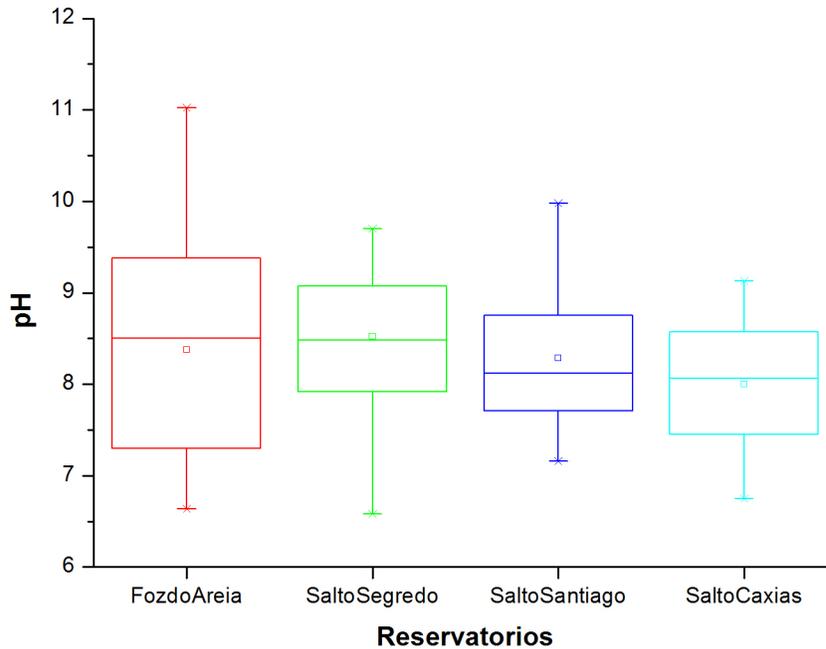


Figura 5.10: Valores de pH nos reservatórios amostrados

mg/L em novembro. Em Salto Caxias, a concentração máxima foi de 10,30 mg/L em fevereiro e mínimo de 6,32 mg/L no mês de novembro. As altas concentrações de oxigênio foram acompanhadas de altos valores de pH. No entanto, em termos de valores médios, não houve diferença significativa entre os reservatórios. De acordo com os resultados obtidos por Serpe (2014), a cianobactéria *P. mucicola* foi associada com as concentrações de oxigênio dissolvido em Foz do Areia.

Os valores de condutividade foram baixos, apesar da região a montante (RMC) ter resultados elevados. A diminuição das concentrações de alguns parâmetros como a condutividade são originadas sobretudo devido a diluição do maior volume de água que forma o reservatório (Figura 5.12). Apesar do efeito de diluição, pode ser observado que houve uma diminuição da condutividade, os valores superiores foram em Foz do Areia, 38,00 $\mu\text{s/cm}$, 32,00 $\mu\text{s/cm}$ em Salto Segredo, 20,00 $\mu\text{s/cm}$ em Salto Santiago, já em Salto Caxias houve ligeiro aumento no valor de condutividade, 21,00 $\mu\text{s/cm}$, provavelmente decorrente do uso e ocupação do solo no entorno do reservatório.

As concentrações de sólidos totais dissolvidos foram baixas, sendo que as variações, provavel-

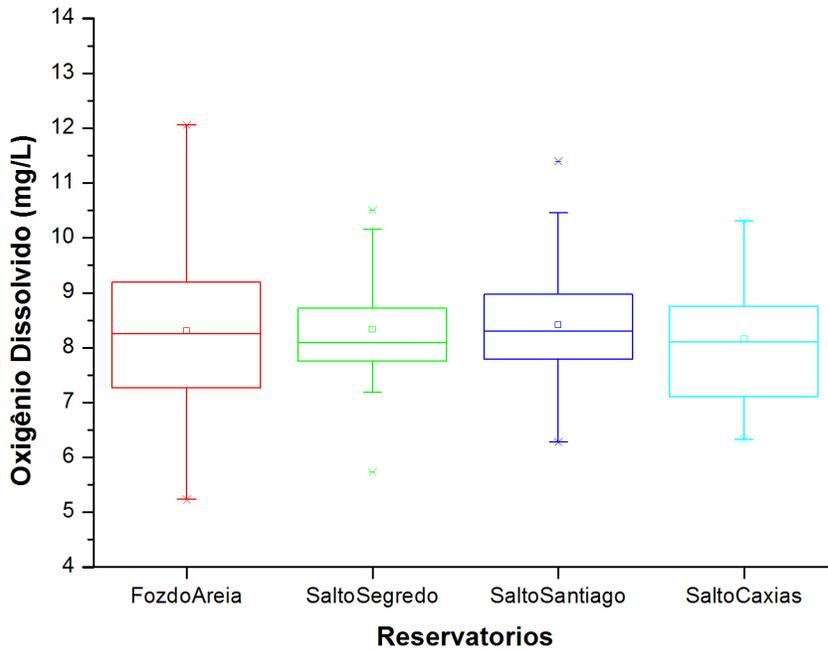


Figura 5.11: Concentrações de oxigênio dissolvido nos reservatórios amostrados

mente estão relacionadas com o período de florações nos quatro reservatórios (Figura 5.13). Os valores mais elevados foram observados em novembro para os quatro reservatórios (Foz do Areia 50,00 mg/L, sendo que em Salto Segredo, Santiago e Caxias a concentração máxima foi igual, 9,00 mg/L).

Os valores de turbidez apresentaram menor variação dos dados (Figura 5.14), possivelmente o aumento da produção de biomassa não influenciou o aumento da turbidez nos pontos amostrados, uma vez que este foi medido com uma amostra superficial. Embora tenham ocorridos picos nos quatro reservatórios, em Foz do Areia, foi observado 65,80 NTU em novembro, em Salto Segredo 98,30 NTU em fevereiro e em Salto Caxias 7,73 NTU em novembro.

O COD apresentou concentrações elevadas no reservatório de Foz do Areia (Figura 5.15), valor máximo de 10,42 mg/L no ponto FA-6 em fevereiro, este ponto está localizado em região litorânea, o que pode ter influenciado neste valor. Nos demais reservatórios os valores máximos observados foram 8,33 mg/L em Salto Segredo, 10,90 mg/L em Salto Santiago e 6,23 mg/L em Salto

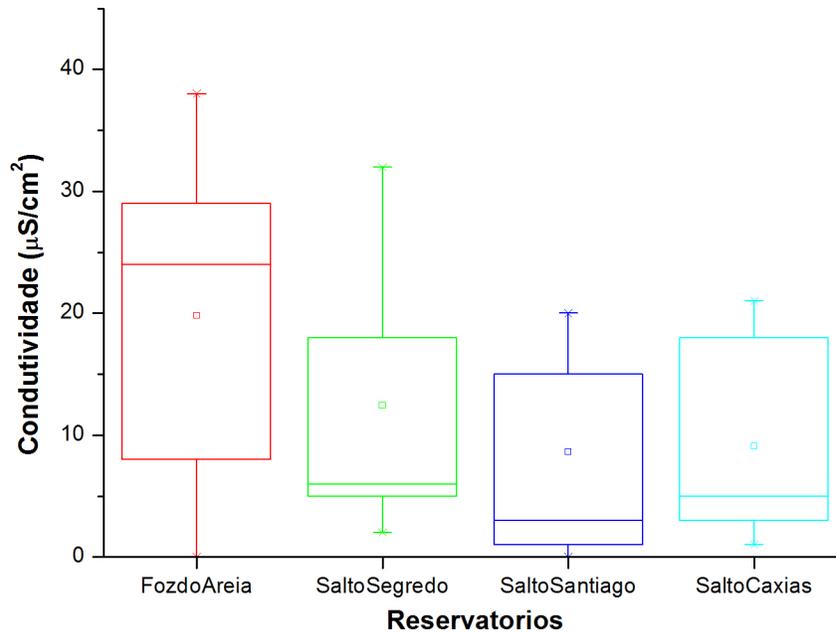


Figura 5.12: Valores de condutividade nos reservatórios amostrados

Caxias. A concentração de COD pode ser um indicativo de aporte de substâncias húmicas e/ou da presença de fitoplâncton. Foi identificado por Serpe (2014), a presença de cianobactérias nos quatro reservatórios, segundo Dellamano-Oliveira et al. (2007), as cianobactérias podem contribuir de forma significativa com as concentrações de carbono orgânico dissolvido. Para Suhett (2006), o fitoplâncton em geral pode ser o responsável pela maior parte da produção primária e excreção de COD para a água.

Para o florescimento de algas são necessárias condições como luz, temperatura e nutrientes. Os principais nutrientes responsáveis pelo crescimento de algas é o nitrogênio e o fósforo. As concentrações de nitrogênio na forma de nitrito e amônia foram baixas (Figura 5.16) para os quatro reservatórios. De acordo com a classificação proposta por Vollenweider (1968) *apud* Esteves (1998) apresentada na Tabela 5.2, os quatro reservatórios foram classificados como oligotróficos para os parâmetros nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal.

Em Salto Segredo, as concentrações de nitrato foram superiores no mês de fevereiro, concentra-

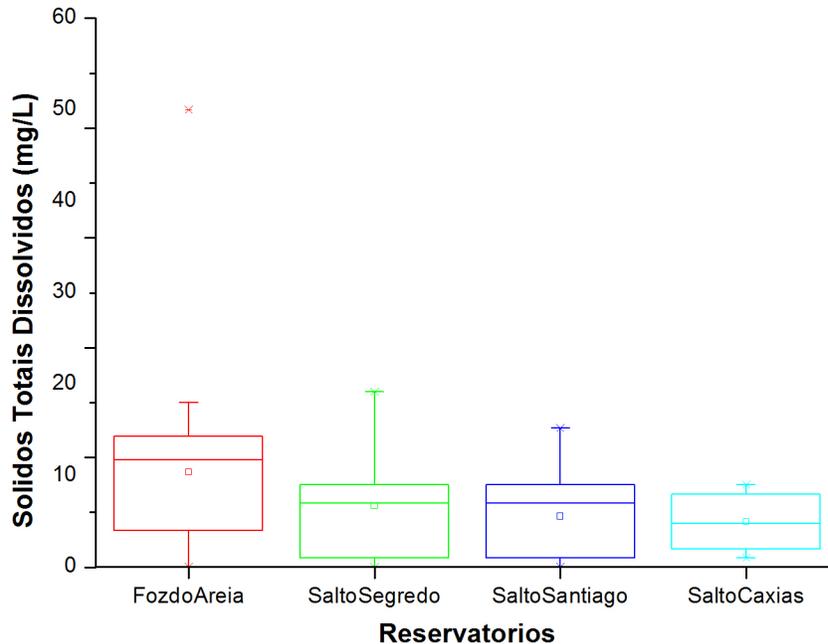


Figura 5.13: Concentrações de sólidos totais dissolvidos nos reservatórios amostrados

ção média de 0,46 mg/L. De acordo com Esteves (1998), o nitrato é a melhor forma de nitrogênio para ser assimilada pelas espécies fitoplancônicas. As concentrações de nitrogênio amoniacal foram baixas, valor máximo de 0,09 mg/L na coleta 3 (fevereiro). Em Salto Santiago, as concentrações de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal foram baixas, embora houve um pico de 0,20 mg/L na concentração da forma amoniacal no ponto ST-10 em fevereiro. Este ponto está localizado numa região do reservatório que é influenciada por uma área de pastagem, e o nitrato apresentou concentrações superiores aos demais, com valor médio de 0,53 mg/L e máximo de 1,04 mg/L em fevereiro. No reservatório de Salto Caxias foram observados picos de concentração de nitrato 0,90 mg/L e de 0,10 mg/L de nitrogênio amoniacal ambos no mês de fevereiro.

Wetzel (2001), propõe uma classificação de estado de eutrofização com base no valor do nitrogênio total, nesta classificação as concentrações acima de 1,90 mg/L de caracterizam o ambiente como hipereutrófico. Considerando a classificação desta forma de nitrogênio, Foz do Areia foi classificado como hipereutrófico em julho e novembro, enquanto Salto Segredo, Salto Santiago e

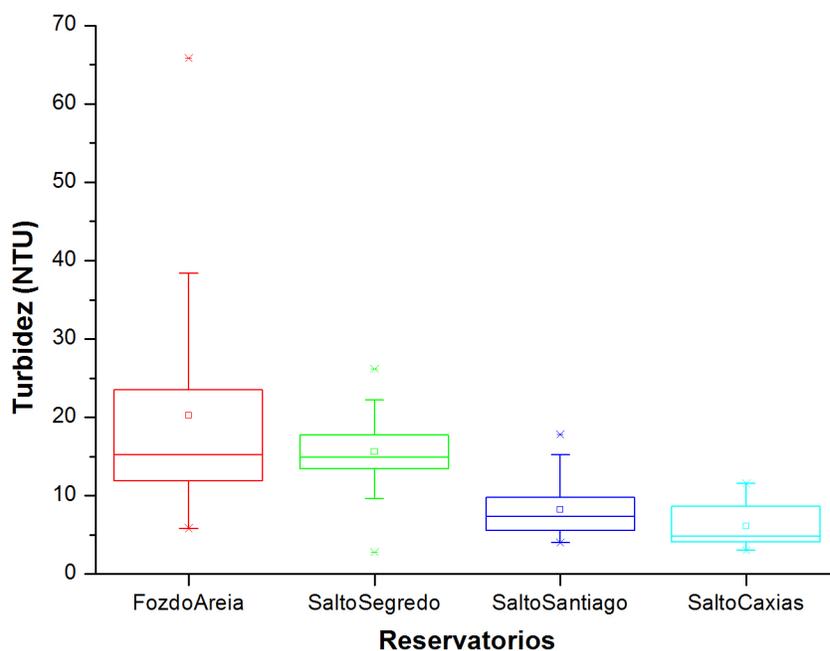


Figura 5.14: Turbidez nos reservatórios amostrados

Salto Caxias apresentaram concentrações acima de 1,90 mg/L de NT nas três coletas.

Tabela 5.2: Concentração de nutrientes em relação ao estado trófico de lagos

Estado Trófico	Concentração (mg/L)			
	PT	NH_3^+	NO_3^-	NO_2^-
Oligotrófico	0,005 - 0,010	0,00 - 0,3	0,0 - 1,0	0,0 - 0,5
Mesotrófico	0,03 - 0,1	0,3 - 2,0	1,0 - 5,0	0,5 - 5,0
Eutrófico	> 0,1	2,0 - 15,0	5,0 - 50,0	5,0 - 15,0

As concentrações de fósforo reativo dissolvido e fósforo total estão apresentadas na Figura 5.17. As concentrações de fósforo reativo dissolvido foram baixas nos quatro reservatórios, foi observado um pico de concentração em Foz do Areia, 0,61 mg/L no ponto FA-3 em julho, em Salto Santiago 0,09 mg/L no ponto ST-9 em fevereiro, e em Salto Caxias 0,01 mg/L no ponto CX-8 em fevereiro, as demais concentrações observadas variaram de > LQ a 0,05 mg/L. As baixas concentrações são esperadas devido ao grande volume de água dos reservatórios amostrados. No entanto, são suficientes para o crescimento da biomassa fitoplanctônica.

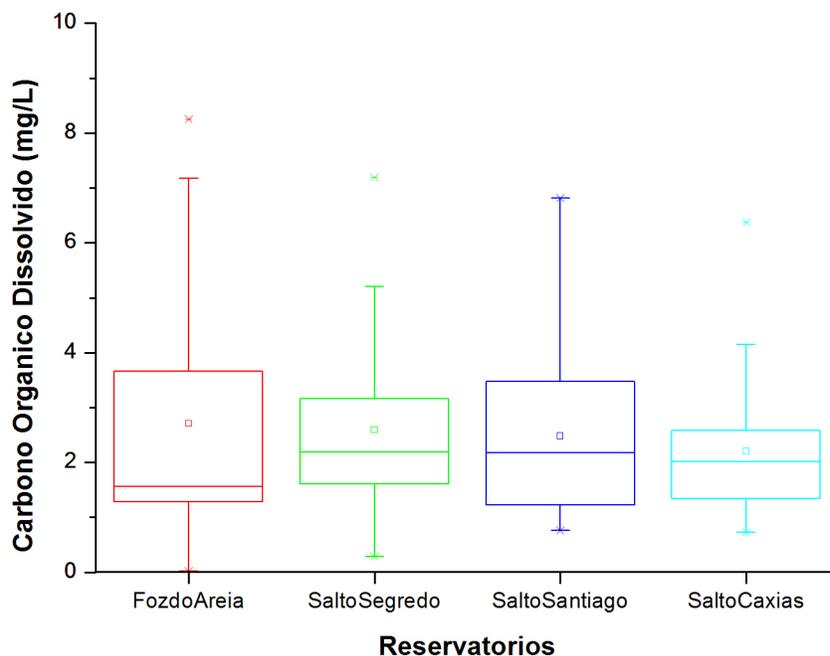
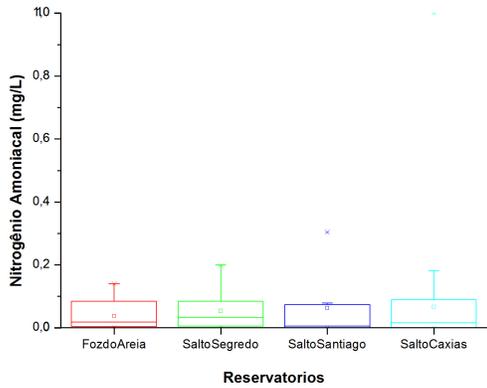
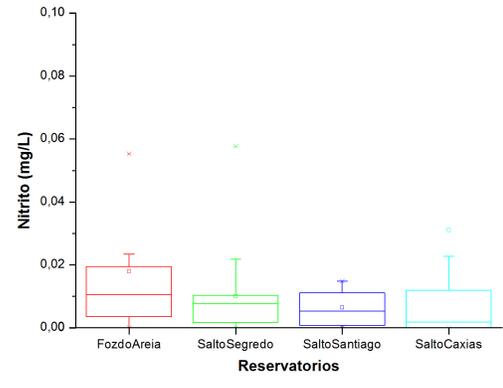


Figura 5.15: Concentrações de carbono orgânico dissolvido nos reservatórios amostrados

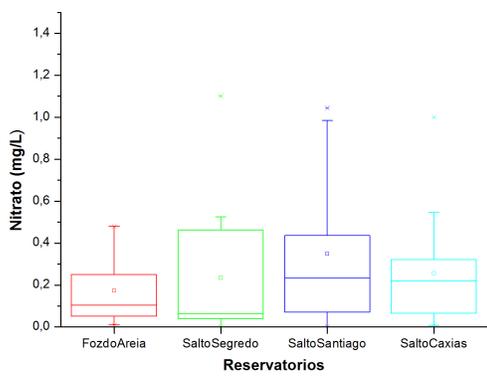
A concentração de fósforo total no reservatório de Foz do Areia, foi superior em novembro e fevereiro, com valor máximo de 0,60 mg/L em novembro. No ano de 2006, o Instituto Ambiental do Paraná obteve concentração de 0,88 mg/L de fósforo total em Foz do Areia, sendo que neste ano o reservatório foi interditado devido à maciça floração de cianobactérias (Instituto Ambiental do Paraná, 2009). Em Salto Segredo, foi constatado concentração máxima de 0,17 mg/L em novembro, enquanto em Salto Santiago, houveram dois picos, o primeiro de 2,39 mg/L no ponto ST-3, e o segundo de 1,24 mg/L no ponto, ambos em novembro. Em Salto Caxias, foi observado o valor mais elevado, 3,51 mg/L em fevereiro. Nesta coleta também houveram outros valores elevados, variando de 2,47 a 0,81 mg/L nos pontos amostrados. Os altos valores observados em Salto Caxias, tiveram como provável origem o escoamento superficial da área do entorno do reservatório, bem como contribuição de afluentes. Em geral, para os quatro reservatórios, em novembro e fevereiro, as concentrações de fósforo total estiveram acima de 0,1 mg/L, o que de acordo com a Tabela 5.2, classifica o ambiente em termos desta forma de fósforo, na categoria eutrofizado.



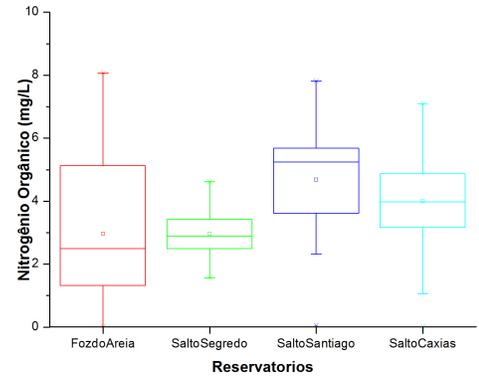
(a)



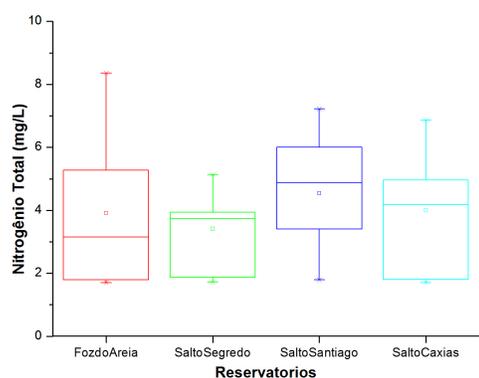
(b)



(c)



(d)



(e)

Figura 5.16: Concentrações das formas de nitrogênio nos reservatórios amostrados no rio Iguaçu, (a) Nitrogênio Amoniacaal, (b) Nitrito, (c) Nitrato, (d) Nitrogênio Orgânico e (e) Nitrogênio Total

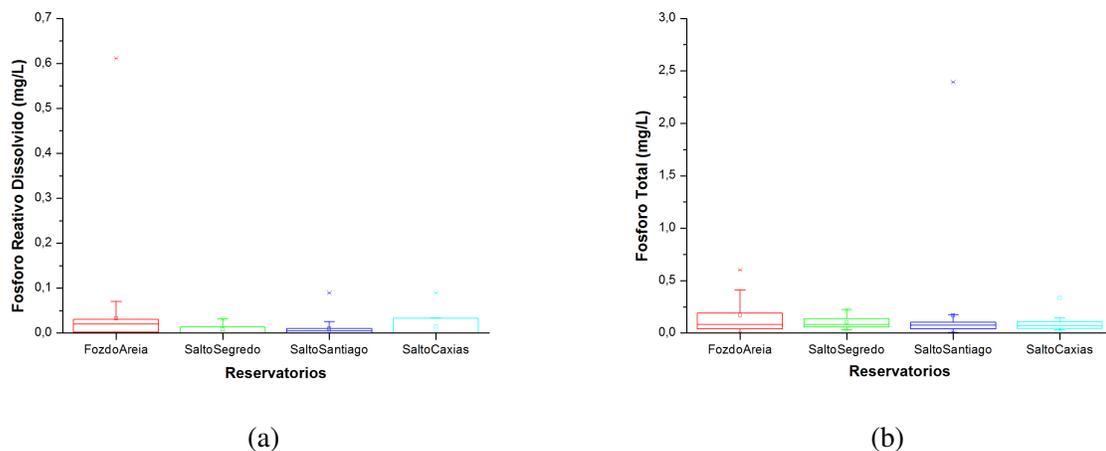


Figura 5.17: Concentrações das formas de fósforo nos reservatórios amostrados no rio Iguaçu, (a) Fósforo reativo dissolvido e (b) Fósforo total

Em Salto Segredo, em 2001 segundo Silva et al. (2005) a concentração de fósforo total observada foi de 0,006 mg/L, enquanto Pagioro et al. (2005) constatou baixas concentrações, em torno de 0,015 mg/L em 2002. O Instituto Ambiental do Paraná (IAP) (2009) em 2006, obteve concentrações de 0,011 mg/L. Estes estudos indicam a tendência do aumento de concentração deste nutriente ao longo dos anos, provavelmente devido ao aumento da poluição antrópica na bacia hidrográfica. Deve ser destacado que o fósforo também é um nutriente indispensável ao florescimento das algas, em muitos casos sua presença é mais importante que a das formas de nitrogênio, por ser considerado um nutriente limitante. Esta limitação é devida a escassez de fósforo em águas não impactadas por fontes antrópicas.

Os resultados de clorofila-a estão apresentados na Figura 5.18. Este parâmetro permite avaliar quantitativamente a biomassa fitoplanctônica, e pode ser utilizado com um indicador de condições tróficas (WELCH et al., 1989; DOODS et al., 1998). De acordo com Wetzel (1983), valores de clorofila-a superiores a 10 mg/m³ classificam o ambiente como eutrófico. Foram observadas concentrações de 12,40 mg/m³ e 17,78 mg/m³ no mês de novembro em Foz do Areia e de 12,71 mg/m³ em fevereiro. Nos demais reservatórios não houveram concentrações acima de 10 mg/m³. Em Salto Segredo a concentração máxima foi de 7,57 mg/m³ em novembro. Já em Salto Santiago,

foi de 2,12 mg/m³ em novembro, e em Salto Caxias 6,40 mg/m³ em fevereiro.

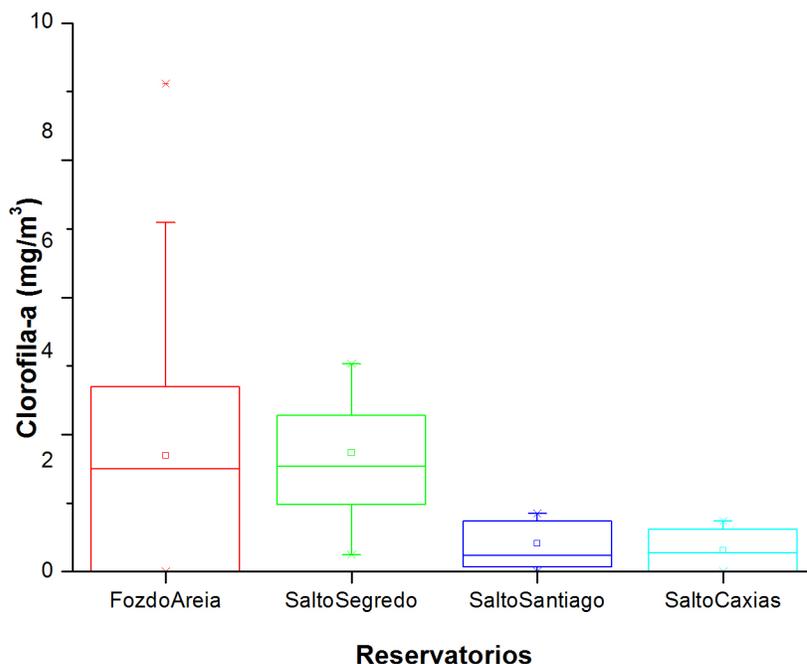


Figura 5.18: Concentrações de clorofila-a nos reservatórios amostrados

Segundo Serpe (2014), as concentrações mais elevadas de clorofila-a observadas nos pontos da região fluvial corroboram com os valores de densidade fitoplanctônica para o mesmo período identificadas em seu trabalho. O mesmo autor também identificou a composição da biomassa fitoplanctônica e destacou a presença de *M. aeruginosa* nos quatro reservatórios, o gênero *Microcystis* é um organismo planctônico potencialmente toxigênico, que ocorre usualmente em ambientes eutróficos (OTSUKA et al., 1999). Para Serpe (op.cit.), a predominância de cianobactérias associadas à elevadas temperaturas e concentrações de nutrientes, indicam que os reservatórios do rio estão passando por um intenso processo de degradação, o qual ameaça a integridade das comunidades biológicas, além de causar sérios danos à saúde do ecossistema como um todo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO DAS CARACTERÍSTICAS DO SEDIMENTO

No Brasil, ainda não há legislação específica que considere critérios de qualidade para contaminantes em sedimento de fundo de rios, lagos e reservatórios. A resolução CONAMA 454/12, dispõe apenas sobre o sedimento dragado, estabelecendo as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras (CONAMA, 2004). Os critérios de qualidade apresentados no CONAMA 454/12, relacionam os valores guia em dois níveis de qualidade (VGQS), seguindo os adotados pelo Canadá e Estados Unidos (Tabela 6.1). Os níveis de contaminação descritos são:

- I- nível 1: abaixo do qual é previsto baixa probabilidade de efeitos adversos a biota;
- II- nível 2: acima do qual é previsto um provável efeito adverso a biota.

Tabela 6.1: Valores guia de qualidade do sedimento adotados na resolução CONAMA 454/12

Efeito a biota	Metais (mg/Kg)						
	Cádmio	Chumbo	Cobre	Cromo	Mercúrio	Níquel	Zinco
Nível 1 (N1)	0,6	35	35,7	37,3	0,17	18	123
Nível 2 (N2)	3,5	91,3	197	90	0,486	35,9	315

Os valores guia adotados na resolução para a concentração de metais traço foram os pertencentes a legislação Canadense, exceto o Níquel, o qual atende o valor Norte-americano. A resolução

CONAMA 454/12 também determina valores alerta para a concentração de fósforo total (PT), nitrogênio total (NT) e carbono orgânico total (COT), os quais se aplicam no controle de prováveis danos que venham ocorrer na área de disposição do material dragado. Neste estudo, foram analisados os parâmetros granulometria, nitrogênio total, fósforo total e metais traço biodisponíveis nos pontos do rio Iguaçu e reservatórios.

Os resultados da análise granulométrica demonstraram predomínio de seixos (IG-3, IG-4, IG-7, IG-8, IG-9 e IG-14) e areia fina (IG-1, IG-2, IG-11 e IG-15) (Tabela 6.2). Os resultados obtidos indicam predomínio de partículas grosseiras, de acordo com Furtado e Petrucio (1998), os sedimentos predominantemente arenosos apresentam reduzida concentração de carbono orgânico, ao contrário de partículas finas compostas por argila e silte e que, conseqüentemente, possuem maior capacidade de adsorção de compostos orgânicos hidrofóbicos e de metais.

Tabela 6.2: Composição granulométrica nos pontos monitorados no Rio Iguaçu (média, desvio padrão)

Ponto	Abertura de malha (mm) (% retida em cada peneira)										Lama	n
	Seixos	Grânulos	Areia muito grossa	Areia grossa	Areia média	Areia fina	Areia muito fina					
	4	2	1	0,5	0,25	0,145	0,063					
IG-1	14,10	14,63	12,53	6,87	16,65	26,38	8,00	0,82	0,82	0,82	0,82	3
	11,51	5,02	4,16	6,59	4,56	17,65	5,20	0,49	0,49	0,49	0,49	
IG-2	13,27	17,14	13,34	8,49	5,51	21,78	15,10	5,36	5,36	5,36	5,36	3
	7,05	5,62	10,42	2,53	1,38	10,38	6,50	2,36	2,36	2,36	2,36	
IG-3	30,80	15,73	8,96	3,70	7,61	16,83	14,29	2,08	2,08	2,08	2,08	3
	34,50	7,61	3,10	1,91	9,11	15,30	12,48	0,58	0,58	0,58	0,58	
IG-4	21,37	15,04	14,17	7,49	11,79	17,58	9,55	3,02	3,02	3,02	3,02	4
	14,38	4,94	4,78	4,77	6,88	17,68	5,22	2,74	2,74	2,74	2,74	
IG-5	2,48	14,74	26,22	17,55	6,37	10,19	14,00	8,45	8,45	8,45	8,45	2
	3,50	15,26	17,21	5,41	3,47	7,67	13,63	5,80	5,80	5,80	5,80	
IG-6	0,00	14,26	17,41	25,73	5,66	12,12	21,25	3,57	3,57	3,57	3,57	1
IG-7	39,40	12,76	19,03	12,70	3,84	5,04	3,73	3,49	3,49	3,49	3,49	4
	19,58	8,84	7,11	10,47	3,44	4,01	5,19	1,92	1,92	1,92	1,92	
IG-8	19,49	7,20	5,67	4,03	14,91	36,45	9,22	3,03	3,03	3,03	3,03	3
	18,99	7,21	6,05	3,82	15,97	33,25	7,67	1,69	1,69	1,69	1,69	
IG-9	51,85	22,08	12,40	3,34	1,85	2,77	4,12	1,60	1,60	1,60	1,60	2
	21,38	10,02	8,31	3,49	0,50	1,38	0,37	0,94	0,94	0,94	0,94	
IG-10	38,54	13,52	14,78	7,82	2,48	10,03	12,00	0,82	0,82	0,82	0,82	3
	40,25	9,07	7,96	6,57	2,67	13,46	15,01	0,61	0,61	0,61	0,61	
IG-11	4,84	11,56	16,73	14,96	12,96	21,48	13,21	4,26	4,26	4,26	4,26	3
	4,17	4,40	5,25	7,14	6,85	9,85	8,36	2,70	2,70	2,70	2,70	
IG-12	14,25	9,38	14,35	11,01	3,46	12,97	32,52	2,05	2,05	2,05	2,05	2
	20,15	13,27	1,37	11,78	2,13	3,53	23,27	1,13	1,13	1,13	1,13	
IG-13	27,42	14,56	12,09	5,11	6,44	18,64	13,41	2,34	2,34	2,34	2,34	4
	22,21	3,60	3,99	3,10	5,38	11,75	10,25	2,01	2,01	2,01	2,01	
IG-14	26,19	21,58	19,53	17,65	8,96	3,24	1,46	1,39	1,39	1,39	1,39	3
	18,51	7,01	2,02	12,81	10,07	5,51	1,35	1,57	1,57	1,57	1,57	
IG-15	17,45	14,28	8,20	4,62	8,72	34,97	9,83	1,95	1,95	1,95	1,95	3
	14,48	2,47	0,90	2,01	3,64	8,39	4,32	0,66	0,66	0,66	0,66	
IG-16	1,30	0,91	27,00	9,94	10,95	0,00	48,46	1,44	1,44	1,44	1,44	1

Segundo Pascoal e Cássio (2004), o enriquecimento de nutrientes na água e sedimentos está relacionado com a biomassa vegetal, animal e aportes de origem antrópica. Dessa forma pode-se dizer que o sedimento acumula nutrientes (ANDERSON e MITSCH, 2006). O resultado da concentração de nitrogênio total está apresentado na Figura 6.1. Observou-se que os maiores valores, assim como a variação, encontraram-se entre os pontos IG-1 a IG-7 (valor máximo de 5.405,15 $\mu\text{g/g}$ no ponto IG-4 e mínimo de 618,02 $\mu\text{g/g}$ no ponto IG-7), o que indicou que a RMC contribuiu para com o aporte de nitrogênio para o rio Iguazu, tendo como provável fonte a introdução de esgotos *in natura*. Nos pontos a partir do IG-8 a concentração foi menor, bem como a variação dos valores. Contudo, as concentrações observadas em todos os pontos foram abaixo do limiar de 4800 mg/Kg de nitrogênio total estipulado pela resolução CONAMA 454/12, exceto no IG-4 em novembro.

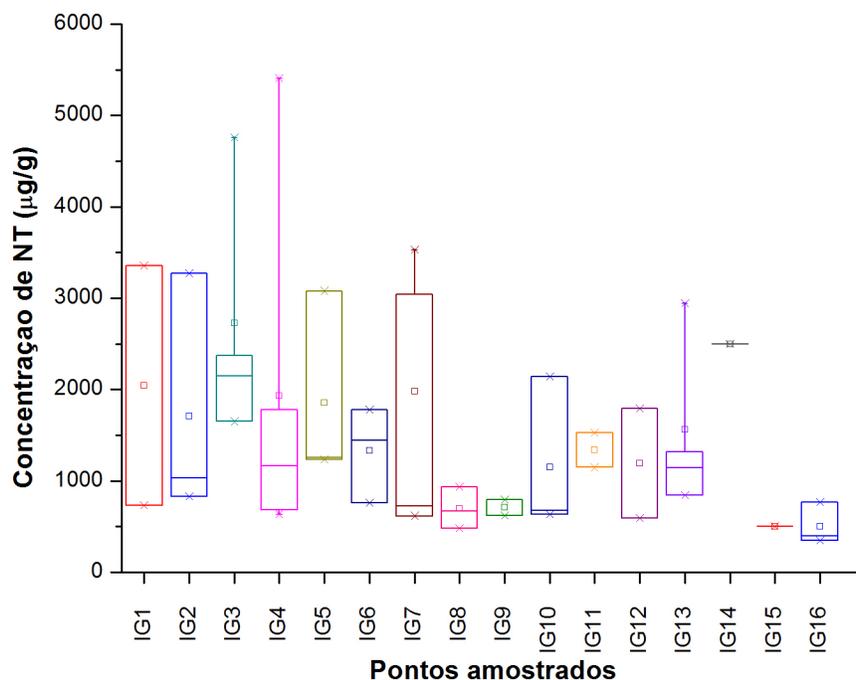


Figura 6.1: Concentração de nitrogênio total no sedimentos nos pontos monitorados no rio Iguazu

Legenda: NT: nitrogênio total

O ciclo do fósforo no sedimento é diretamente influenciado pela concentração de oxigênio presente na água, pela presença de matéria orgânica e argilas. Se a coluna d'água for aeróbica, o fósforo é precipitado no sedimento, enquanto se for anaeróbica, este é liberado para a coluna d'água (LIBES, 1992). Em relação a concentração de fósforo total os valores foram constantes ao longo da bacia (Figura 6.2). Assim como ocorreu com a concentração de nitrogênio, o fósforo também esteve abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA 454/12, o qual é de 2000 mg/Kg.

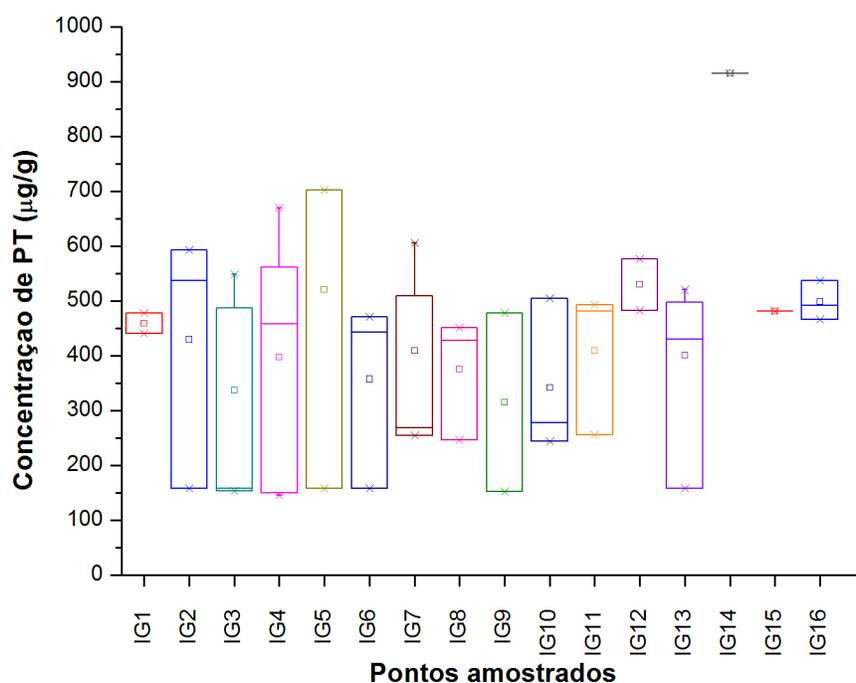


Figura 6.2: Concentração de nitrogênio total no sedimentos nos pontos monitorados no rio Iguazu

Legenda: PT: fósforo total

Os resultados tanto de nitrogênio como fósforo total dos pontos amostrados nos reservatórios estão apresentados na Tabela 6.3. Os valores obtidos demonstram que as concentrações dos nutrientes nos reservatórios apresentam tendência similar ao valores obtidos no rio Iguazu, principalmente os observados nos pontos localizados na RMC.

Os metais analisados no sedimento foram Ferro, Zinco, Manganês, Cobalto, Cobre, Cromo,

Tabela 6.3: Concentração de nitrogênio e fósforo total nos reservatórios ($\mu\text{g/g}$)

Pontos	Nitrogênio Total		Fósforo Total	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
FA-2	2,44		646,04	
FA-3	2,74		507,15	
FA-5	3,08	0,75	555,72	24,41
FA-7	2,52	0,34	535,99	97,64
FA-8	2,37	0,11	717,72	30,88
FA-9	2,29	1,21	526,58	30,30
FA-10	2,59		536,01	
FA-11	2,38		518,95	
FA-12	3,03		516,39	
SG-1	3,25		536,09	7,60
SG-2	3,26		725,75	3,79
SG-4	2,84		825,66	
SG-5	2,33	1,31	660,12	92,80
SG-8	3,98		573,34	51,60
SG-6	2,34		474,74	4,84
ST-2	1,93	0,37	585,61	
ST-5	4,45	0,72	539,39	
ST-8	2,25	0,26	463,10	
ST-10	3,33	0,29	632,03	
CX-1	3,39	0,83	592,76	
CX-2	2,65	0,35	633,33	
CX-4	2,28	0,48	604,41	2,21
CX-5	1,96	0,18	616,54	
CX-6	2,45	0,21	534,87	
CX-8	2,15	0,24	532,73	

Cádmio, Chumbo e Níquel. Os limites de detecção e quantificação estão apresentados na Tabela 6.4.

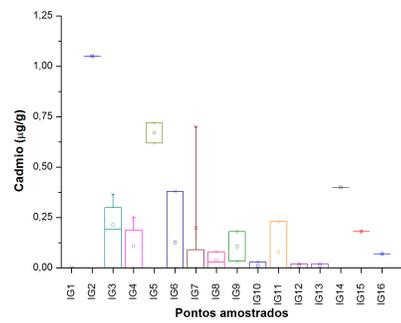
Tabela 6.4: Limites de detecção dos metais analisados

Metais	IL (mg/L)	r2	LD	LQ
Fe	5,0 – 25,0	0,9997	5,00	15,00
Zn	1,0 – 5,0	0,9995	3,00	10,00
Mn	2,0 – 10,0	0,9954	6,00	18,00
Co	1,0 – 5,0	0,9985	4,00	15,00
Cu	1,0 – 5,0	0,9963	4,00	13,00
Cr	1,0 – 5,0	0,9896	5,00	16,00
Cd	1,0 – 5,0	0,9972	2,00	8,00
Pb	2,0 – 10,0	0,9954	5,00	16,00
Ni	1,0 – 5,0	0,9979	2,00	6,00

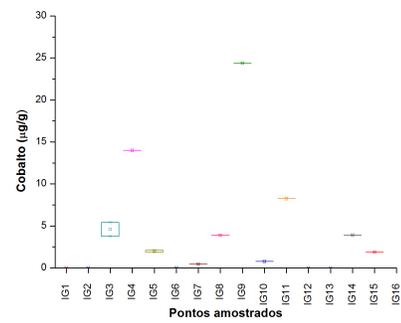
A concentração da fração biodisponível dos metais traço nos sedimentos do rio Iguaçu consta na Figura 6.3 e 6.4. Para o Cromo foi observado, nos pontos em que foi detectado o valor foi inferior a 90,0 $\mu\text{g/g}$, o qual segundo o CONAMA 454/12 não produz efeito sobre a biota aquática. Para o Cádmio, metal traço com elevado potencial tóxico, foi observado nos pontos onde houve detecção valores foram inferiores a 3,5 $\mu\text{g/g}$, indicando que não efeito sobre a biota aquática, corroborando com os resultados apresentados por Dombroski et al. (2011). Em relação ao Zinco e Cobre, os valores foram intermediários estando acima do Nível 1 e inferior ao Nível 2. As concentrações de Níquel foram inferiores a 18,0 $\mu\text{g/g}$.

Os resultados de metais dos pontos amostrados no reservatórios estão apresentados na Tabela 6.5. Os reservatórios em geral, devido a dinâmica do transporte de sedimentos tendem a acumular mais compostos que sistemas lóticos (CAIRNS et al., 1984; CHAPMAN, 1990; ESTEBE et al., 1997). Sendo assim, podem constituir um risco ecotóxico para a biota.

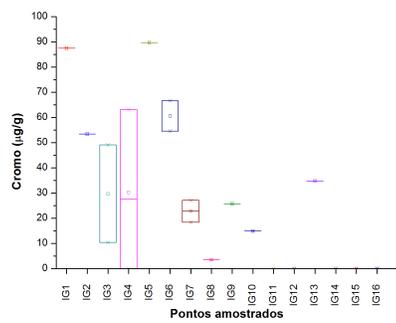
Nos quatro reservatórios amostrados não foram observados valores dos metais analisados que pudessem causar efeito sobre a biota aquática, entretanto em geral as concentrações de Cromo, Ferro e Manganês foram superiores ao valores observados no ambiente lótico e somente a concentração de Níquel foi menor, os demais valores obtidos para Zinco, Cobalto, Cobre e Cádmio foram si-



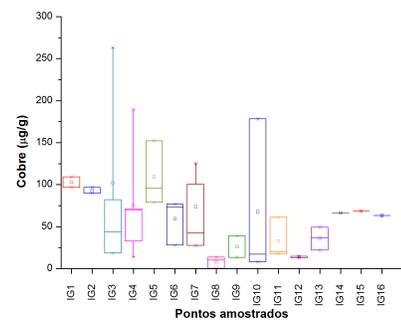
(a)



(b)

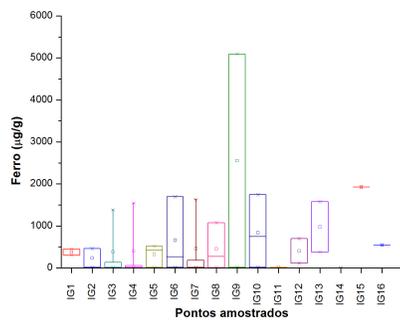


(c)

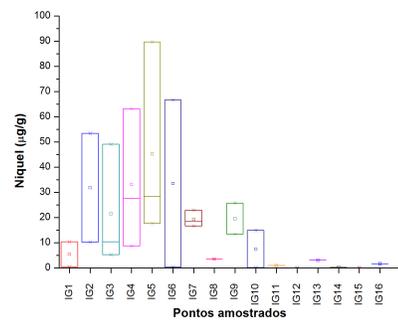


(d)

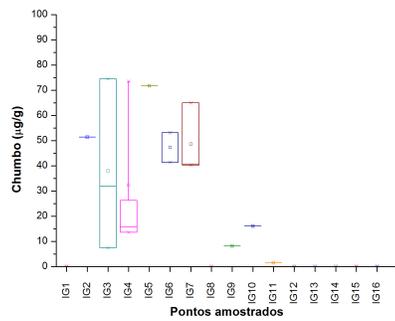
Figura 6.3: Concentração de metais biodisponíveis nos pontos monitorados no rio Iguçu, (a) Cádmio, (b) Cobalto, (c) Cromo, (d) Cobre



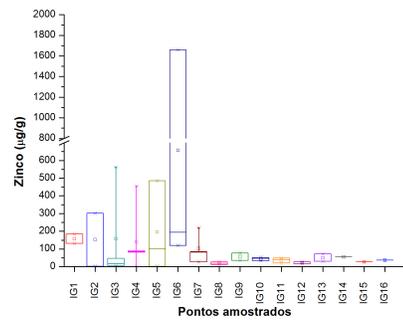
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 6.4: Concentração de metais biodisponíveis nos pontos monitorados no rio Iguaçu, (a) Ferro, (b) Níquel, (c) Chumbo e (d) Zinco

Tabela 6.5: Concentração média ($\mu\text{g/g}$) e desvio padrão dos metais traço analisados nos reservatórios

PONTOS	Zinco	Cobalto	Cromo	Cobre	Níquel	Cádmio	Manganês	Ferro
FA-2	69,13	3,02	< LQ	49,78	< LQ	< LQ	< LQ	4.597,00
FA-3	41,45	< LQ	< LQ	135,85	< LQ	0,40	< LQ	< LQ
FA-5	96,04	36,92	9,28	70,73	6,50	0,02	148,67	5.404,83
FA-7	60,71	22,10	8,76	68,22	15,07	0,05	< LQ	5.432,67
FA-8	109,25	25,18	24,34	97,13	9,90	0,03	< LQ	5.480,83
FA-9	23,99 16,22	11,47	< LQ	135,64 2,23	1,62	0,02	< LQ	659,67
FA-10	71,72	< LQ	7,37	52,58	< LQ	< LQ	< LQ	2.501,33
FA-11	53,28 37,10	< LQ	8,93 12,63	76,39 20,33	0,35 0,64	< LQ	634,00	2.011,67
FA-12	20,47 53,75	< LQ	2,21 9,99	92,87 21,48	0,64 4,57	< LQ 0,02	< LQ	3.313,33 2361,97
SG-1	97,50	< LQ	13,57	102,88	< LQ	0,07	< LQ	2.315,00
SG-2	83,22 16,77	< LQ	< LQ	86,37 4,82	2,38 4,53	0,03 0,33	< LQ	3.264,67 508,17
SG-4	23,97	15,68	< LQ	48,32	2,10	< LQ	< LQ	< LQ
SG-5	98,77 1,32	27,27 36,44	9,73 13,75	90,20 7,87	4,57 2,17	0,03 0,05	1.177,00	5.654,83 2.158,80
SG-8	81,12			81,00	2,52	0,12	2.007,67	4.481,67
SG-6	106,93	50,35	3,92	93,18	8,78	0,50	590,00	3.983,33
ST-2	70,42	1,62	22,60	139,50	< LQ	< LQ	950,00	14.336,67
ST-5	56,58	< LQ	< LQ	133,63	3,15	< LQ	6.080,00	16.293,33
ST-8	49,53	3,02	< LQ	95,55	1,58	< LQ	6.021,67	18.445,00
ST-10	78,03 66,43	53,32	15,60 26,25	105,73 180,98	11,53	0,14 0,11		5.541,67 3.837,67
CX-1	66,43	< LQ	26,25	180,98	< LQ	0,11	1.353,83	3.837,67
CX-2	31,90	< LQ	36,95	172,85	< LQ	< LQ	1.904,33	3.832,33
CX-4	83,66 5,74	< LQ	13,64 19,29	164,18 35,81	2,72	0,06 0,08	937,50 397,16	4.025,50 569,69
CX-5	30,97	< LQ	15,10	147,60	< LQ	< LQ	16.900,67	2.693,00
CX-6	80,92	12,88	< LQ	152,65	< LQ	0,17	72,67	572,33
CX-8	29,08	< LQ	27,22	199,22	< LQ	< LQ	2.359,00	4.837,33
CX-9	61,47	< LQ	46,17	159,53	< LQ	< LQ	558,67	2.434,33

Legenda:
LQ: Limite de quantificação

milares. Os resultados da represa rio Tietê obtidos por Silvério (2003) (Tabela 6.6), apresentaram concentrações de metais abaixo do nível N1, ao passo que Azevedo (2005), constatou concentrações de metais para Cádmio, Cromo, Chumbo e Zinco abaixo do N1, e Níquel e Cobre acima do N2, para a Lagoa dos Patos.

Tabela 6.6: Concentração média e desvio padrão de metais traço - dados comparativos

Ponto	Metais					
	Cádmio	Cromo	Cobre	Níquel	Chumbo	Zinco
Represa rio Tietê (SP)*	LQ - 2,4		19,0 - 179,0	7,0 - 50,0	18,0 - 10,4	24 - 982
Lagoa dos Patos (MS)**	3,8 - 5,6	35,3 - 135,1	221,1 - 94,7	46,1 - 119,2	30,1 - 51,3	24,2 - 60,0

*Adaptado de Silvério (2003), ** Adaptado de Azevedo (2005)

Deve ser destacado que os sedimentos de ambientes aquáticos representam um papel importante, pois estão em constante interação com a água intersticial, a qual é a principal entrada de contaminantes para a coluna d'água, sob certas condições ambientais (MOZETO et al., 2006, WOELZ et al., 2008). Constituem uma fonte secundária de contaminação ambiental, pois o sedimento é um sumidouro de diversos compostos orgânicos e inorgânicos (SILVÉRIO, 2003). Este compartimento também desempenha uma função importante no ciclo de elementos (ONGLEV, 1996). O sedimento não é apenas um sumidouro para contaminantes, é também um abrigo para diversos organismos (FANNY et al., 2013), entre estes os macroinvertebrados bentônicos, os quais são a principal fonte de alimentação para níveis tróficos superiores (WALLACE e WEBSTER, 1996), e que podem ser afetados por diversos compostos como os metais traço.

RESULTADOS E DISCUSSÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Foram identificados 2.149 organismos bentônicos nos pontos do rio Iguaçu e reservatórios, os quais foram distribuídos em dez táxons (Chironomidae, Oligochaeta, Nematoda, Prostigmata, Bivalvia, Harpacticoida, Cyclopoida, Ceratopogonidae, Coleoptera e Hirudinea). Os táxons mais representativos observados na área de estudo foram a Família Chironomidae e a Classe Oligochaeta (Figura 7.1).

Dos 16 pontos amostrados no rio Iguaçu, entre os pontos IG-1 a IG-7, localizados na RMC a fauna bentônica foi composta por Chironomidae, Oligochaeta, Nematoda, Prostigmata, Hirudinea, Harpacticoida e Cyclopoida e a jusante por Chironomidae, Oligochaeta, Nematoda, Bivalvia, Ceratopogonidae e Coleoptera (Tabela 7.1). Dentre os táxons, Chironomidae e Oligochaeta apresentaram a maior frequência entre os pontos, 93,75%, portanto sendo os mais representativos em termos de distribuição espacial no rio Iguaçu, seguido por Nematoda (31,25%) e Prostigmata (25,0%).

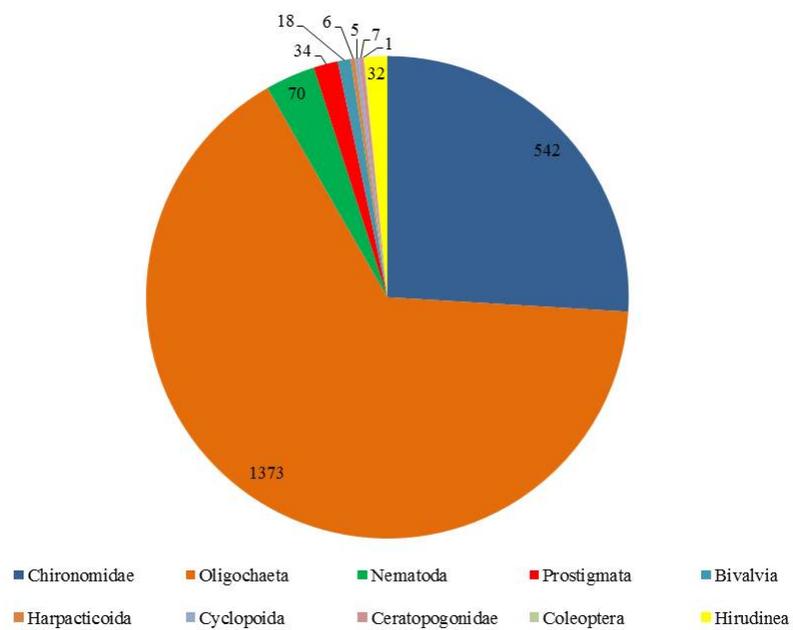


Figura 7.1: Número absoluto de macroinvertebrados bentônicos amostrados no rio Iguazu e reservatórios

Tabela 7.1: Frequência dos táxons observados no rio Iguaçu

TÁXONS	PONTOS AMOSTRADOS																FREQUÊNCIA (%)
	IG-1	IG-2	IG-3	IG-4	IG-5	IG-6	IG-7	IG-8	IG-9	IG-10	IG-11	IG-12	IG-13	IG-14	IG-15	IG-16	
Chironomidae	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	93,75
Oligochaeta	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	93,75
Nematoda	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	31,25
Prostigmata	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	25,0
Hirudinea	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	18,75
Harpacticoida							X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	6,25
Cyclopoida							X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	6,25
Bivalvia													X	X	X	X	12,5
Ceratopogonidae																X	6,25
Coleoptera																X	6,25

A presença e abundância de Nematoda pode ser considerada como um indicador de contaminação por esgotos domésticos, sua presença está relacionada principalmente com disponibilidade de alimento como bactérias e fungos (POINAR, 1991). Também nos pontos localizados na RMC, foi identificada a presença de Prostigmata, que estão relacionados com predação de larvas de insetos aquáticos e consumo de matéria orgânica, são considerados indicadores de qualidade da água, possuem organismos sensíveis a tolerantes, os quais podem sobreviver em ambientes com baixa concentração de oxigênio, e é um grupo reconhecido pela European Water Guideline como um potencial indicador. O táxon Hirudinea também é considerado como indicador de poluição orgânica em corpos aquáticos, é um grupo tolerante e encontrado em ambientes ricos em matéria orgânica.

Chironomidae e Oligochaeta são os organismos mais representativos da fauna bentônica em termos de diversidade e densidade em rios, lagos e reservatórios, não sendo uma exceção no rio Iguaçu. A Classe Oligochaeta é encontrada tanto em sedimentos arenosos como nos ambientes ricos em matéria orgânica, colonizando diversos ambientes aquáticos (BRINKHURST e JAMIESON, 1971). As larvas de Chironomidae, assim como Oligochaeta possuem organismos adaptáveis a diversas condições de qualidade e composição do sedimento. Ambos são considerados possíveis indicadores da qualidade da água, entretanto para fazer inferências qualitativas a partir destes grupos é necessário que estes dois táxons sejam identificados em um nível taxonômico mais refinado (família, gênero ou espécie).

O baixo número de táxons de macroinvertebrados bentônicos observados no rio Iguaçu possivelmente foi devido ao gradiente de poluição do rio, que possui comprometimento de sua qualidade, desde sua nascente, colaborando para que somente organismos resistentes e tolerantes se estabeleçam com sucesso. Entretanto, mesmo próximo de sua foz não houve ocorrência de táxons sensíveis a poluição da água. Provavelmente, deve-se ao fato do rio, nos trechos próximos a sua foz possuir grande vazão, maior profundidade e largura. Neste estudo não foi possível inferir características sobre a qualidade da água a partir de grandes grupos, considerando a distribuição espacial, ao contrário de outras pesquisas (MOLOZZI et al., 2011, TUPINAMBÁS et al., 2007, CALLISTO

et al., 2006, MORENO e CALLISTO, 2006), que obtiveram sucesso em relacionar a qualidade com grandes grupos. No entanto, os táxons Nematoda, Prostigmata e Hirudinea foram restritos aos ambientes com degradação da qualidade da água. Embora, a maior parte dos estudos com análise de grandes grupos serem realizados em rios de baixa ordem, e em regiões preservadas ou com baixo impacto antrópico. Os resultados referentes aos pontos localizados na RMC, apresentaram coerência, indicando que a bacia do Alto Iguaçu encontra-se com qualidade da água ruim, provavelmente devido ao aporte de matéria orgânica. A vantagem de se trabalhar com grandes grupos é a facilidade e rapidez para obtenção de uma avaliação qualitativa a respeito da qualidade da água.

Nos reservatórios, assim como no rio Iguaçu, a diversidade de táxons foi baixa, sendo que nestes ambientes somente foi observado a presença de Chironomidae, Oligochaeta, Prostigmata, Bivalvia e Ceratopogonidae (Tabela 7.2). Apesar dos poucos indivíduos amostrados, a predominância de Chironomidae e Oligochaeta permaneceu, e também não apresentou resultados satisfatórios ao nível de grandes grupos, assim como ocorreu no ambiente lótico.

Tabela 7.2: Densidade de organismos (ind/m²) encontrados nos reservatórios amostrados no Rio Iguaçu

Ponto	Coleta	Chironomidae	Oligochaeta	Prostigmata	Bivalvia	Ceratopogonidae
FA-5	C1			148,15		
FA-8	C1			92,59		
FA-9	C2		18,52			
SG-1	C2		18,52			
SG-3	C1				18,52	
SG-6	C2	37,04				
SG-7	C1					18,52
SG-9	C2	259,26				
	C3	18,52				
ST-10	C3		18,52			
CX-3	C1	18,52				
CX-4	C1	18,52				
CX-4	C3	18,52				
CX-6	C1	55,56				
CX-8	C1	18,52				

Para inferir relações de qualidade da água foi necessário um refinamento taxonômico na identifi-

cação de Chironomidae e Oligochaeta. No caso da Família Chironomidae, foram identificados ao nível de gênero os organismos amostrados. A identificação ao nível de gênero foi adotada por ser possível inferir características em relação à qualidade da água, sendo que a identificação ao nível de morfo-espécie é dificultosa devido a muitos organismos não estarem descritos. Segundo Milosevic (2014), a identificação do gênero não produz perda de informação em relação a morfo-espécie.

De acordo com a Tabela 7.3, foi possível observar que houve variação de gêneros entre os pontos amostrados. Somente em duas estações monitoradas não foi observado o táxon Chironomidae (IG-10 e IG-14). Os gêneros *Chironomus* e *Polypedilum* foram registrados entre os pontos IG-1 a IG-7, alternando-se ou ambos sendo encontrados no mesmo ponto. Estes dois gêneros têm como característica a colonização de ambientes com sedimentos ricos em matéria orgânica, por serem organismos detritívoros e que vivem em ambientes com baixas concentrações de oxigênio dissolvido (CALLISTO et al., 2001, DORNFELD et al., 2005). Estes organismos possuem hemoglobina, o que faz com que armazenem maior quantidade de oxigênio, possibilitando habitarem até ambientes com anoxia. Segundo Trivinho-Strixino (2011), os gêneros *Chironomus* e *Goeldichironomus* podem ficar em estágio larvar por semanas, de acordo com Kuvanckadilok (1994), a 25°C, o estágio larval do *Chironomus* durou entre 25 a 27 dias. No entanto, em regiões frias, pode chegar a anos (BUTLER, 1982). Entre os pontos IG-1 a IG-7, o rio Iguazu encontra-se inserido na RMC e tem como principal fator de degradação da qualidade da água a introdução de esgotos domésticos *in natura* (KNAPIK et al., 2011). De acordo com Trivinho-Strixino (2011), o gênero *Polypedilum* também está relacionado com ambientes instáveis.

A presença constante de apenas o gênero *Chironomus* e *Polypedilum*, provavelmente, foi devido à não ocorrência de variações na qualidade da água neste trecho, isto é, temporalmente, entre as coletas a variação da qualidade da água não foi suficiente para que outros organismos, menos tolerantes, pudessem colonizar o ambiente. A partir do IG-8, gradualmente o rio Iguazu apresentou maior número de gêneros de Chironomidae, o que indica que a qualidade da água também apresentou melhora. No ponto IG-8 além da presença de *Chironomus*, foi registrado também o gênero

Tabela 7.3: Densidade (ind/m²) de gêneros de Chironomidae ao longo do rio Iguazu

Ponto	Família	Gênero	Densidade
IG-1	Chironominae	<i>Chironomus</i>	37,04
IG-2	Chironominae	<i>Chironomus</i>	185,19
IG-3	Chironominae	<i>Chironomus</i>	37,04
		<i>Polypedilum</i>	18,52
IG-4	Chironominae	<i>Chironomus</i>	18,52
IG-5	Chironominae	<i>Polypedilum</i>	18,52
IG-6	Chironominae	<i>Chironomus</i>	111,11
IG-7	Chironominae	<i>Polypedilum</i>	37,04
IG-8	Chironominae	<i>Polypedilum</i>	2.462,96
		<i>Chironomus</i>	18,52
		Orthoclaadiinae <i>Thienemanniella</i>	129,63
IG-9	Chironominae	<i>Axarus</i>	18,52
		<i>Chironomus</i>	111,11
		<i>Polypedilum</i>	37,04
		Tanypodinae <i>Monopelia</i>	18,52
		Orthoclaadiinae <i>Cricotopus</i>	18,52
IG-10	Não observado		
IG-11	Chironominae	<i>Chironomus</i>	18,52
		<i>Oukuriella</i>	18,52
IG-12	Chironominae	<i>Polypedilum</i>	37,04
IG-13	Chironominae	<i>Polypedilum</i>	74,07
IG-14	Não observado		
IG-15	Chironominae	<i>Polypedilum</i>	1.037,04
		<i>Pelomus</i>	18,52
		<i>Tanytarsus</i>	18,52
		<i>Fissimentum</i>	55,56
		<i>Caladomyia</i>	185,19
		<i>Cladopelma</i>	55,56
		Complexo Harnischia <i>Cryptochironomus</i>	37,04
		Tanypodinae <i>Larsia</i>	18,52
		<i>Fissimentum</i>	74,07
		<i>Polypedilum</i>	4.537,04
IG-16	Chironominae	<i>Caladomyia</i>	129,63
		<i>Pseudochironomus</i>	37,04
		<i>Tanytarsus</i>	18,52
		Complexo Harnischia <i>Cryptochironomus</i>	37,04
		<i>Larsia</i>	18,52
		Tanypodinae <i>Monopelopia</i>	18,52
IG-16	Orthoclaadiinae	<i>Djalmabatista</i>	222,22
		<i>Lopescardius</i>	18,52
		<i>Corynoneura</i>	18,52

Thienemanniella, que pertence a subfamília Orthoclaadiinae, considerada sensível a depleção de oxigênio dissolvido. Sua presença foi observada na coleta 2, onde a concentração de OD foi de 6,07 mg/L.

O IG-9 apresentou gênero normalmente associado a riachos de altitude e com boa qualidade da água, o *Cricotopus*, além de *Axarus*, *Monopelopia* e *Polypedilum*. A influência da introdução de esgotos a partir de uma estação de tratamento de esgotos e do município de Porto Vitória foi observada sobre a comunidade bentônica, nos pontos IG-12 e IG-13. Nestes pontos foi observado somente o gênero *Polypedilum*. Nos pontos IG-15 e IG-16 foi observada elevada diversidade de táxons, indicando que o rio possui boa qualidade da água, sendo parte de seu percurso é dentro do Parque Nacional do Iguaçu, demonstrando a diferença entre um ambiente com integridade ecológica, em relação aos trechos onde há influência de ocupação urbana ou agrícola. O gênero *Polypedilum* apresentou maior densidade em relação aos demais, possivelmente deve-se ao fato de um ser gênero cosmopolita e capaz de colonizar com sucesso ambientes aquáticos impactados a com boa qualidade. Em relação aos resultados de vazão (Figura 6.9), a fauna de Chironomidae apresentou maior diversidade de gêneros nos pontos onde houve maior variação da vazão, este fato pode ser devido a criação e novos habitats para colonização por meio da introdução de material alóctone (CALLISTO et al., 2001), além da boa qualidade da água.

Nos reservatórios somente foi observado a presença de Chironomidae em Salto Segredo e Salto Caxias. A Tabela 7.4 apresenta os gêneros identificados, sendo que o número de táxons foi maior em Salto Segredo. Foram observados em Salto Segredo: (*Fissimentum*, *Polypedilum*, *Goeldichironomus*, *Asheum*, *Cladopelma*, *Aedokritus*, *Djalmabatista*, *Monopelopia*, *Ablabesmiya*, *Tanytarsus*) sendo que os gêneros *Aedokritus*, *Cladopelma*, *Coelotanypus*, *Djalmabatista*, *Goeldichironomus* e *Monopelopia* estão em geral relacionados com ambientes lênticos, enquanto os demais são comuns tanto em ambientes lóticos como em lênticos (TRIVINHO-STRIXINO, 2011). O gênero *Aedokritus* também está associado a sedimentos ricos em matéria orgânica (BRITO-JUNIOR, 2005), já os gêneros *Coleotanypus*, *Djalmabatista* e *Monopelopia* são predadores, isto é, estão no topo da

cadeia alimentar da fauna bentônica, portanto, sua presença está condicionada pela disponibilidade de presas (EPLER, 2001). De acordo com Higuti et al. (2005), o gênero *Goeldichironomus* está relacionado com ambientes eutrofizados, pois são encontrados em ambientes muito produtivos, assim como gêneros de *Chironomus*.

Tabela 7.4: Densidade (ind/m²) de gêneros de Chironomidae nos reservatórios de Salto Segredo e Salto Caxias

Ponto	Família	Gênero	Densidade
SG-1	Chironominae	<i>Ablabesmyia</i>	18,52
		<i>Tanytarsus</i>	18,52
SG-6	Chironominae	<i>Fissimentum</i>	18,52
		<i>Polypedilum</i>	74,07
		<i>Goeldichironomus</i>	18,52
		<i>Asheum</i>	18,52
	Orthoclaadiinae	<i>Cladopelma</i>	18,52
		<i>Aedokritus</i>	18,52
	Tanypodinae	NI	55,56
		<i>Djalmabatista</i>	18,52
CX-3	Tanypodinae	<i>Monopelopia</i>	18,52
		<i>Coelotanypus</i>	18,52
CX-4	Tanypodinae	<i>Coelotanypus</i>	18,52
		<i>Cryptochironomus</i>	18,52
CX-6	Chironominae	<i>Ablasbemya</i>	18,52
	Tanypodinae	<i>Coelotanypus</i>	18,52
CX-8	Chironominae	<i>Fissimentum</i>	18,52

Takeda et al. (2005), estudaram a fauna de Chironomidae dos reservatórios do rio Iguazu (Foz do Areia, Salto Segredo, Salto Santiago, Salto Caxias e Salto Osório), e observaram uma tendência do aumento da diversidade no sentido montante para jusante. Entretanto, os resultados desta pesquisa, evidenciaram novos registros de larvas de Chironomidae, a citar, *Goeldichironomus*, *Asheum*, *Cladopelma*, *Monopelopia* e *Aedokritus*.

Em Salto Caxias, o número de táxons foi menor, a fauna foi composta pelos gêneros *Ablabesmyia*, *Cryptochironomus*, *Coelotanypus* e *Fissimentum*, dos quais dois, *Fissimentum* e *Ablabesmyia*, são comuns em rios e reservatórios (TRIVINHO-STRIXINO, 2011). Os gêneros *Fissimentum* e *Tanytarsus* estão relacionado com boa qualidade da água (LEAL et al., 2004; MORAIS

et al., 2010), e condições oligotróficas (GALDEAN et al., 2000).

A Classe Oligochaeta foi identificada ao nível de espécie quando possível. Os resultados referentes aos pontos situados no rio Iguaçu estão apresentados na Tabela 7.5. Dos 16 pontos amostrados, somente no IG-8 e IG-13 não foi coletado organismo representante desta Classe. Nos demais pontos, houve predomínio da sub-família Tubificinae, a qual não foi possível identificar a nível de espécie pelo fato dos indivíduos amostrados não estarem maduros. Embora, não tenha sido possível o refinamento taxonômico, pode-se relacionar a abundância da subfamília Tubificinae com ambientes aquáticos com poluição orgânica (PAVÉ e MARCHESE, 2005). Como ocorre com alguns gêneros de Chironomidae, há presença de hemoglobina em alguns oligoquetos, o que possibilita que alguns sobrevivam em condições de baixa concentração de oxigênio dissolvido ou anoxia.

Os valores de densidade de Tubificinae nos pontos pertencentes a RMC foram superiores em relação aos demais, os quais apresentam maior impacto de ações antrópicas sobre os recursos hídricos, principalmente relacionados a introdução de esgotos domésticos *in natura* lançados diretamente no rio Iguaçu e seus afluentes. Entre os pontos IG-10 e IG-12, embora a densidade não seja tão elevada quanto na RMC, houve um aumento em relação a presença de Tubificinae, este aumento da densidade pode estar relacionado com a presença de esgotos neste trecho do rio, sendo que, para a família Chironomidae, como mencionado anteriormente, os gêneros presentes nestes pontos indicaram introdução de matéria orgânica na água.

Tubificinae são frequentemente relacionada com a introdução de poluição orgânica, embora os outros oligoquetos identificados como a *N. communis* (IG-7 e IG10) foram associada com ambientes poluídos com matéria orgânica (LIN e YO, 2008), e de acordo com Cortelezzi et al. (2011), organismos pertencentes as subfamílias Pristinae e Naidinae (IG-1, IG-5 e IG-10) são relacionados com ambiente ricos em nutrientes e matéria orgânica. Os resultados da fauna de Oligochaeta sugerem que o rio Iguaçu encontra-se com a qualidade da água degradada, principalmente devido a introdução de matéria orgânica, sendo que os pontos localizados na RMC, mais degradados em comparação ao restante da bacia, de acordo com os resultados de densidade dos indivíduos amos-

trados.

Tabela 7.5: Densidade (ind/m²) de Oligochaeta ao longo do rio Iguaçu

Ponto	Família	Sub-família	Espécie	Densidade
IG-1	Naididae	Tubificinae		1.111,11
			<i>P. americana</i>	18,52
IG-2	Naididae	Tubificinae		388,89
IG-3	Naididae	Tubificinae		4.537,04
IG-4	Naididae	Tubificinae		9.148,15
IG-5	Naididae	Tubificinae		2.055,56
			<i>P. americana</i>	18,52
IG-6	Naididae	Tubificinae		1.351,85
		Tubificinae		1.277,78
IG-7	Naididae		<i>P. americana</i>	2.962,96
			<i>N. communis</i>	74,07
IG-8		Não observado.		
IG-9	Naididae	Tubificinae		55,56
		Tubificinae		777,78
IG-10	Naididae		<i>N. communis</i>	37,04
			<i>P. longedentata</i>	18,52
IG-11	Naididae	Tubificinae		222,22
IG-12	Naididae	Tubificinae		370,37
IG-13		Não observado.		
IG-14	Naididae	Tubificinae		18,52
IG-15	Naididae	Tubificinae		203,70
IG-16	Naididae	Tubificinae		18,52
	Narapidae		<i>N. bonettoi</i>	74,07

Nos reservatórios amostrados, não foi observada elevada densidade de Oligochaeta como ocorreu no rio Iguaçu, e sua presença somente foi observada nos reservatórios de Foz do Areia, Salto Segredo e Salto Santiago (Tabela 7.6). Nos três reservatórios a densidade foi baixa, representada por 18,52 (ind/m² em cada reservatório).

A distribuição temporal dos macroinvertebrados bentônicos está apresentada na Tabela 7.7. Esta Tabela classifica os organismos em grupos de inferências qualitativas. De acordo com a Tabela 7.7 é possível verificar que a ocorrência dos organismos bentônicos não foi homogênea entre os pontos e coletas. Em novembro (coleta 2), foi registrado o maior número de organismos nos pontos amostrados. Em relação a inferência qualitativa, pode-se observar que houve predominância de táxons

Tabela 7.6: Densidade (ind/m²) de Oligochaeta no reservatório de Foz do Areia, Salto Segredo e Salto Santiago

Ponto	Família	Sub-família	Espécie	Densidade
FA-9		Tubificinae		18,52
SG-1	Naididae		<i>P. americana</i>	18,52
ST-10		Tubificinae		18,52

tolerantes e resistentes ao longo dos dezesseis pontos, embora também tenham sido observados táxons sensíveis.

Entre as estações IG-1 a IG-7, foram apenas registrados organismos tolerantes nas cinco coletas e com densidade elevada, indicando que durante o período entre coletas não houve variação da qualidade da água neste trecho, sendo caracterizado pela composição da fauna bentônica e sua densidade como poluído principalmente por matéria orgânica. Entre os pontos IG-8 e IG-9, em novembro, foram observados táxons sensíveis a depleção do oxigênio. A presença destes organismos demonstrou que durante o período que antecedeu a amostragem, o rio Iguaçu neste trecho apresentava boa qualidade da água, com oxigênio dissolvido elevado, enquanto em setembro e dezembro foram identificados organismos tolerantes e resistentes mas com baixa densidade. Nos pontos localizado na sub-bacia do Médio Iguaçu, IG-10 a IG-13, também foi observado organismos tolerantes com baixa densidade, provavelmente devido ao lançamento contínuo do esgoto *in natura* e tratado, não sendo observado táxons sensíveis durante as cinco coletas. No Baixo-Iguaçu, tanto no ponto IG-15 como no IG-16 houve o registro de táxons sensíveis em julho, enquanto em novembro e fevereiro, somente táxons tolerantes e resistentes com baixa densidade. A baixa densidade a partir do pontos IG-8 dos táxons tolerantes e resistentes indica que não houve variação da qualidade da água entre as coletas, a qualidade da água em geral é boa, com baixas concentrações de matéria orgânica e altas de oxigênio dissolvido. O predomínio de táxons tolerantes deve-se provavelmente por serem organismos cosmopolitas e adaptáveis a diversas condições, contudo, conforme mencionado anteriormente, o atributo densidade diferenciou os pontos com altos níveis de poluição dos demais.

Tabela 7.7: Avaliação da inferência qualitativa dos táxons observados no rio Iguaçu

PONTOS	COLETAS				
	Julho	Novembro	Fevereiro	Setembro	Dezembro
IG-1	T, R	T, R	T, R	R	
IG-2	T, R	T, R	R	T, R	
IG-3	T, R			T, R	T, R
IG-4		T	T	T	T
IG-5	T, R	T, R	T	T	
IG-6		T, R	T, R	T	T
IG-7		T, R		T	T, R
IG-8		T, R, S		T	T, R
IG-9		T, R, S			T
IG-10		T, R	T		R
IG-11	R	R			
IG-12	R	R	R		
IG-13		R			
IG-14	R	T			
IG-15	T, R, S	T	T		
IG-16	T, R, S	T, R	T		

Legenda:

T (Tolerante): Nematoda, Prostigmata, Hirudinea, Bivalvia, Coleoptera, Ceratopogonidae, *P. americana* e *N. communis*

R (Resistente): *Chironomus*, *Polypedilum* e Tubificinae

S (Sensível): *Fissimentum*, *Thienemanniella*, *Cricotopus*, *Corynoneura* e *Tanytarsus*

O baixo número de táxons observados na bacia do rio Iguaçu, pode induzir interpretações errôneas sobre a qualidade da água, quando considerada avaliações a partir de grandes grupos. Este fato também pode ocorrer na aplicação de índices multimétricos que consideram em suas métricas a presença de organismos sensíveis (como o Trichoptera), a nível de grandes grupos, por estes não terem sido coletados mesmo em pontos considerados íntegros como o IG-16. A predominância de Oligochaeta e de Chironomidae em todos os pontos permitiu a aplicação da relação O/O+C, para fazer inferências sobre a qualidade da água do rio Iguaçu. Os valores médios da relação (O/O+C) estão apresentados na Figura 7.2.

De acordo com a relação desenvolvida por Rosemberg e Resh (1993), valores próximos de 1 indicam ambientes impactados, enquanto próximos a 0, ambientes aquáticos sem contaminação. Com exceção dos pontos IG-13, IG-15 e IG-16, os demais apresentaram resultados próximos de 1, o que não corrobora com os resultados de qualidade da água (Capítulo 5), exceto para os pontos localizados na RMC. O resultado a jusante da RMC pode ter sido influenciado pela densidade de Oligochaeta ser muito superior a de Chironomidae, apesar da avaliação dos gêneros de Chironomidae caracterizar o ambiente como não comprometido. Esta relação apesar de aplicação simples, não apresentou uma resposta sólida de inferências da qualidade da água no rio Iguaçu, para os pontos e períodos amostrados, em comparação com a resposta obtida a partir dos identificação dos gêneros de Chironomidae e da Classe Oligochaeta.

A avaliação da estrutura da comunidade bentônica foi mensurada a partir dos resultados dos índices de diversidade de Shannon-Weaver, equitabilidade e riqueza. O cálculo do índice de diversidade de Shannon-Weaver está apresentado na Figura 7.3. Em geral os valores situam-se entre 1,5 a 3,5, quanto mais elevado, maior é riqueza e uniformidade da comunidade amostrada. Entretanto afirmar que o valor é baixo ou alto, pode ser irrelevante sem uma base comparativa (MELO, 2008). Conforme apresentado na Figura 7.5, os valores do índice de diversidade de Shannon-Weaver apresentaram-se baixos, variando de 0,0 a próximo de 1,25. Os pontos que apresentaram os valores mais elevados (IG-1, IG-7, IG-9 e IG-15 e IG-16) condizem com a RMC com menor

impacto (IG-1), o IG-7, representa a melhora da qualidade da água e os pontos IG-9 e IG-15 e IG-16 apresentaram a maior diversidade de táxons, estão relacionados com melhor qualidade da água (Capítulo 5).

A equitabilidade pode ser definida como uma medida de uniformidade, portanto, avalia a distribuição da abundância (Figura 7.4). Os valores são distribuídos entre 0 e 1, sendo que, valores próximos a 1 indicam baixa homogeneidade, isto é, há espécies que dominam o ambiente em cada ponto. O resultado apresentado na Figura 7.4, indica que todos os pontos localizados apresentaram valores medianos próximos de 0,5, isto é, uma dominância moderada, com vários picos chegando a 1 ou próximos, exceto nas estações IG-13 e IG-14.

O resultado do índice de riqueza (Figura 7.5), apresentou coerência com o gradiente de poluição longitudinal do rio Iguaçu, nos pontos pertencentes a RMC (IG-1 a IG-7). A partir do ponto IG-8 a riqueza de táxons aumentou e houve uma diminuição entre os pontos IG-10 e IG-12, onde o rio recebe contribuição de estação de tratamento de esgoto e lançamentos *in natura* por parte do município de Porto Vitória. Nos pontos IG-13 e IG-14, apesar da boa qualidade da água, durante as coletas, observou-se uma baixa riqueza, que provavelmente foi devido não a impactos na qualidade da água mas sim, ao baixo número de organismos amostrados nestes dois pontos. Nos pontos localizados próximo a foz do rio Iguaçu (IG-15 e IG-16), em regiões preservadas, foram registrados maiores valores de riqueza, especialmente de Chironomidae. A simples contagem de táxons observados em cada estação refletiu de forma geral o estado de degradação a bacia do rio Iguaçu, comprometimento nos pontos próximos a nascente e indicação de melhora da qualidade da água entre as estações IG-7 e IG-8, corroborando com o trabalho de Knapik *et al.* (2011) e este estudo.

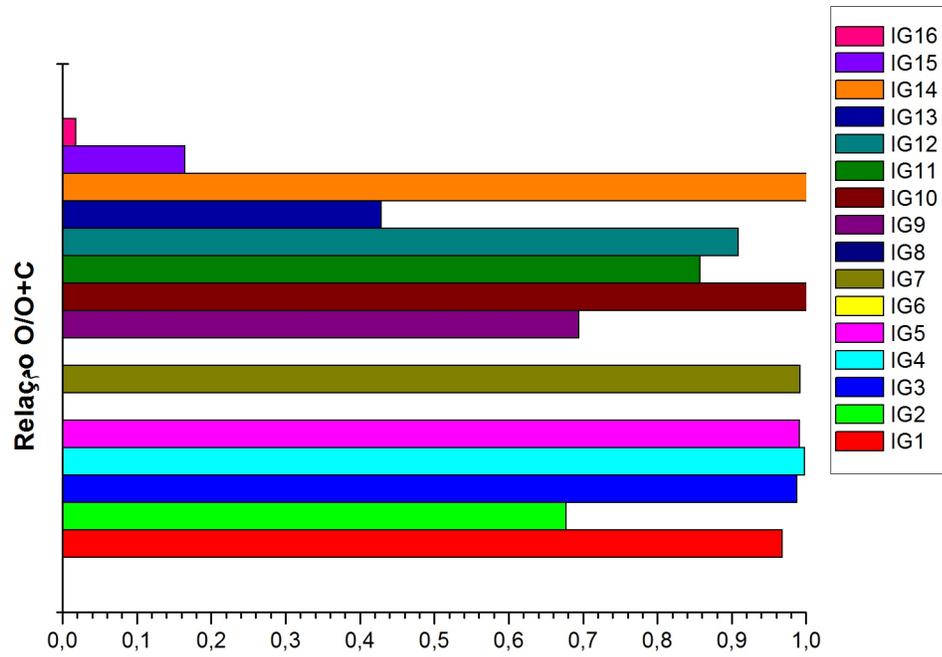


Figura 7.2: Relação O/O+C ao longo dos pontos amostrados no Rio Iguazu

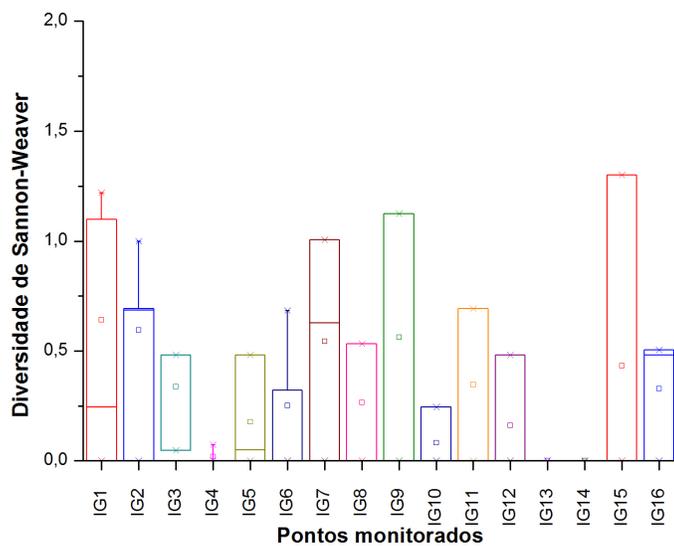


Figura 7.3: Valores de diversidade de Shannon-Weaver nos pontos monitorados

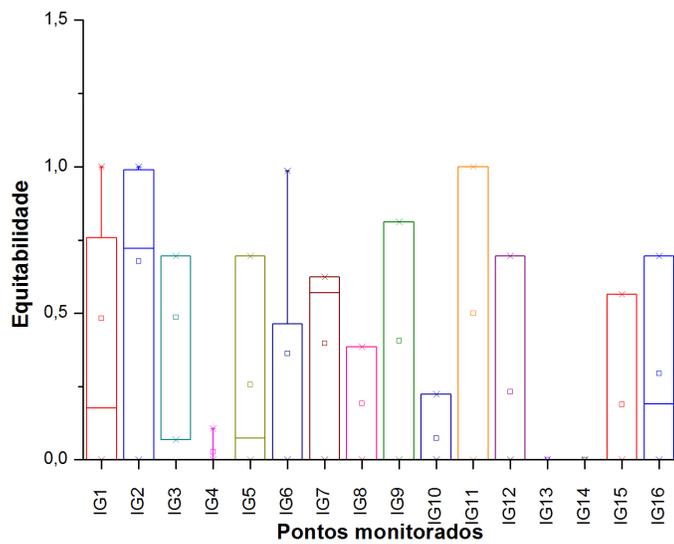


Figura 7.4: Equitabilidade observada nos pontos monitorados

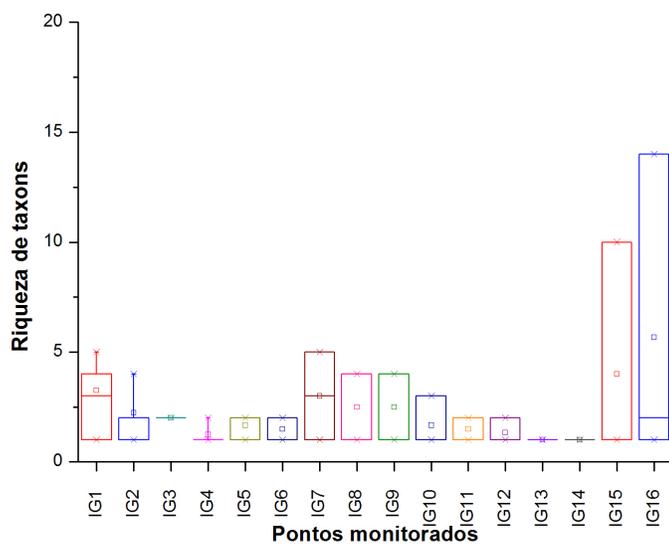


Figura 7.5: Riqueza de táxons observada nos pontos monitorados

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

O resultado da Análise de Componentes Principais (ACP), referente aos parâmetros de qualidade da água monitorados para os pontos no rio Iguaçu está apresentado na Figura 8.1. A primeira componente principal, CP1(Eixo 1), representou 37,09% da variância, enquanto a segunda, CP2 (Eixo 2), 20,00%. Destacou-se a formação de três grupos principais. O primeiro formado pela vazão e oxigênio dissolvido, o segundo pelo nitrogênio amoniacal, fósforo reativo dissolvido, condutividade e sólidos totais dissolvidos, e o terceiro representado pelo fósforo total, nitrogênio total, nitrogênio orgânico e carbono orgânico dissolvido. O primeiro grupo está relacionado com a diluição dos poluentes e aumento da capacidade de depuração da matéria orgânica. O segundo está relacionado com a introdução de esgotos domésticos e degradação da qualidade da água no rio Iguaçu, notou-se que a condutividade e os sólidos totais dissolvidos apresentaram o mesmo sinal e proximidade, ilustrando a relação existente entre eles, na qual, quanto maior for a entrada de sólidos dissolvidos na bacia, maior será o valor da condutividade elétrica.

Da mesma forma, foi possível avaliar a introdução de nitrogênio amoniacal e fósforo reativo dissolvido, sua alta correlação é um indício de que foram originados pela mesma fonte. O terceiro grupo, representa as moléculas mais complexas, como possuem sinal contrário ao primeiro grupo, é provável que sejam introduzidas principalmente por fontes pontuais e que a vazão seja responsável pela diluição dos compostos.

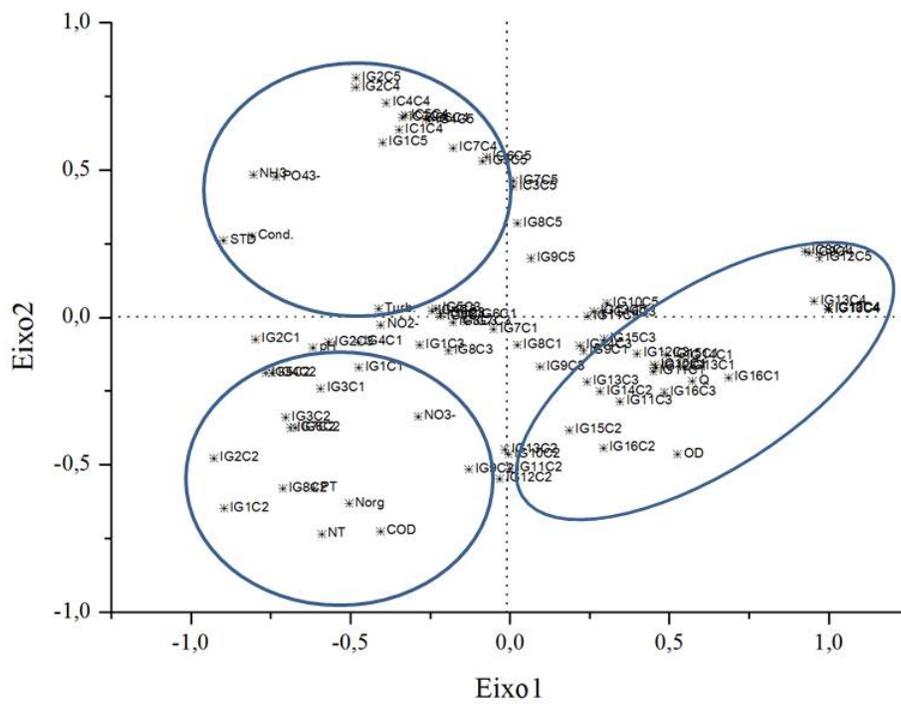


Figura 8.1: Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água baseada nos dois primeiros eixos

A aplicação da ACP para os dados de qualidade da água da Bacia do Alto Iguaçu apresentou resultado similar (Figura 8.2). A CP1 (Eixo 1) explicou 31,69% e a CP2 (Eixo 2) 23,05%. Houve a formação de um grupo representado pela vazão, com sinal positivo e contrário ao grupo dois, composto pelas fomas mais complexas, e o grupo três formado pelos compostos relacionados com a introdução de esgotos domésticos. Este resultado gerado pela ACP, indicou que todos os pontos monitorados do rio Iguaçu no trecho pertencente a Bacia do Alto Iguaçu, apresentaram comprometimento da qualidade da água em maior ou menor grau, e que a vazão foi importante na diluição dos poluentes e melhora da qualidade da água a jusante.

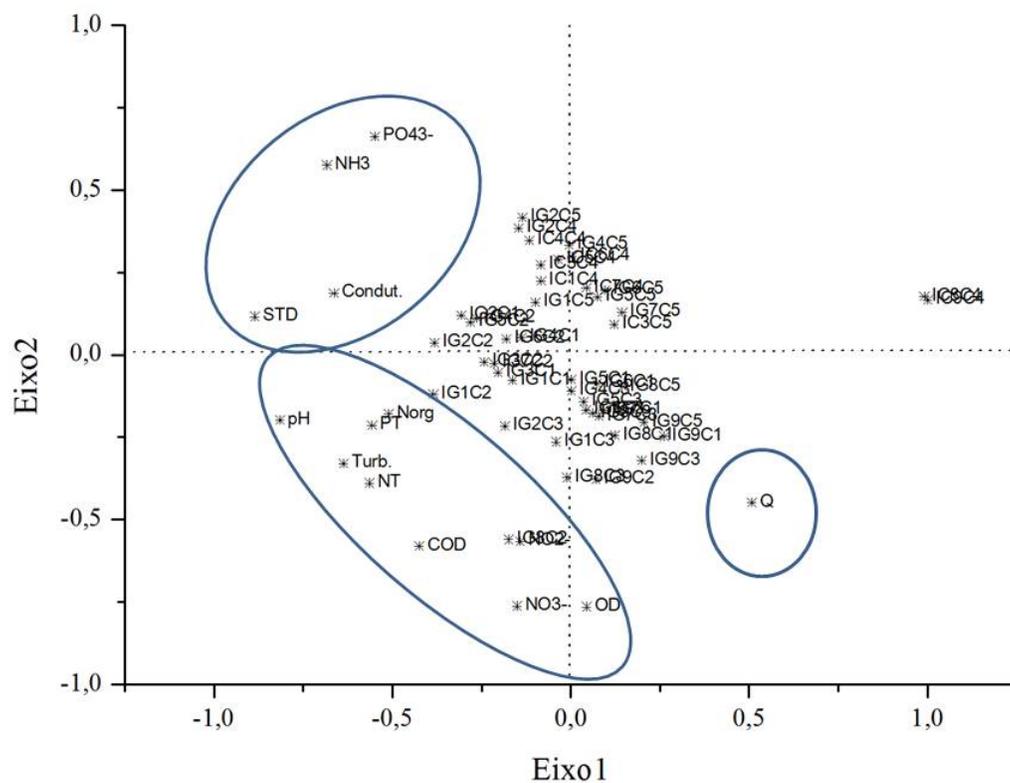


Figura 8.2: Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água no rio Iguaçu, Bacia do Alto Iguaçu, baseada nos dois primeiros eixos

Foi também realizada a análise de componentes principais considerando os parâmetros de qualidade e sedimentos para todos os pontos monitorados na Bacia do rio Iguaçu (Figura 8.3). A CP1

explicou 31,38% e a CP2 16,79%. Novamente a ACP resultou na classificação de três grandes grupos. O grupo um relacionado com boa qualidade da água e capacidade de oxidação, representada pelo oxigênio dissolvido, nitrato e vazão, o segundo pelos compostos mais formas mais complexas (fósforo e nitrogênio total, nitrogênio orgânico, carbono orgânico dissolvido) e composição granulométrica do sedimento, e o terceiro, formado pela introdução de esgotos domésticos e outros efluentes. A classificação oposta dos metais analisados e em relação a composição granulométrica do sedimento, demonstrou que a provável fonte dos metais foi a partir do lançamento de fontes pontuais no rio Iguaçu, sendo que a proximidade do Chumbo e Cromo com o nitrogênio amoniacal e fósforo reativo dissolvido.

Os dados de qualidade da água e do sedimento somente para a Bacia do Alto Iguaçu estão apresentados na Figura 8.4, a CP1 explicou 32,00% e a CP2 16,79%. A classificação foi similar a obtida na Figura 8.3, no entanto, ao olhar somente para este trecho, notou-se que o cromo e o chumbo provavelmente são originados pela mesma fonte, embora estes podem não estar relacionado com a introdução de esgotos domésticos e sim de outros efluentes, responsáveis também pela entrada dos outros metais (cobre, zinco, níquel e cádmio). De acordo com a Figura 8.4, a vazão apresentou sinal contrário aos metais traço, corroborando com a introdução de fontes pontuais e não pelo escoamento superficial da bacia de drenagem.

A consideração das características do sedimento em relação aos pontos amostrados da Bacia do rio Iguaçu está apresentado na Figura 8.5. A CP1 explicou 46,51% e a CP2 19,08%. Os resultados obtidos considerando somente os dados de sedimento demonstraram de forma clara pela oposição dos sinais, que o grupo um foi composto pela composição granulométrica, Cobalto e Ferro, o que indicou que ambos tem como origem provável sua presença na composição da rocha da bacia de drenagem, enquanto os demais metais e as frações de nitrogênio e fósforo total possuem origem alóctone. Em relação aos pontos, houve a distinção do IG-14 a IG-16, os quais são os menos impactados, tanto em termos de qualidade da água, como comprometimento da qualidade do sedimento. Ao olhar apenas a ACP da Bacia do Alto Iguaçu (Figura 8.6), o resultado foi muito

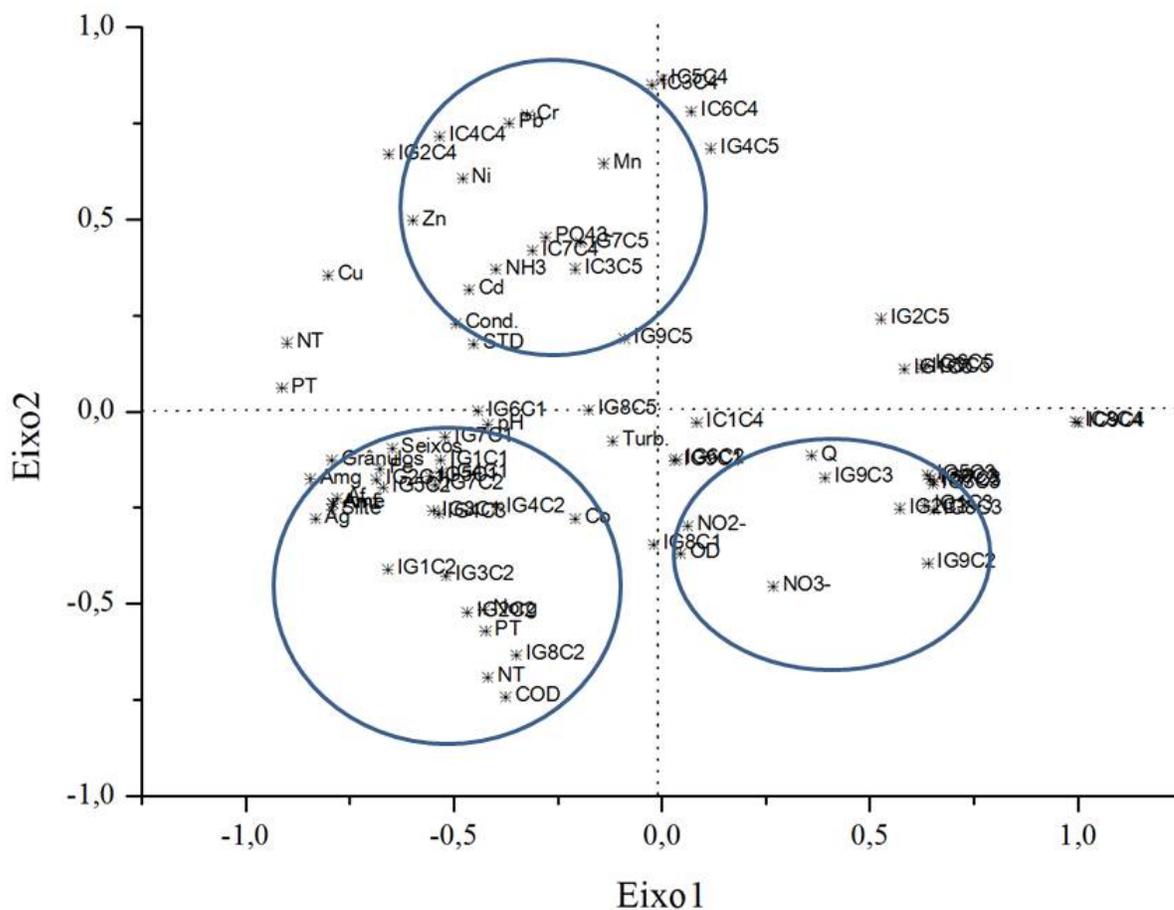


Figura 8.3: Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água e sedimento no rio Iguazu, baseada nos dois primeiros eixos

similar a Figura 8.5. A CP1 explicou 48,77% e a CP2 18,41%.

A ACP aplicada aos dados de qualidade da água do reservatório de Foz do Areia está apresentada na Figura 8.7. A CP1 explicou 43,25% e a CP2 23,59%, considerando os parâmetros de qualidade, houve a formação de três grupos principais, o primeiro foi composto pelo sólidos totais dissolvidos, clorofila-a, condutividade, pH, fósforo total e oxigênio dissolvido. Este grupo está relacionado com floração de algas e suas consequências, como aumento do pH e da concentração de oxigênio dissolvido. O segundo grupo foi formado pelo COD, nitrogênio orgânico e total, como possuem sinal contrário do nitrogênio amoniacal e nitrato (grupo três), provavelmente possuem

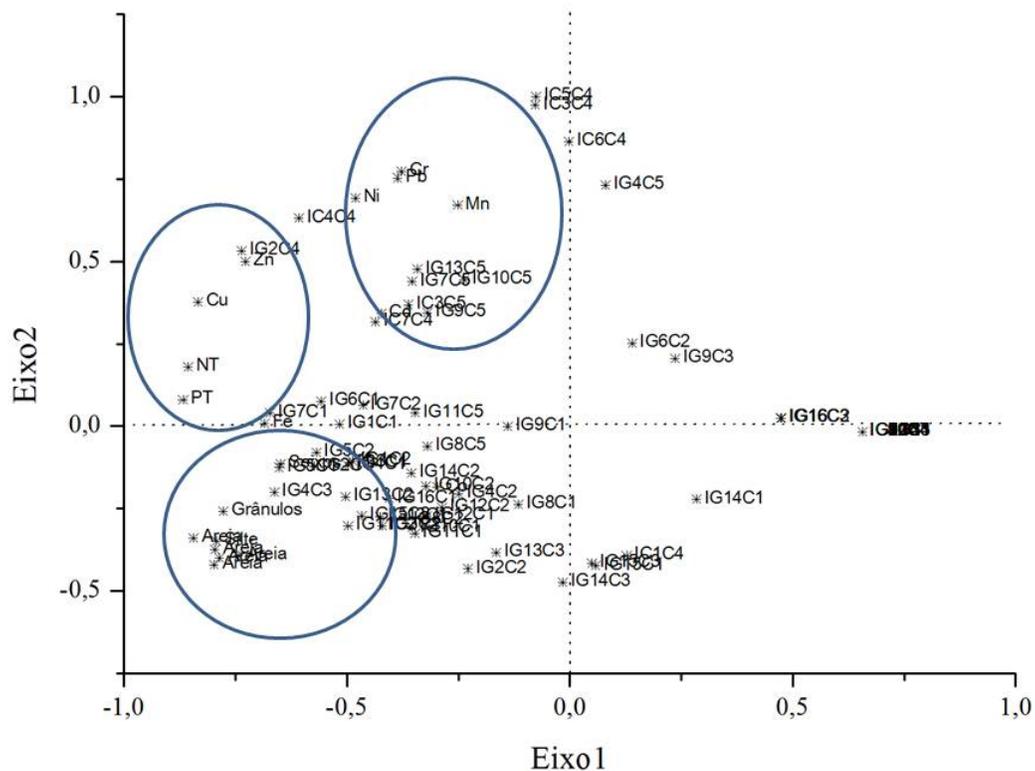


Figura 8.5: Resultado da Análise de Componentes Principais das características do sedimento no rio Iguazu, baseada nos dois primeiros eixos

bacia de drenagem no entorno do reservatório e seus afluentes. O segundo grupo foi composto pela clorofila-a, pH, fósforo total e turbidez, estes parâmetros estão relacionados com o período de florescimento de algas em Salto Santiago, enquanto o grupo 3, formado pelo nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. Em Salto Segredo, houve a distinção entre as três coletas realizadas, diferentemente de Foz do Areia.

No reservatório de Salto Santiago, a ACP apresentou maior variância entre os parâmetros analisados, foram formados três grupos, sendo que algumas variáveis ficaram isoladas (Figura 8.9). A CP1 explicou da variância 40,50% e a CP2 24,22%. O grupo um foi formado pelo nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, oxigênio dissolvido e turbidez. O segundo grupo foi composto pelo nitrogênio total e orgânico, fósforo total e clorofila-a, este grupo está relacionado com o flores-

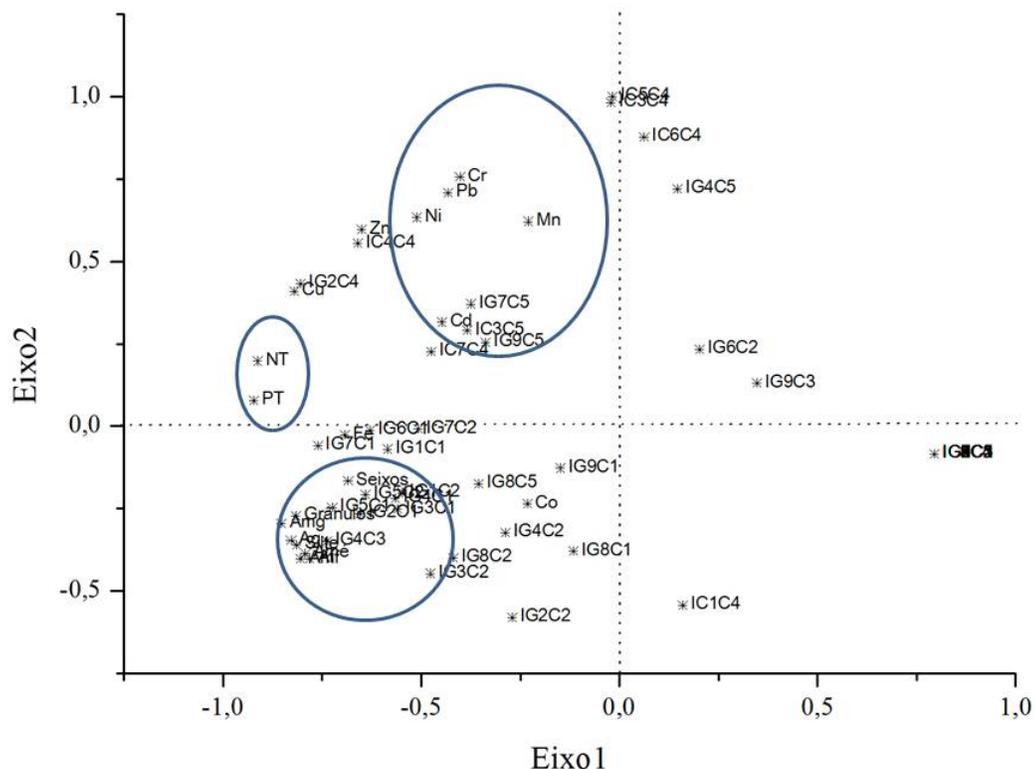


Figura 8.6: Resultado da Análise de Componentes Principais das características do sedimento no rio Iguazu, Bacia do Alto Iguazu, baseada nos dois primeiros eixos

cimento de algas. O grupo três foi formado pelo carbono orgânico dissolvido e a condutividade, por estarem próximos, provavelmente ambos possuem como origem predominante o escoamento superficial da entorno do reservatório e de seus afluentes. Como ocorrido em Salto Segredo, a ACP separou as coletas.

A CP1 do reservatório de Salto Caxias explicou 43,77% da variância e a CP2 25,15% (Figura 8.10). Em Salto Caxias, ao contrário dos outros reservatórios, houve a formação de dois grupos. O primeiro grupo composto pelo sólidos totais dissolvidos, condutividade, nitrito, pH, oxigênio dissolvido, clorofila-a, turbidez, fósforo reativo dissolvido e nitrogênio amoniacal, os quais estão relacionados com o florescimento de algas e suas consequências, como elevação do pH, aumento da concentração de oxigênio dissolvido e turbidez. O grupo dois, formado pelo carbono orgânico

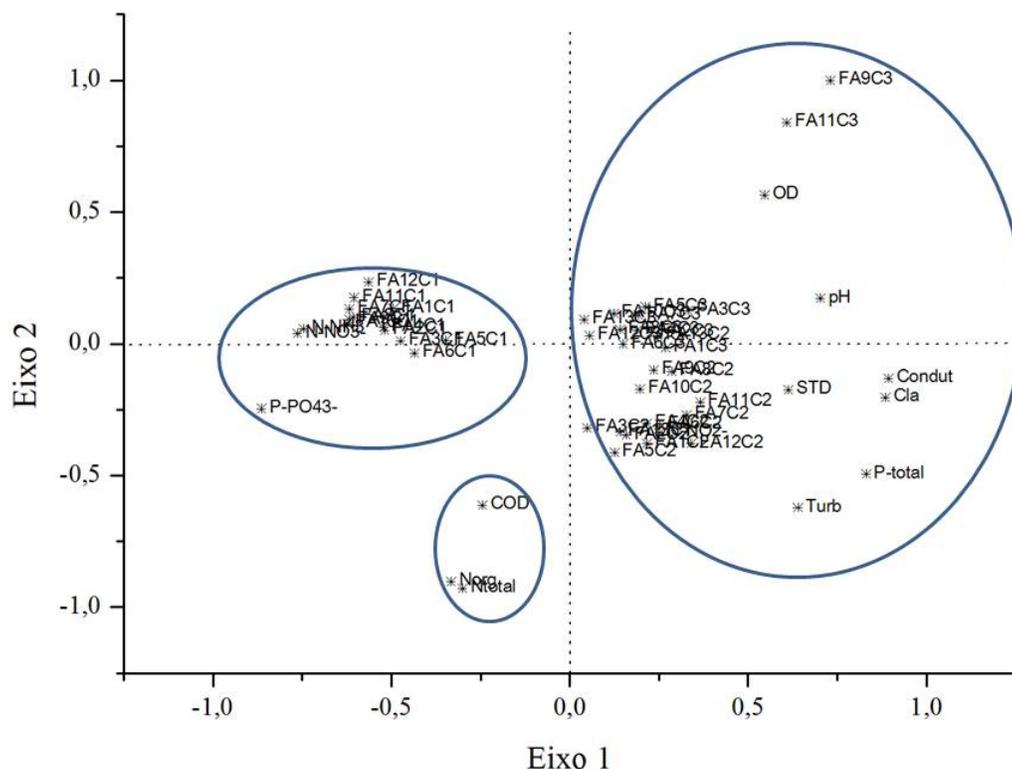


Figura 8.7: Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água no reservatório de Foz do Areia, baseada nos dois primeiros eixos

dissolvido, nitrogênio orgânico e total, nitrato e fósforo total, estes parâmetros estão relacionados com formas mais complexas e possivelmente foram originados pelo escoamento superficial e afluentes do reservatório, sendo que o nitrato, apresentou sinal contrário a clorofila-a, o que indicou uma relação inversa, na qual provavelmente foi a forma de nitrogênio consumida preferencialmente pelas algas. A classificação dos pontos, foi semelhante a Salto Santiago, onde as coletas foram separadas. Entretanto, os pontos da amostrados em novembro e fevereiro ficaram agrupados, o que indica que o processo de eutrofização apesar de pequeno é similar.

A aplicação da ACP para o conjunto de dados de qualidade da água dos quatro reservatórios amostrados resultou em uma variância de 26,74% para a CP1 e de 18,59% para a CP2 (Figura 8.11). Houve a formação de três grupos de pontos, entretanto, os reservatório não foram separados entre

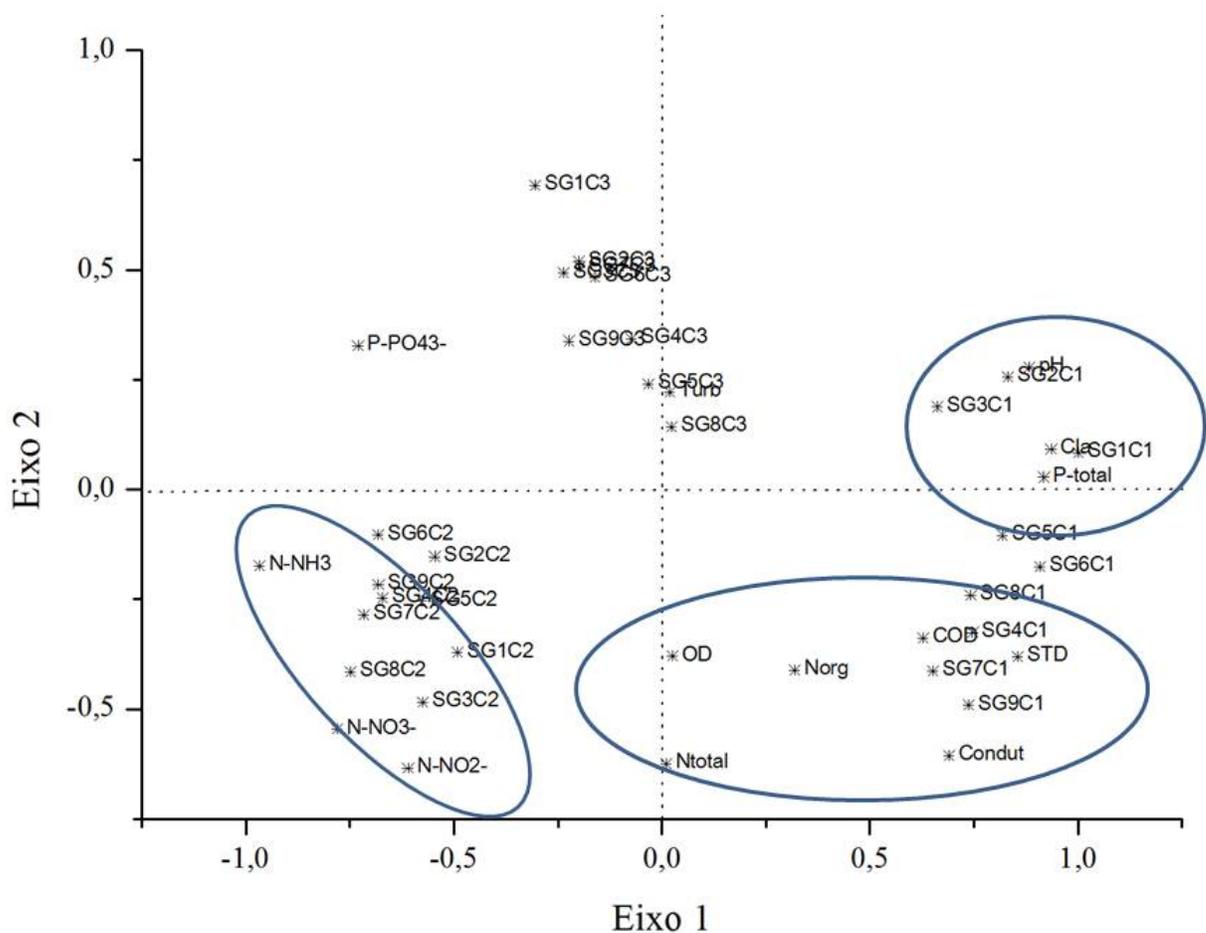


Figura 8.8: Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água no reservatório de Salto Segredo, baseada nos dois primeiros eixos

si, mas sim em função das características dos parâmetros de qualidade da água, principalmente do florescimento de algas.

A consideração das características do sedimento em relação aos pontos amostrados nos reservatórios da Bacia do rio Iguaçu está apresentado na Figura 8.12. A CP1 explicou 17,64% e a CP2 16,90%. Os resultados das características do sedimentos de Foz do Areia, Salto Segredo, Salto Santiago e Salto Caxias, indicaram que houve a formação de dois grandes grupos, o primeiro relacionado as partículas mais finas como silte, areia muito fina e fina e pelos metais cobalto, cádmio e níquel, possivelmente tem mesma origem. O segundo composto pelo sedimento de maior granulo-

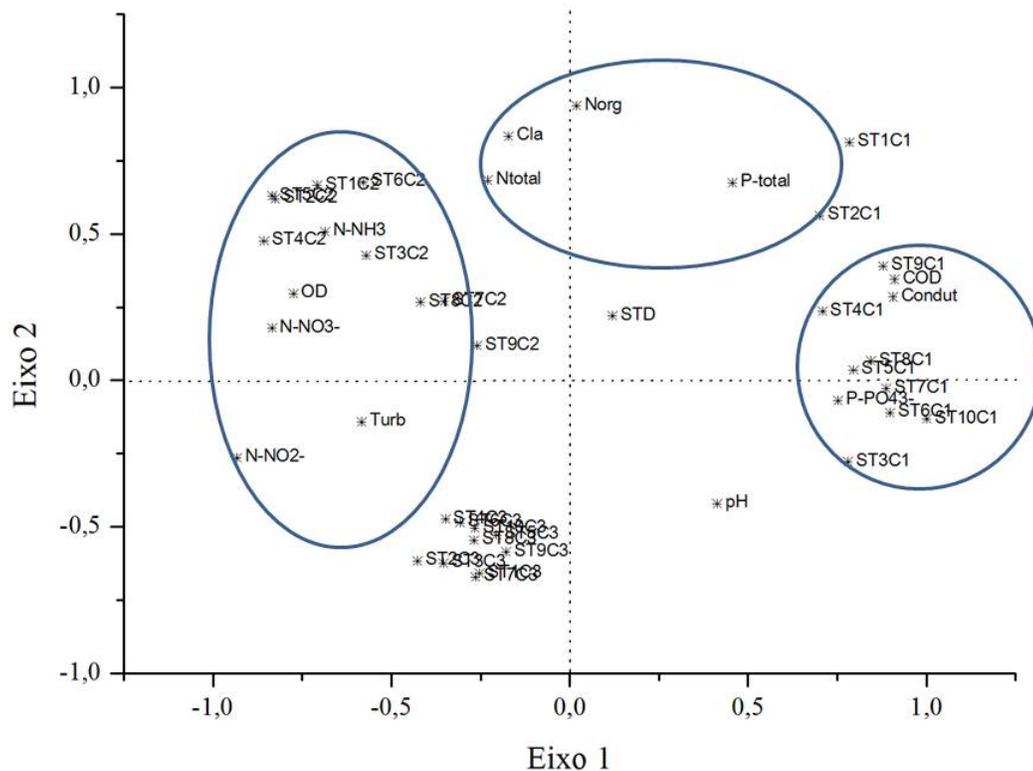


Figura 8.9: Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água no reservatório de Salto Santiago, baseada nos dois primeiros eixos

metria (seixos e grânulos), e o terceiro grupo formado pelo manganês, cobre e nitrogênio total. Em relação aos pontos, houve a formação de uma grande nuvem, indicando que o sedimento dos pontos monitorados nos quatro reservatórios apresentou características similares. Entretanto, os pontos SG-6, FA-9, FA-12 e ST-5, apresentaram comportamento diferente dos demais pontos, foram relacionados com sedimentos grosseiros e, manganês, cobre e nitrogênio total respectivamente.

A Análise de Correlação Canônica (ACC), foi aplicada para dois conjuntos de dados (Figura 8.13). O Eixo 1, explicou 11,40% e o Eixo 2 5,70% para as Figura 8.12 (a) e (b), o resultado do Teste de Monte Carlos foi significativo para o Eixo 1. De acordo com a Figura 8.13 (a), observou-se que a maior diversidade de organismos foi relacionada com a vazão e e concentração de oxigênio dissolvido, enquanto os organismos resistentes e tolerantes foram associados com am-

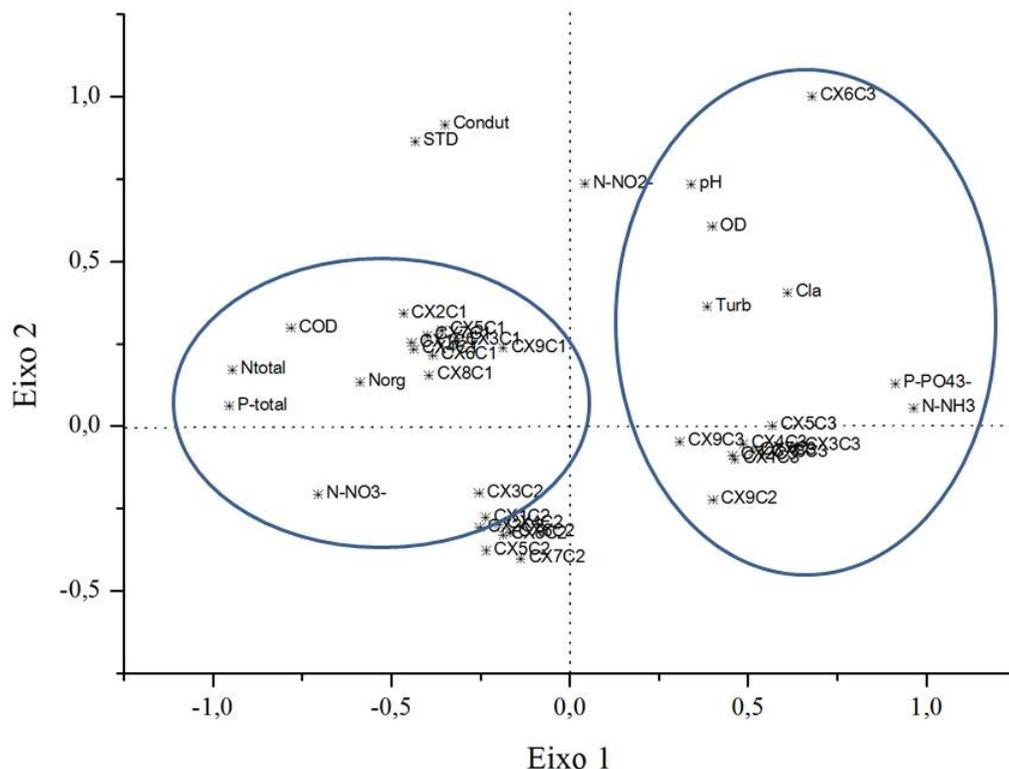


Figura 8.10: Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água no reservatório de Salto Caxias, baseada nos dois primeiros eixos

bientes poluídos por matéria orgânica. Ao analisar somente os pontos monitorados na Bacia do Alto Iguaçu (Figura 8.12 (b)), a ACC indicou que os organismos Nematoda, *N. communis*, *Chironomus*, *Polypedilum*, Harpacticoida e Cyclopoida foram associados com fósforo reativo dissolvido, nitrogênio amoniacal e sólidos totais dissolvidos, os quais possuem como principal fonte a introdução de esgotos *in natura* constituindo o grupo dos organismos resistentes, por outro lado, os táxons Prostigmata, Hirudinea, Tubificinae e *P. americana*, podem ser considerados os organismos tolerantes, pois além da associação com a poluição orgânica também foram relacionados com a concentração de oxigênio dissolvido.

O resultado da análise de agrupamento das dezesseis variáveis (pontos) está apresentado na Figura 8.14 e o histórico de agrupamento na Tabela 8.1. Houve formação do agrupamento que clas-

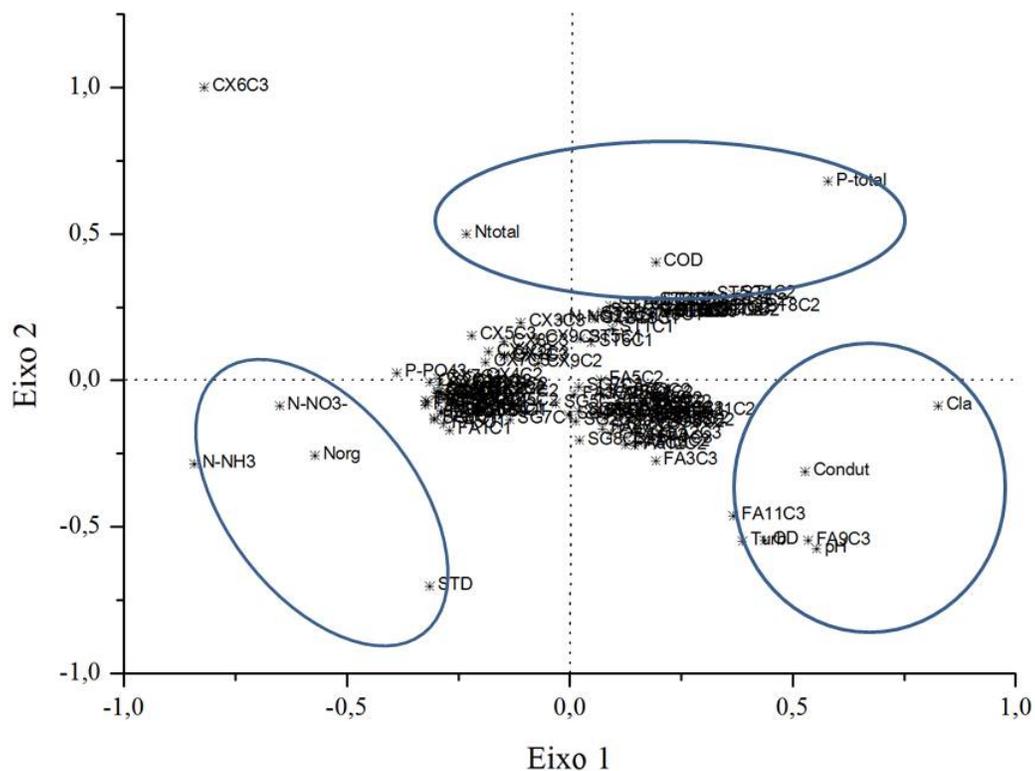


Figura 8.11: Resultado da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de qualidade da água nos reservatórios de Foz do Areia, Salto Segredo, Salto Santiago e Salto Caxias, baseada nos dois primeiros eixos

sificou os pontos de melhor a pior qualidade, entretanto, o ponto IG-8 não apresentou similaridade com os demais. Este ponto, representa a região em que o rio Iguaçu tem a qualidade de suas águas recuperadas, com altas concentrações de oxigênio dissolvido e concentrações inferiores de condutividade, sólidos totais dissolvidos e nutrientes, em relação aos pontos a montante. A aplicação da análise de agrupamento, permitiu identificar as estações que apresentaram grande similaridade, isto é, pode-se verificar que a qualidade da água observada nestes trechos foi semelhante.

Resultado similar ao obtido por França (2009), que observou com a aplicação de técnicas estatísticas multivariadas, que as estações monitoradas no rio Iguaçu na RMC são similares entre si. A observação da semelhança em termos de qualidade da água dos pontos monitorados, pode colaborar para que, as inferências qualitativas obtidas a partir do monitoramento biológico também sejam

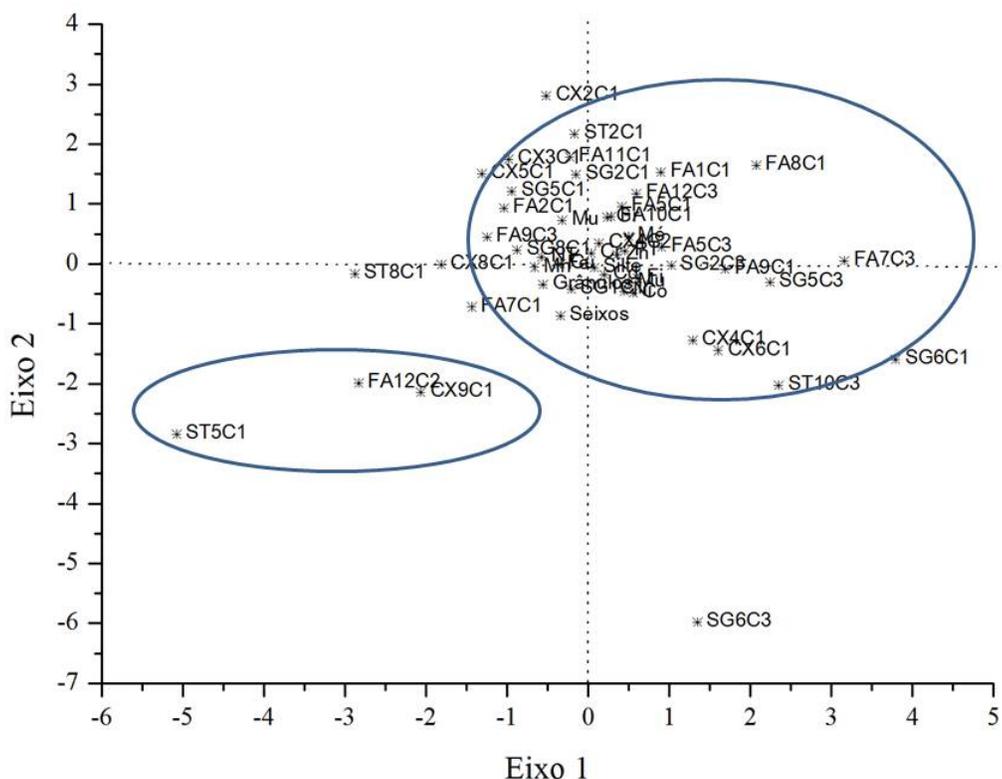
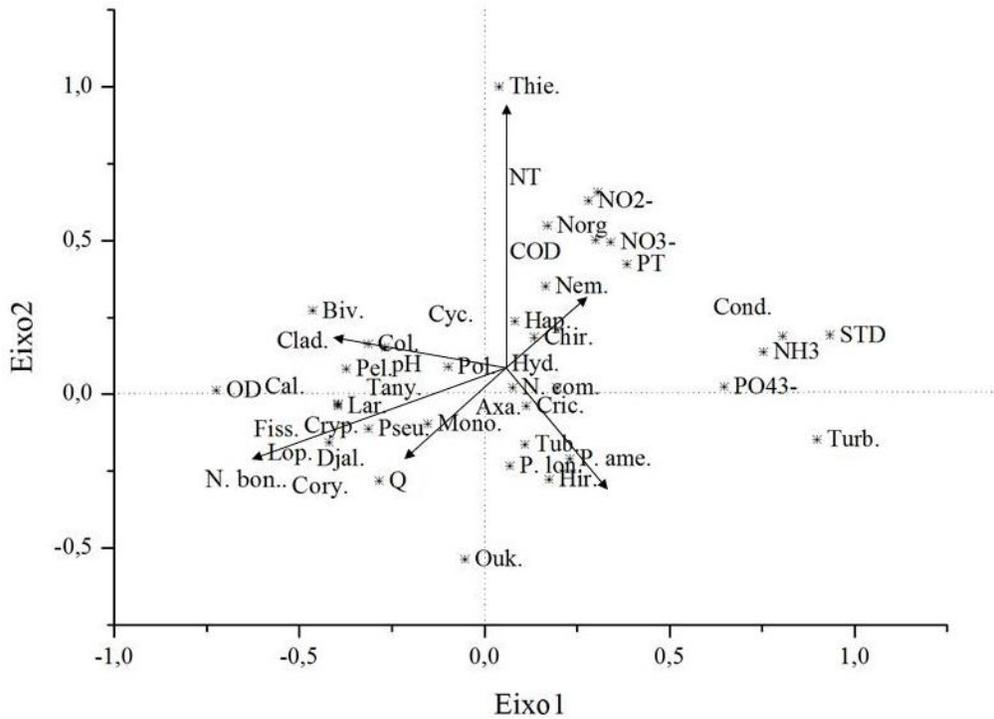


Figura 8.12: Resultado da Análise de Componentes Principais das características do sedimento nos reservatórios, baseada nos dois primeiros eixos

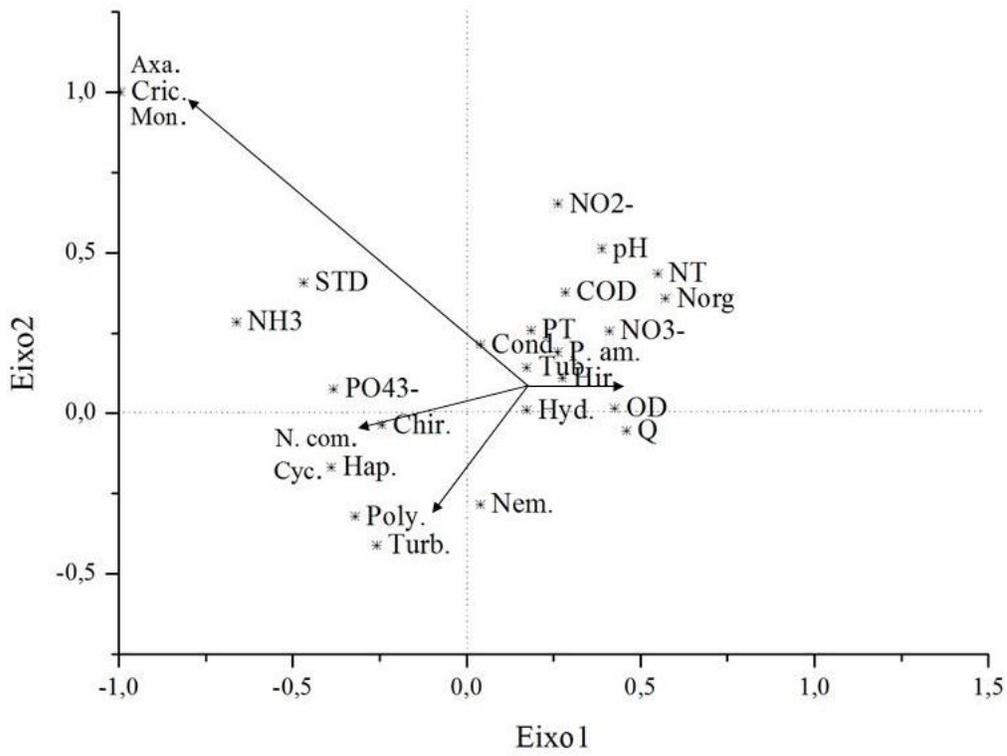
extrapoladas, principalmente em pontos próximos. A extrapolação dos dados, para inferência qualitativa, pode ser utilizada na falta da observação de organismos em pontos coletados, o que pode ser comum no monitoramento biológico. Para tanto, a extrapolação para pontos agrupados deve preferencialmente considerar os dados da estação de jusante.

O resultado do Teste de Anova aplicado para os valores dos índices biológicos indicou que, tanto a Equitabilidade ($p=0,50231$), como a Diversidade de Shannon-Weaver ($0,41925$) e a Riqueza ($p=0,11925$) apresentaram valor de $p > 0,05$, isto é, não houve diferença estatística entre os dezesseis pontos monitorados no rio Iguazu, para estas métricas biológicas.

O resultado do IndVal para o rio Iguazu, está apresentado na Tabela 8.2. *Polypedilum*, *Lar-sia*, *Tanytarsus*, *Fissimentum*, *Caladomyia*, *Cryptochironomus* e *Bivalvia* foram os organismos



(a)



(b)

Figura 8.13: Distribuição dos scores da Análise de Correlação Canônica (CCA) derivada da composição e abundância dos macroinvertebrados bentônicos e das variáveis ambientais de qualidade da água dos pontos monitorados na Bacia do rio Iguazu (a) e dos pontos localizados na Bacia do Alto Iguazu (b)

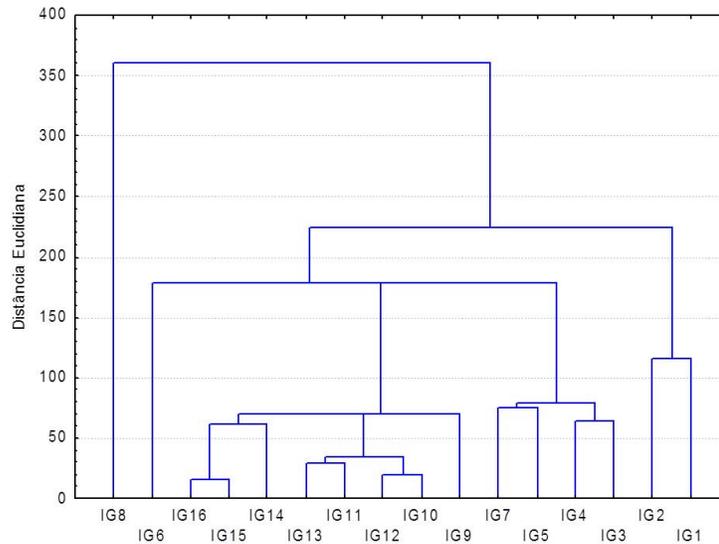


Figura 8.14: Dendrograma dos pontos amostrados no rio Iguazu

Tabela 8.1: Histórico do agrupamento dos dezesseis pontos amostrados no rio Iguazu

PASSO	NÚMERO DE GRUPO	GRUPOS UNIDOS
1	15	IG-1 - IG-2
2	14	IG-3 - IG-4
3	13	IG-5 - IG-7
4	12	Grupo unindo Passo 2 e 3
5	11	IG-10 - IG-12
6	10	IG-12 - IG-13
7	9	Grupo unindo Passo 5 e 6
8	8	IG-15 - IG-16
9	7	Grupo unindo Passo 8 e IG-14
10	6	Grupo unindo Passo 9 e Passo 7
11	5	Grupo unindo Passo 10 e IG-9
12	4	Grupo unindo Passo 11 e Passo 4
13	3	Grupo unindo Passo 12 e IG-6
14	2	Grupo unindo Passo 13 e Passo 1
15	1	Grupo unindo Passo 14 e IG-8

possíveis indicadores da sub-bacia do Baixo Iguaçu. O gênero *Polypedilum* apresentou o maior valor de indicador, pois foi abundante e frequente. Como mencionado no Capítulo 7, este táxon está relacionado com ambientes ricos em matéria orgânica.

Tabela 8.2: Macroinvertebrados bentônicos indicadores da qualidade da água nos pontos monitorados na Bacia do rio Iguaçu

TÁXONS	A	F	IV	SUB-BACIA	<i>p</i>
<i>Polypedilum</i>	88	63	55	Baixo Iguaçu	0,01
<i>Larsia</i>	100	25	25	Baixo Iguaçu	0,03
<i>Tanytarsus</i>	100	25	25	Baixo Iguaçu	0,03
<i>Fissimentum</i>	100	25	25	Baixo Iguaçu	0,03
<i>Caladomyia</i>	100	25	25	Baixo Iguaçu	0,03
<i>Cryptochironomus</i>	100	25	25	Baixo Iguaçu	0,03
Bivalvia	92	25	23	Baixo Iguaçu	0,046

Legenda:

A: Abundância média

F: Frequência relativa

IV: Valor do indicador

O IndVal também classificou gêneros sensíveis como o *Fissimentum* e *Tanytarsus*, os quais são indicadores de boa qualidade da água e que podem ser usados como organismos de referência nas demais sub-bacias. Apesar do IndVal, não apresentar possíveis indicadores para as sub-bacias do Alto e Médio Iguaçu, os resultados da fauna bentônica foram coerentes com o gradiente de degradação da qualidade da água do rio Iguaçu. Provavelmente, os resultados foram influenciados pela baixa frequência dos táxons entre pontos e coletas, sendo assim, organismos representativos em termos de inferência qualitativa como *Chironomus* e Tubificiane não foram classificados como indicadores do Alto Iguaçu, contudo, outros atributos como a densidade permitiram distinguir pontos mais impactos dos demais. Para os reservatórios, nenhum organismo foi considerado indicador, considerando a classificação de estado trófico proposta por Vollenweider (1968).

CONCLUSÃO

O processo de degradação dos recursos hídricos está cada vez mais complexo, principalmente em função dos inúmeros compostos que são lançados nos corpos aquáticos, o que pode elevar o custo do monitoramento limnológico. Usualmente são considerados apenas os parâmetros tradicionais como matéria orgânica, oxigênio dissolvido e nutrientes, os quais podem não refletir todos os efeitos adversos originados por estes lançamentos. Portanto, a busca por alternativas robustas é importante, sendo necessário incluir outras formas de monitoramento, tanto para avaliação da degradação espacial, como temporal em bacias hidrográficas. A inclusão do monitoramento biológico é a única alternativa para observação dos reais impactos originados pelo uso e ocupação do solo, pois além de refletir os efeitos sinérgicos do ambiente, também pode colaborar para avaliação temporal da qualidade da água, fornecendo uma resposta estável aos gestores de recursos hídricos.

Embora, seja uma ferramenta importante e aplicada em vários países, no Brasil, ainda não é considerada pela legislação e gestores. Não sendo utilizada pela falta de conhecimento técnico sobre o assunto, e também pela falta de regulamentações e desenvolvimentos de métodos padronizados adaptados para o país. Visando colaborar com esta construção, este trabalho procurou identificar e analisar o potencial de aplicação do biomonitoramento com macroinvertebrados bentônicos para avaliação qualitativa e temporal da qualidade da água. Para isso foi necessário responder as

seguintes questões:

Qual a influência da legislação sobre o biomonitoramento, uma vez que esta prevê que o ambiente não sofra alterações em seu equilíbrio, entretanto não fornece métodos de avaliação ou valores guia?

A não exigência legal do biomonitoramento e conseqüente não padronização dos métodos de processamento de amostras e análise dos resultados, tem grande impacto na dificuldade de comparação de dados de monitoramento, os quais são principalmente originados por pesquisas. A falta de dados também dificulta a identificação de métricas ou atributos que podem ser aplicados com sucesso em qualquer bioma do país. A definição de protocolos e normas é primordial para que os gestores de recursos hídricos desenvolvam ferramentas também baseadas em dados biológicos.

Qual a influência do enquadramento de classes de corpos aquáticos sobre o equilíbrio, visto que a resolução CONAMA 357/05 considera que este não deve ser afetado pela degradação da qualidade?

O enquadramento de classes dos corpos hídricos, é um instrumento de grande relevância para a gestão de recursos hídricos. Está relacionado com o planejamento da bacia hidrográfica, que é definido a partir do consenso entre a sociedade civil, setor privado e público. Segundo a resolução CONAMA 357/05, há a possibilidade de enquadrar os ambientes aquáticos em quatro classes de qualidade, da melhor para a pior. Considerando o biomonitoramento como ferramenta para avaliação da qualidade da água, este poderia ser aplicado para qualquer corpo hídrico, seja este Classe 1 ou Classe 4, pois os organismos são sensíveis para indicar qualitativamente a qualidade da água tanto de ambientes limpos (Classe 1) como poluídos (Classe 4).

No entanto, se for necessário uma avaliação da integridade ecológica dos corpos aquáticos, a resolução apresenta uma grave contradição com a Lei das Águas. O CONAMA 357/05 considera que os corpos aquáticos não devem ter seu equilíbrio alterado, enquanto a Lei 9.433/97 permite o enquadramento de rios em uma das quatro classes apresentadas pelo CONAMA, de modo que os rios enquadrados em Classes 3 e 4 seguramente apresentam graves desequilíbrios ecológicos.

Esta contradição, não implica na não aplicação do biomonitoramento, mas sim desestimula uma gestão de recursos hídricos voltada a proteção do equilíbrio do meio ambiente aquático. Portanto, para uma gestão focada na integridade ecológica, seria necessário que as regulamentações legais relacionadas aos recursos hídricos não apresentassem controvérsias entre si.

Qual a influência da escala espacial no biomonitoramento?

A influência da escala espacial sobre o biomonitoramento pode ser observada sobre dois olhares, o primeiro que diz respeito ao delineamento amostral e o segundo ao processamento em laboratório.

Em relação ao delineamento amostral, as estações escolhidas para o monitoramento da qualidade da água devem considerar os efeitos que se pretendem detectar. Podendo ser necessário poucos pontos de monitoramento ou muitos para avaliação da qualidade da água em uma bacia hidrográfica. Não é interessante que o monitoramento dure muitos dias, afim de evitar condições hidrológicas muito diversas entre os pontos. Também deve-se ponderar ao delinear as amostragens a capacidade suporte do laboratório em processar as amostras, muitos pontos amostrados podem diminuir a frequência do monitoramento.

Como realizar a avaliação temporal da qualidade da água a partir de resultados biológicos?

A obtenção de informações temporais a partir da aplicação do biomonitoramento é um resultado interessante para os gestores de recursos hídricos. O resultado fornecido pelos macroinvertebrados bentônicos, têm a capacidade de refletir a qualidade da água em uma escala de semanas. A partir da identificação dos táxons e do resultado de alguns atributos como a densidade, é possível fornecer um "filme", do espectro da qualidade da água nos pontos monitorados, bem como fornecer informações sobre lançamentos clandestinos ou outros efeitos que não seriam detectados com o monitoramento tradicional.

O processamento dos dados para avaliação temporal, pode focar na avaliação da qualidade da água entre coletas, ou também, quando houver um banco de dados consistente, na identificação de padrões temporais, sejam estes sazonais ou em relação aos pulsos hidrológicos.

É possível a extrapolação de resultados de uma estação controle para demais pontos?

A aplicação de técnicas estatísticas pode colaborar para a gestão de recursos hídricos, principalmente na avaliação de grandes bancos de dados. Utilização de técnicas para análise de pontos de monitoramento que apresentam semelhança em termos dos parâmetros monitorados é comum na avaliação da qualidade da água.

Considerando que a qualidade da água é similar entre um grupo de pontos amostrados, é provável que os organismos bentônicos amostrados neste grupo também apresentem uma resposta equivalente em termos de inferência qualitativa. Salvo em casos em que ocorram, alguma alteração brusca da qualidade entre as coletas e pontos monitorados.

A partir da premissa de similaridade da qualidade da água entre um conjunto de estações, pode ser possível realizar extrapolações de pontos que foram observados organismos, dos que não apresentaram. Contudo, deve ser considerado que os organismos bentônicos representam os efeitos sinérgicos do ambiente aquático, e estes nem sempre são iguais entre os pontos.

Como utilizar o biomonitoramento como ferramenta para avaliação da qualidade da água e para a gestão de recursos hídricos?

A inclusão do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água como mencionado no Capítulo 9 apresenta vantagens em relação do custo e robustez da resposta obtida. Fornece dados que podem ser utilizados sobre a perspectiva ecológica (identificação dos táxons e métricas), também permitem fazer inferências qualitativas temporais sobre a qualidade da água, além dos efeitos sinérgicos relacionados com os usos e ocupações do solo na bacia hidrográfica. É a única alternativa que possibilita obter tantas informações a partir de um dado. Dessa forma, o biomonitoramento deve ser considerado como uma ferramenta importante para os gestores, e deve ser utilizada tanto para o diagnóstico presente como também para análise das medidas estruturais ou falta delas sobre os recursos hídricos.

Os resultados obtidos da aplicação do biomonitoramento no rio Iguaçu foram promissores. A fauna bentônica apresentou sensibilidade a degradação da qualidade da água. No trecho pertencente

a RMC, entre os pontos IG-1 a IG-7 foram registrados táxons resistentes e tolerantes (*Chironomus*, *Polypedilum*, Tubificinae, Nematoda, Hirudinea e Prostigmata). A jusante, nos pontos IG-8 e IG-9 foram identificados táxons sensíveis (*Thienemanniella* e *Cricotopus*). Apesar da melhora na qualidade da água, entre o IG-10 e IG-13, a contaminação orgânica originada pelo efluente de uma estação de tratamento de esgoto e pela introdução de esgoto *in natura*, foi detectada pelos macroinvertebrados bentônicos *Chironomus*, *Polypedilum*.

A inferência da qualidade da água a partir do biomonitoramento deste grupo apresentou resultado satisfatório e coerente com o observado pelos parâmetros físico e químicos, principalmente quando houve refinamento na identificação dos táxons Oligochaeta e Chironomidae. De modo que, além da fotografia retirada, a avaliação dos táxons permitiu identificar a variação temporal que ocorreu entre as coletas. Os resultados mais interessantes obtidos para realizar a inferência qualitativa foi a relação dos táxons identificados com os resultados de qualidade da água, o atributo densidade de organismos que apresentou coerência com os níveis de degradação e a métrica riqueza para avaliação da estrutura da comunidade bentônica.

Nos reservatórios de Foz do Areia, Salto Segredo, Salto Santiago e Salto Caxias foram observados um baixo número de organismos (Chironomidae, Oligochaeta, Prostigmata, Bivalvia e Ceratopogonidae). Contudo, os resultados do táxon Chironomidae, presente em Salto Segredo apresentaram organismos associados a sedimentos ricos em matéria orgânica *Aedokritus*, e ambientes eutrofizados *Goeldichironomus*. Enquanto em Salto Caxias, gêneros que estão relacionado com boa qualidade da água e condições oligotróficas. A comunidade de Oligochaeta de Foz do Areia, Salto Segredo e Salto Santiago foi composta pela presença de Tubificinae e *P. americana*, ambos relacionados com sedimentos ricos em matéria orgânica.

A partir dos dados obtidos no monitoramento de campo foi possível verificar a hipótese elaborada nesta tese, a qual:

”...considera que:

- a qualidade da água modifica a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos;

- os organismos bentônicos podem indicar o nível de degradação e variações temporais que ocorrem em corpos aquáticos.”

Pode-se afirmar que sim, os macroinvertebrados bentônicos permitem avaliar a qualidade da água temporalmente e apresentaram sensibilidade para indicar níveis altos como baixos de degradação da qualidade da água, tendo como exemplo o monitoramento realizado no rio Iguaçu. Esta área de estudo demonstrou a aplicabilidade para qualquer bacia hidrográfica (urbana, alto nível de comprometimento da qualidade, ocupação agrícola e áreas preservadas). Sua aplicação para avaliação da qualidade da água constitui portanto, uma ferramenta importante para a gestão de recursos hídricos.

No entanto, muito ainda se tem a avançar no que diz respeito a regulamentação legal do biomonitoramento, que necessita de desenvolvimento de protocolos para amostragem, identificação e avaliação dos resultados, visando a complementação dos bancos de dados de qualidade da água. É necessário que sejam realizados estudos sobre o efeito da vazão na comunidade bentônica, a fim de criar um metodologia que facilite o planejamento amostral deste grupo de organismos, além da necessidade de incluir estes organismos em ensaios ecotoxicológicos para avaliação da toxicidade geral de ambientes aquáticos poluídos, bem como de compostos emergentes identificados em corpos aquáticos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A principal motivação para aplicação do monitoramento limnológico é sua a regulamentação legal. Para que isso ocorra é necessário que além de uma exigência normativa, como ocorre com o estabelecimento de padrões de lançamento de poluentes em corpos hídricos, se estabeleçam também os métodos para avaliação biológica. Estes métodos podem ser rígidos e delimitar a forma de avaliação ou podem ser protocolos adaptáveis as condições regionais ou locais. Segundo Birk (2012), o biomonitoramento requer procedimentos padronizados na coleta de amostras, processamento e identificação, pois sem a padronização, não há como comparar os dados obtidos. Além disso, a obrigação legal, favoreceria o desenvolvimento e adoção de um planejamento estratégico para a implantação e/ou inclusão nas redes de monitoramento da qualidade da água o monitoramento biológico.

No Brasil, a CETESB é o único órgão estadual a estabelecer um "Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do Estado de São Paulo" e uma norma técnica, a L5.309/03 para a "Determinação de bentos de água doce - Macroinvertebrados, Método qualitativo e quantitativo". Este protocolo apresenta diretrizes interessantes, referentes ao delineamento amostral e definição dos pontos de amostragem. De acordo com CETESB (2012), as amostragens de comunidades bentônicas devem ser inseridas em redes de monitoramento, apenas em locais estratégicos, sendo que, o órgão realiza somente uma amostragem anual, durante a

estação do inverno. No entanto, considerando o biomonitoramento como ferramenta de gestão de recursos hídricos, com foco na avaliação temporal da qualidade da água e dos efeitos sinérgicos que ocorrem na bacia, esta abordagem não fornece os dados necessários. De forma que, é necessário que o protocolo com este objetivo, isto é, a gestão de recursos hídricos atenda as suas necessidades.

Para que os macroinvertebrados bentônicos sejam utilizados como ferramenta de gestão de recursos hídricos na avaliação da qualidade da água, tanto de ambientes lóticos como lênticos, deve-se considerar diversos fatores conforme apresentado na Figura 10.1.

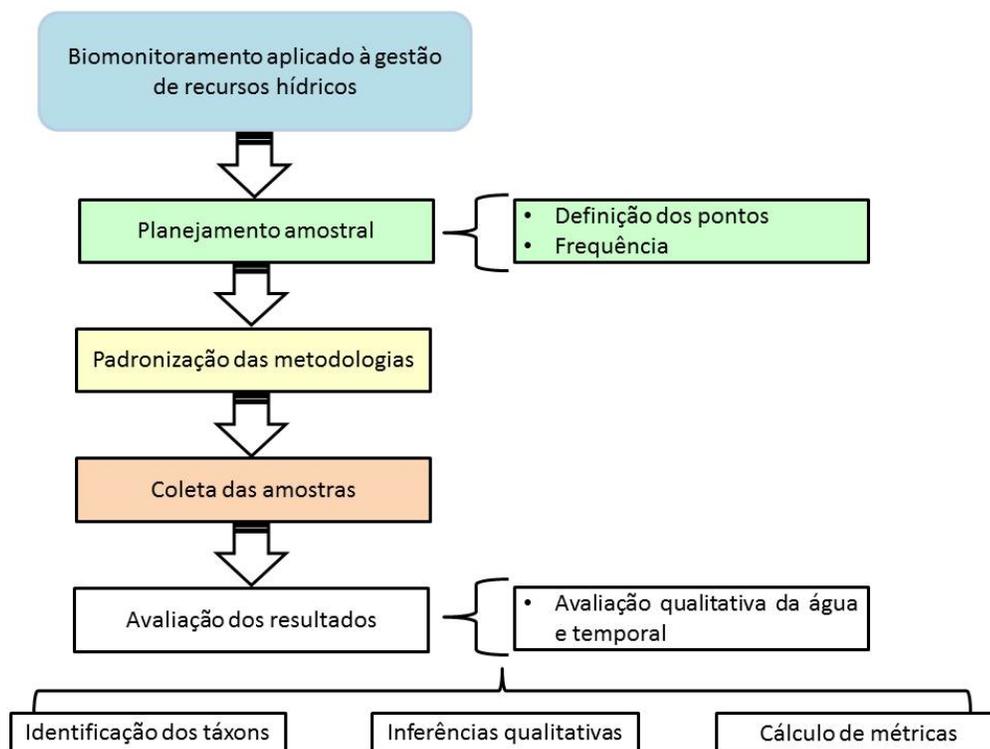


Figura 10.1: Etapas da aplicação do biomonitoramento no contexto da gestão de recursos hídricos

Fonte: O autor

O Planejamento amostral é uma parte importante para a obtenção de dados de qualidade para a gestão de recursos hídricos, sendo que esta etapa deve ser desenvolvida para responder a questão do objetivo do monitoramento. O delineamento amostral, influenciará no número de pontos amostrados e em sua frequência. Devido ao ciclo de vida relativamente longo de parte da fauna bentônica e de sua baixa mobilidade, uma frequência amostral muito elevada, mensal ou quinzenal, pode

não produzir uma resposta interessante, bem como demandar maior tempo para processamento das amostras. Também deve ser avaliado que em monitoramentos de grandes áreas, com muitos pontos, em que não exista muitas equipes atuando simultaneamente, este pode-se durar vários dias, e submeter as amostras a condições hidrológicas diferentes entre a coleta. Como exemplo podemos citar a realização de três dias de amostragens em um período de estiagem, e no quarto dia coletar amostras em rio com vazão elevada devido a fortes precipitações. O aumento rápido da vazão de ambientes lóticos, além de alterar a qualidade rapidamente, tem um efeito de arraste de parte da comunidade bentônica, sendo assim, pode-se perder parcialmente ou totalmente a fauna bentônica destes pontos. De modo que, é interessante que as coletas de amostras sejam realizadas de acordo com sazonalidades, entre estações do ano e também entre períodos de maior e menor vazão no caso de ambientes lóticos. Para ambientes lênticos, a sazonalidade das estações do ano é a alternativa mais interessante.

A escolha dos pontos também é um fator importante, pois há uma diferença entre o ideal (coleta das margens e centro com barco) para rios de grande volume e para rios menores, em relação ao real (coleta de uma margem, tanto para rios de grande volume como para rios menores e com pequena profundidade). No caso de ambientes lênticos, a distribuição amostral dos pontos deve ser feita no corpo central, mas afastados da barragem, afim de evitar seu efeito sob o sedimento. Preferencialmente devem ser obtidas amostras das regiões sublitoral e profunda.

As comunidades da zona sublitoral são mais diversas do que na zona profunda, pois a maior incidência de luz no sublitoral possibilita o desenvolvimento de macrófitas, aumentando o nível de nichos ecológicos (CETESB, 2012; TUNDISI e TUNDISI, 2008). A zona profunda segundo Tundisi e Tundisi (2008), é constituída por sedimentos finos e da contínua sedimentação de partículas em suspensão, plâncton e outros organismos, sendo que os macroinvertebrados bentônicos residentes nesta região, tem grande importância ecológica e pode proporcionar informações sobre as características do lago, além de não sofrer muito influência decorrente da alteração do nível. Os organismos mais comuns na região profunda de reservatórios são os quironomídeos e as oligocha-

etas (TUNDISI e TUNDISI, 2008). Contudo, no contexto da gestão de recursos hídricos, em bacias que possuem estações de monitoramento já definidas com dados históricos e que são utilizadas para avaliação da qualidade da água, é interessante que as amostras de macroinvertebrados bentônicos também sejam realizadas nestes pontos ou em regiões próximas. No caso de iniciar um delineamento amostral novo, pode-se utilizar como critério na escolha dos pontos, além da acessibilidade, o efeito de poluição que se pretende detectar.

Em relação aos Equipamentos de coleta e amostragem, estes devem ser escolhidos de acordo com o ambiente a ser monitorado. Em geral, rios largos e profundos, bem como rios menores, exceto em rios muito rasos, o uso de uma draga de Petersen modificada é eficiente. Entretanto existem outros modelos de draga. Em ambientes rasos e pedregosos, como riachos, a coleta dos macroinvertebrados pode ser realizada com o amostrador Surber. A Identificação dos organismos bentônicos deve ser padronizada, principalmente o nível de refinamento taxonômico, de forma que possam ser realizadas comparações temporais e espaciais. Sugerem-se que os grupos que possuem tanto táxons tolerantes como sensíveis, sejam identificados a nível de gênero ou espécie, a fim de se evitar conclusões errôneas referentes a inferência qualitativa.

A avaliação dos resultados está relacionada com o nível taxonômico de identificação e forma de manipulação dos resultados. Analisando o objetivo deste trabalho, isto é, aplicação do biomonitoramento com macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para a gestão dos recursos hídricos, foi interessante identificar com maior refinamento os táxons mais representativos, e a partir dos organismos observados, relacioná-los com a qualidade da água. Também podem ser utilizadas algumas métricas biológicas como riqueza, densidade, diversidade de Shannon-Weaver, equitabilidade, ou outra que for interessante para avaliar a integridade ecológica dos pontos amostrados. Adicionalmente, a aplicação do monitoramento biológico de longo prazo pode verificar a alteração de táxons para mais tolerantes ou sensíveis, gerando uma resposta confiável quanto ao estado da degradação e as variações temporais de qualidade da água entre as coletas, bem como colaborar para mensuração real da eficiência de medidas adotadas para a melhora da qualidade da água.

A ponderação do Custo do monitoramento também é importante, principalmente no que concerne a inclusão de mais parâmetros. A inclusão que deve considerar a obrigação legal, importância da resposta que se pretende obter, bem como o custo de implementação da metodologia. Nesta parte, está incluso a aquisição de equipamentos, custos com treinamentos e reagentes. Em relação ao custo, a implantação do monitoramento limnológico de macroinvertebrados bentônicos, tem uma grande vantagem, pois apresenta custo baixo para aquisição dos equipamentos como dragas, microscópio estereoscópico e óptico e chaves de identificação. Atrelado ao baixo custo para avaliação da qualidade da água, está a robustez da resposta obtida, a qual não representa um instante da qualidade do corpo hídrico, mas sim um espectro da qualidade temporal.

Analisando os aspectos discutidos acima, a inclusão do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água, apresenta vantagens interessantes, principalmente em relação ao custo e estabilidade da resposta obtida. Além desta representar uma inferência qualitativa, também indica a qualidade temporal da água, bem como os efeitos sinérgicos, sendo por enquanto, a única alternativa capaz de fornecer estas informações. Outra vantagem da adoção do biomonitoramento na gestão de recursos hídricos é criar uma base para elaboração de planos que busquem integrar também a qualidade ambiental da bacia hidrográfica. Como principal desvantagem desta abordagem pode-se citar a falta de conhecimento deste tipo de abordagem por equipes técnicas que realizam o monitoramento de ambientes aquáticos e de parte dos gestores de recursos hídricos e falta de dados históricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACREMAN, M. C., FERGUSON, J. D. 2010. Environmental flows and the European water frame directive. *Freshwater*, 55: 32-48.
- ADRIAENSSENS, V., SIMONS, F., NGUYEN, L.T.H., GODDEERIS, B., GOETHALS, P.L.M. DEPAUW, N. 2004. Potential of bio-indication of chironomid communities for assessment of running water quality in Flanders (Belgium). *Belgian Journal of Zoology*, 134 (1): 32-40.
- ALVES, R.G. e STRIXINO, G. 2000. Distribuição espacial em uma lagoa marginal do Rio Mogi-Guaçu. *Iheringia (Série Zoologia)*, 88: 173-180.
- ALVES, R. G., MARCHESE, M. R., MARTINS, R. T. 2008. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) of lotic environments at Parque Estadual Intervalos (São Paulo, Brazil). *Biota Neotropica*, 8(1): 69-72.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. 2005. Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil. Agência Nacional de Águas, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. - Brasília: ANA, SPR.
- ALMEIDA, C. C.; FERNANDES, C.V.S.; KNAPIK, H. G.; SIECIECHOWICZ, M. S. F. 2013. Análise comparativa e estatística entre carga e concentração no monitoramento da qualidade da água em rios urbanos. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Bento Gonçalves.
- ALMEIDA, C. C., FERNANDES, C. V., KNAPIK, H. G., PORTO, M. F. A. 2011. INTEGRAÇÃO DE QUANTIDADE E QUALIDADE DA ÁGUA EM GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS: um olhar crítico sobre a bacia do Alto Iguazu. XIX Simpósio Nacional de Recursos Hídricos Maceió – Alagoas.
- ANDERSEN, J. M. 1976. An Ignition Method for Determination of Total Phosphorus in Lake Sediments. *Water research*, 10: 329-331.
- ANDERSON, C.J., MITSCH, W. J. 2006. Sediment, carbon, and nutrient accumulation at two 10-year-old created riverine marshes. *Wetlands*, 26: 779-792.
- ANJOS, A. F., TAKEDA, M. A., PINHA, G. D. 2010. Distribuição espacial e temporal das larvas de Chironomidae em diferentes ambientes do complexo - rio Baía, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 33 (4): 417-426.
- ANLAUF, A. 1990. Cyst formation of *Tubifex tubifex* (Müller)—an adaptation to survive food deficiency and drought. *Hydrobiologia*, 190: 79-82.
- APHA; AWWA; WPC – American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 th Ed., 1998.
- ARTHINGTON, A. H., NAIMAN, R. J., McCLAIN, M. E., NILSSON, C. 2010. Preserving the biodiversity and ecological services of rivers and research opportunities. *Freshwater Biology*, 55: 1-16.
- ASHE, P., MURRAY, D. A., REISS, F. 1987. The zoogeographical distribution of Chironomidae (Insecta: Diptera). *Annales de Limnology*, 23(1): 27-60.
- AZEVEDO, J. C. R.; TEIXEIRA, M. C. 2006. Características limnológicas e concentração de metais dissolvidos na água do Rio Barigüi. In: II Seminário Sul brasileiro de Saneamento Ambiental, Curitiba.
- AZEVEDO, J. C. R.; BARSZCZ, P. K.; RIBEIRO, C. A. O.; OLIVARES, B. O. A. 2010. Bioacumulação de metais traço em tecido muscular de peixes da região do Rio Iguazu. In: X Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Maceió.
- AZEVEDO, J. C. R. 2005. Estudo biogeoquímico na Lagoa dos Patos-MS, habitat da planície de inundação do Alto Rio Paraná, Brasil. Maringá-PR. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Maringá.
- AZRINA, M. Z., YAP, C. K., RAHIM ISMAIL, A., ISMAIL, A., TAN, S. G. 2006. *Ecotoxicology and Environmental Safety*: 337-347.
- BAPTISTA, D. F. 2008. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3): 425-441.
- BARBOUR, M. T., GERRITSEN, L., SNYDER, B. D., STRIBLING, J. B. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Washington:USEPA, 2 ed., 1999.
- BÄUMLE, A. M. B.; MARIN, M. C. F. C.; FERNANDES, C. V. S.; MACHADO, E. 2004. Análise crítica da calibração de modelos de qualidade de água em rios - estudo de caso da bacia do rio Palmital. In: XXI Congresso Latino-americano de Hidráulica, São Pedro.
- BEM, C. C. ; BRAGA, M. C. B. . Determinação do estado de eutrofização de um lago raso : estudo de caso do Lago Barigüi, Curitiba. In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2009, Recife. Saneamento Ambiental: Universalização é Justiça Social. Rio de Janeiro

: Abes, 2009. 1. p. 1-7.

BEM, C. C. ; AZEVEDO, J. C. R. ; BRAGA, M. C. B. . Aplicação e análise dos índices de estado trófico - IET: estudo de caso do lago do Barigui. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009, Campo Grande. Recursos Hídricos e Sustentabilidade. Campo Grande : ABRH, 2009. v. 1. p. 1-8.

BEM, C. C. ; KNAPIK, H. G. ; FERNANDES, C. V. S. ; BRAGA, M. C. B. ; AZEVEDO, J. C. R. . Características da Matéria Orgânica Estudo Comparativo de Padrões de Espectrometria de Fluorescência e UV-Vis de Rio e Lago em Bacias Urbanizadas. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 18, p. 135-147, 2013.

BHATTACHARYAY, G., SADHU, A.M., MAJUMDAR, U., CHAUDHURI, P.K. ALI, A. 2006. Assessment of impact of heavy metals on the communities and morphological deformities of Chironomidae larvae in the River Damodar (India, West Bengal). Supplementa ad Acta Hydrobiologica, 8: 21-32.

BIEGER, L., CARVALHO, A. B. P., STRIEDER, M. N., MALTCHIK, L., STENERT, C. 2010. Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question. Brazilian Journal of Biology, 70(4): 1207-1215.

BIRK, S., BONNE, W., BORJA, A., BRUCET, A., COURRAT, A., POIKANE, S., SOLIMINI, A., BUND, W., ZAMPOUKAS, N., HERING, D. 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. Ecological Indicators, 18: 31-41.

BISNAS, A. K. 1990. Monitoramento Eficiente de Lagos. Shiga: ONU, 541 p.

BIZZONI, M. 2000. Análise e Modelagem Numérica da Qualidade da Água na Região do Alto Iguaçu. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná.

BOHMER, J., RAWER-JOST, C. e ZENKER., A. 2004. Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. Hydrobiologia, 516: 215-228.

BRACCIA, A., e VOSHELL-JR, J. R. 2006. Environmental factors accounting for benthic macroinvertebrate assemblage structure at the sample scale in streams subjected to a gradient of cattle grazing. Hydrobiologia, 573: 55-73.

BRAGA, S. M. ; SANTOS, I. ; FERNANDES, C. V. S. . Monitoramento Automático da Qualidade da Água - Uma visão crítica para a Bacia do Rio Barigui. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2003, Curitiba. Desafios à Gestão da Água no Limiar do Século XXI (CD-ROM). Porto Alegre : ABRH, 2003. v. 1. p. 1-10.

BRAGA, S. M.; BRAGA, A. S.; FERNANDES, C. V. S.; DALLAGNOL, P. 2013. Amostragem Automática Inteligente como Ferramenta para a realização de Estudos sobre Poluição Difusa em Bacias Semi-Urbanas. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Bento Gonçalves.

BRASILa. Código Civil dos Estados Unidos do Brasil. Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1910-1919/lei-3071-1-janeiro-1916-397989-publicacaooriginal-1-pl.html>. Acessado em 15 de junho de 2012.

BRASILb. Código Civil Brasileiro. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/2002/110406.htm. Acessado em 01 de agosto de 2013.

BRASILc. Código das Águas. Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1930-1939/decreto-24643-10-julho-1934-498122-publicacaooriginal-1-pe.html>. Acessado em 14 de abril de 2012.

BRASILd. Lei das águas, 9.433. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acessado em 05 de fevereiro de 2011.

BRASILE. Política Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/16938.htm. Acessado em 08 de setembro de 2013.

BRASILf. CONSTITUIÇÃO DA REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL DE 1988. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acessado em 4 de outubro de 2013.

BRINKHURST, R. O., KENNEDY, C. R. 1965. Studies on the biology of the Tubificidae (Annelida, Oligochaeta) in a polluted stream. The Journal Animal Ecology, 34 (2): 429-443.

BRINKHURST, R.O., JAMIESON, B. G. M. (1971). Aquatic Oligochaeta of the world. Oliver and Boyd, Edinburgh, pp 1-860.

BRINKHURST, R. O., MARCHESE, M. R., 1991. Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de sur y centroamérica. Asociación Ciencias Naturales del Litoral. J. Maciá, San Tome (3016), Argentina, 207p.

BRITES, A. P. Z. 2010. Enquadramento dos corpos de água através de metas progressivas: probabilidade de ocorrência e custos de depoluição hídrica. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

BRITO-JUNIOR, L., ABÍLIO, F. L. P., WATANABE, T. 2005. INSETOS AQUÁTICOS DO AÇUDE SÃO JOSÉ DOS CORDEIROS (SEMI-ÁRIDO PARAIBANO) COM ÊNFASE EM CHIRONOMIDAE. Entomología y Vectores, 12(2): 149-157.

BUSS, D. F., BAPTISTA, D. F., NESSIMIAN, J. L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. Caderno de Saúde Pública, 19(2): 465-473.

BUSS, D. F., BAPTISTA, D. F., SILVEIRA, M. P., NESSIMIAN, J. L., e DORVILLÉ, L. F. M. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in southeast Brazil. Hydrobiologia, 481: 125-136.

BUSS, D. F., BAPTISTA, D., NESSIMIAN, J. L., EGLER, M. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. Hydrobiologia, 518: 179-188.

BUSS, D. O Biomonitoramento como Ferramenta de análise da qualidade da água de rios. Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia, n. 35, v. 2, 2006.

BUTLER, M. G. 1982. Production dynamics of some arctic Chironomus larvae. Limnology Oceanography, 27(4): 728-736.

CAIRNS, J. JR. 1979. A Strategy for use of protozoans in the evaluation of hazardous substances. In Biological Indicators of Water Quality. S. James, ed. p. 61 a 61.

CAÇADOR, I., COSTA, J. L., DUARTE, B., SILVA, G., MEDEIROS, J. P., AZEDA, C., CASTRO, N., PEDRO, J. S., ALMEIDA, P.; R., CABRAL, H., COSTA, M. J. 2012. Macroinvertebrates and fishes as biomonitors of heavy metal concentration in the Seixal Bay (Tagus estuary): Which species perform better? Ecological Indicators, 19: 184-190.

CALLISTO, M., MORETTI, M., GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riacho. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 6 (1) p. 71-82, 2001.

CARTER, J. L., PURCELL, A. H., STEVE, V. F., RESH, V. H. 2009. Development of a local-scale urban stream assessment method using benthic macroinvertebrates: an example from the Santa Clara Basin, California. Journal of the North American Benthological Society, 28(4):1007-1021.

- CASELLATO, S., AIELLO, R., NEGRISOLO, A., SENO, M. 1992. Long-term experimente on Branchiura sowerbyi Beddard (Oligochaeta, Tubificidae) using sediment treated with Las (Linear alkylbenzene sulphonate). *Hydrobiologia*, 232: 169-173.
- CASTIGLIONI, S; FANELLI, R; CALAMARI, D; BAGNATI, R; ZUCCATO, E. 2004. Methodological approaches for studying pharmaceuticals in the environment by comparing predicted and measured concentrations in River Po, Italy. *Regulatory.Toxicology Pharmacology*, 39: 25-32.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2012. PROTOCOLO PARA O BIOMONITORAMENTO COM AS COMUNIDADES BENTÔNICAS DE RIOS E RESERVATÓRIOS DO ESTADO DE SÃO PAULO. <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/protocolo-biomonitoramento-2012.pdf>. Acessado em 2 de novembro de 2014.
- CHAPMAN, P., M. 2001. Utility and relevance of aquatic olochaetas in ecological risk assessment. *Hydrobiologia*, 463: 149-169.
- CHAPMAN, P. M. 1990. The Sediment Quality Triad Approach to Determining Pollution-induced Degradation. *Science of The Total Environment*, 97/98: 815–825.
- COELHO, M. 2013. Estratégia de Monitoramento de Qualidade da Água para Gestão Recursos Hídricos em Bacias Urbanas. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná.
- COFFMAN, W. P. The chironomidae: the biology and ecology of non-biting midges. Chapman e Hall, 1995, pg.436, 572.
- COLLADO, R., KASPRZAKL, P., RUDIGER, M. S. 1999. Oligochaeta and Aphanoneura in two northern German hardwater lakes of different trophic state. *Hydrobiologia*, 406: 143-148.
- COLLADO, R. e SCHMELZ, R.M. 2001. Descriptions of three Pristina species (Naididae, Clitellata) from Amazonian forest soils, including *P. marcusí* sp. nov. *Hydrobiologia*, 463:1-11.
- CONAMAa. RESOLUÇÃO CONAMA 357/05. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acessado em 3 de maio de 2011.
- CONAMAb. RESOLUÇÃO CONAMA 430/11. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acessado em 15 de junho de 2011.
- CONAMAc. RESOLUÇÃO CONAMA 454/2012. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=445>. Acessado em 22 de julho de 2012.
- COPATTI, C. E., ROSS, M., COPATTI, B. R., SEIBEL L. F. 2013. Bioassessment using benthic macroinvertebrates of the water quality in the Tigreiro river, Jacuí Basin. *Acta Scientiarum*, 35(4): 521-529.
- CORBI, J.J. e TRIVINHO-STRIXINO, S. 2002. Spatial and bathymetric distribution of the macrobenthic fauna of the Ribeirão das Anhumas Reservoir (Américo Brasiliense - SP, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensis*, 14(1):35-42.
- DAVIES, B. R., BIGGS, J., WILLIAMS, P. J., LEE, J. T., THOMPSON, S. 2008. A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in a agricultural landscape. *Hydrobiologia*, 597: 7-17.
- DELLAMANO-OLIVEIRA, M. J., COLOMBO-CORBI, V., VIEIRA, A. A. H. Carboidratos dissolvidos do reservatório de Barra Bonita (Estado de São Paulo, Brasil) e sua relação com as algas fitoplânctônicas abundantes. *Biota Neotropica*, 7 (2): 60-66.
- DEVÁI, G. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna in shallow Lake Balaton. *Hidrobiologia*, Vol. 321 p. 17-28, 1990.
- DIGGINS, T. P e STEWART, K.M. 1993. Deformities of aquatic larval midges (Chironomidae: Diptera) in the sediment of the Buffalo River, New York. *Journal of Great Lake Research*, 19: 648-659.
- DOMBROSKI, L. F. ; FERNANDES, C. V. S. ; AZEVEDO, J. C. . Um olhar alternativo para o diagnóstico de qualidade da água em rios: estudo de caso da alteração da qualidade de sedimentos no Rio Iguazu, Região Metropolitana de Curitiba. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, Maceió. Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011. v. 1. p. 1-20.
- DOMBROSKI, L. F.; YAMAMOTO, C. R. G.; PAGIORO, T. A.; AZEVEDO, J. C. R. 2009. Aspectos limnológicos em ambientes de várzea do rio Iguazu: possibilidade de sistemas wetlands para a despoluição do rio Iraí, Curitiba-PR. In: XII Congresso Brasileiro de Limnologia, Gramado.
- DOMBROSKI, L. F.; FERNANDES, C. V. S.; SIQUEIRA, M. 2012. Monitoring the behavior and distribution of particle size, organic carbon, nutrients and metals in bottom sediments of the Iguassu River: implication for sediment quality data. In: Cristiano Poletto; Adelmo Lowe Pletsch; Eloy Lemos Mello; Newton de Oliveira Carvalho.. (Org.). X ENES - Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos: artigos selecionados. 1ed.Porto Alegre: ABRH, v. 1, p. 314-330.
- DOODS, W. K., JONES, J. R., WELCH, E. B. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32 (5): 1455-1462.
- DORNFELD, C.B., ALVES, R. G., LEITE, M. A., ESPINDOLA, E. L. G. 2006. Oligochaeta in eutrophic reservoir: The case of Salto Grande reservoir and their main affluente (Americana, São Paulo, Brazil). *Acta Limnology Brasiliense*, 18 (2): 189-197.
- DORNFELD, C. B., ESPINDOLA, E. L. G., LEITE, M. A. 2005. Avaliação da eutrofização e sua relação com Chironomidae no rio Atibaia e reservatório de Salto Grande (Americana, SP-Brasil). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 10(3): 53-62.
- DUFRENE, M., LEGENDRE, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3): 345-366.
- EPLER, J.H. 2001. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. North Carolina, North Carolina Department of Environmental and Natural Resources – Division of Water Quality.
- ESTEBE, A., THEVENOT, D. R., BOUDRIES, H., MOUCHEL, J. M. 1997. Urban runoff impacts on particulate metal and hydrocarbon concentrations in river Seine: suspended solid and sediment transport. *Water Science and Technology*, 36(8–9): 185–193.
- ESTEVEZ, F.A. Fundamentos de Limnologia. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1988.
- EUROPEAN UNION 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council Establishing a Framework for the Community Action in the Field of Water Policy. European Commission, off J. Eur. Commun. L327 (2000) 1.
- FANNY, C., VIRGINIE, A., JEAN-FRANÇOIS, F., JONATHAN, B., MARIE-CLAUDE, R., SIMON, D. 2013. Benthic indicators of sediment quality associated with run-of-river reservoirs. *Hydrobiologia*, 703: 149 – 164.
- FERRARI, B., MONS, R.,VOLLAT, B., FRAYSE, B., PAXÉUS, N., LO GIUDICE, R., POLLIO A., GARRIC, J. 2004. Environmental risk assessment of six human pharmaceuticals: are the current environmental risk assessment procedures sufficient for the protection of the aquatic environment? *Environmental Toxicology Chemistry*, 23(5): 1344 - 1354.

- FERREIRA, W. R., RODRIGUES, D. N., ALVES, C. B. M., CALLISTO, M. Biomonitoramento de longo prazo da Bacia do Rio das Velhas através de um índice multimétrico bentônico. 2012. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 17(3) 253 - 259.
- FERRINGTON, L.C., Jr., 2008. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 447 - 455.
- FIALKOWSKI, W.; RAINBOW, P.S. 2006. The discriminatory power of two biomonitors of trace metal bioavailabilities in freshwater streams. *Water Research*, 40(9): 1805-1810.
- FRANCA, M. S. ; FERNANDES, C. V. S. ; KAVISKI, E. ; KNAPIK, H. G. ; PORTO, M. F. A. . Análise de Agrupamentos dos dados de monitoramento de qualidade de água: Estudo de caso da Bacia do Alto Iguaçu. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009, Campo Grande. Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009.
- FROEHNER, S., MACENO, M., MARTINS, R. F. 2009. Sediments as a potential tool for assessment of sewage pollution in Barigüi River, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* (Print), 1 - 10.
- FURSE, M.; HERING D.; BRABEC K.; BUFFAGNI A.; SANDIN L. e VERDONSCHOT, P. 2006. The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia*, 566: 3-29.
- GALEGO, C. E. C. 2014. NOVA VISÃO SOBRE O USO INTEGRADO DE INSTRUMENTOS PARA AUMENTO DA EFETIVIDADE DA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.
- GHISELLI, G., JARDIM, W. F. 2007. Interferentes endócrinos no ambiente. *Química Nova*, 30: 695-706.
- GINEBRED, A., MUNOZ, I., ALDA, M. L., BRIX, R., LÓPEZ-DOVAL, J., BARCELÓ, D. 2010. Environmental risk assessment of pharmaceuticals in rivers: relationships between hazard indexes and aquatic macroinvertebrate diversity indexes in the Llobregat River (NE Spain). *Environment International*, 36: 153–162.
- GONCALVES, V. D.; FERNANDES, C.V.S.; BEM, C. C.; KNAPIK, H. G.; MANNICH, M. 2011. Desafios da Gestão de Recursos Hídricos: um olhar sobre o monitoramento ambiental de rios. In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre.
- GRUMIAUX, F., LEPRÊTE, A., DHAINAUT-COURTOIS, N. 1998. Effect of sediment quality on benthic macroinvertebrate communities in streams in the north of France. *Hydrobiologia*, 385: 33–46.
- GUIMARAES, R. M., FACURE, K. G., PAVANIN, L. A., JACOBUCCI, G. B. 2009. Water quality characterization of urban streams using benthic macroinvertebrate community metrics. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 21(2): 217-226.
- HANNA INSTRUMENTS – HI 9828. Manual de instalações , Brasil, 2012.
- HARE, L. 1992. Aquatic insects and trace metals: bioavailability, bioaccumulation and toxicology. *Critical Reviews in Toxicology*, 22: 327 - 369.
- HARE, L.; CAMPBELL, P.G.C. 1992. Temporal variations of trace metals in aquatic insects. *Freshwater Biology*, 27: 13 -22.
- HARRISON, A.D. Guides to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa Vol. 9: Diptera. South Africa: Water Research Commission, 2002.
- HEPP, L., U. e SANTOS, S., 2009. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 157: 305 - 318.
- HERGENRADER, G.L. e LESSIG, D.C. (1980). Eutrophication of the Salt Valley reservoirs, 1968-73 III. The macroinvertebrate community: its development, composition, and change in response to eutrophication. *Hydrobiologia*, 75: 7 - 25.
- HIGUTI, J., ZVIEJKOVSKI, L. P., TAKAHASHI, M. A., DIAS, V. G. Chironomidae indicadora do estado trófico em reservatórios. In *Biocenoses em reservatórios: Padrões Espaciais e Temporais*. São Carlos Rima 2005.
- HOOLING, C. S. 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 1 - 23.
- HYNES, H. B. 1960. The biology of polluted waters. Liverpool University Press. Liverpool, 1ª ed., 202 pg.
- IDE, A. H. PRODUTOS FARMACÊUTICOS E DE HIGIENE PESSOAL NO RIO IGUAÇU E SEUS AFLUENTES. 119p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2013.
- IDE, A. H.; CARDOSO, F. D.; SANTOS, M. M.; MIZUKAWA, A.; KRAMER, R. D.; AZEVEDO, J. C. R. 2013. Utilização da Cafena como Indicador de Contaminação por Esgotos. *RBRH-Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 18, 201 - 211.
- IMBIMBO, H.R.V. 2001. Estudo comparativo da eficácia de dois amostradores de comunidade bentônica no diagnóstico da qualidade d água do rio Tietê. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). 2009. Monitoramento de Qualidades das águas Reservatórios do Estado Paraná 2005 a 2008. Ed. Fundamento. Disponível em: http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/boletins/RELATORIO_AGUA/relatorio.RESERVATORIOS_2005_2008.pdf.
- JANSSENS DE BISTHOVEN, L. e GERHARDT, A. 2003. Chironomidae (Diptera, Nematocera) fauna in three small streams of Skania, Sweden. *Environmental monitoring and Assessment*, 83: 89-102.
- JANSSENS DE BISTHOVEN, L., GERHARDT, A. e SOARES, A.M.V.M. 2005. Chironomidae larvae as bioindicators of an acid mine drainage in Portugal. *Hydrobiologia*, 512: 181-191.
- JORCIN, A., NOGUEIRA, M. G. 2008. Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). *Brazilian Journal Biology*, 68(4): 1013-1024.
- JOSSEFON, H., BAANER, L. 2011. The water framework directive – A directive for the twenty-first century? *Journal of Environmental Law*, (3): 463-486.
- JUNK, W. J. 1993. Wetlands of tropical South America. In: *Wetlands of the world: inventory ecology and management*. Kluwer Academic Publication, 1:679-739.
- KANG-JIEH, L., SHAO-PIN, Y. 2008. The effect of organic pollution on the abundance and distribution of aquatic oligochaetes in an urban water basin, Taiwan. *Hydrobiologia*, 596: 213-223.
- KNAPIK, H. G. ; FERNANDES, C.V.S. ; BASSANESI, K. ; PORTO, M. F. A. 2011. Qualidade da água da bacia do Rio Iguaçu: Diferenças conceituais entre os modelos QUAL2E e QUAL2K. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 16: 75-88.
- KNAPIK, H. G. ; FRANCA, M. S. ; FERNANDES, C. V. S. ; AZEVEDO, J. C. R. ; PORTO, M. F. A. 2009. Reflections about water quality recovery based upon conceptual aspects of monitoring and modeling organic content: the case study of a critical basin.. *IAHS-AISH Publication*, 331: 358-365.

- KNAPIK, H. G. ; FERNANDES, C.V.S. ; AZEVEDO, J. C. R. . Characterization of organic matter using fluorescence and absorbance spectroscopy: the case study of a Brazilian polluted river. In: Fourth IWA Specialty Conference on Natural Organic Matter, 2011, Costa Mesa, Califórnia. IWA, 2011.
- KNAPIK, H. G. ; FERNANDES, C. V. S. ; AZEVEDO, J. C. R. ; FRANCA, M. S. ; PORTO, M. F. A. . Estratégia para consolidação de metas progressivas de qualidade de água: Estudo do Enquadramento do Rio Iguaçú. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009, Campo Grande. Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009.
- KNAPIK, H. G.; FERNANDES, C.V.S.; AZEVEDO, J. C. R. 2013. Caracterização e monitoramento de matéria orgânica em rios: aplicabilidade na gestão de recursos hídricos. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Bento Gonçalves.
- KONDAGESKI, J. H.; FERNANDES, C. V. S. (2009) Calibração de um modelo de qualidade da água para o rio Palmital utilizando algoritmo genético. RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos 14, 63-74.
- KONRAD, C. P., BRASHER, A. M. D., MAY, J. T. 2008. Assessing streamflow characteristics as limiting factors on benthic invertebrate assemblages in streams across the western United States. *Freshwater Biology*, 53: 1983-1998.
- KUHLMANN, M.L.; IMBIMBO, H.R.V.; WATANABE, H.M. Macrofauna bentônica de água doce: avanços metodológicos III. São Paulo: CETESB, 2003. <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/servicos/normas/pdf/L5309.pdf>. Acesso em 2 de novembro de 2014.
- KUVANGKADILOK, C. 1994. Laboratory studies on the life cycle and breeding of the midges *Chironomus plumosus* (Diptera: Chironomidae). *Journal of The Science Society of Thailand*, 20: 125-133.
- LACTEC. 2009a. Plano ambiental de conservação e uso do entorno de reservatório artificial UHE governador Bento Munhoz da Rocha Neto. CEHPAR, LACTEC. Vol I. Relatório técnico.
- LACTEC. 2009b. Plano ambiental de conservação e uso do entorno de reservatório artificial UHE Governador Ney Amintas de Barros Braga. CEHPAR, LACTEC. Vol I. Relatório técnico.
- LAINÉ, M., MORIN, S., TISON-ROSEBERY, J. 2014. A Multicompartment Approach - Diatoms, Macrophytes, Benthic Macroinvertebrates and Fish - To Assess the Impact of Toxic Industrial Releases on a Small French River. *PLoS ONE*, 9 (7): e102358.
- LAROCQUE, I. 2001. How many chironomid head capsules are enough? A statistical approach to determine sample size for palaeoclimatic reconstruction. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 172: 133-142.
- LEAL, J. J. F., ESTEVES, F. A., CALLISTO, M. 2004. Distribution of Chironomidae larvae in an Amazonian flood-plain lake impacted by bauxite tailings (Brazil). *Amazoniana* 18(1 de 2):109-123.
- LI, F., CAI, Q., JIANG, W., QU, X. 2012. The response of benthic macroinvertebrate communities to climate change: evidence from subtropical mountain streams in Central China. *Hydrobiologia*, 97(3): 200-214.
- LIBES, S M. 1992. The production and destruction of organic compounds in the sea, in *An Introduction to Marine Biogeochemistry*, Elsevier, Wiley, New York, 2 ed.
- LIN, K. J. e YO S. P. 2008. The effect of organic pollution of the abundance and distribution of aquatic oligochaetes in an urban water basin, Taiwan. *Hydrobiologia*, v. 596: 213-223.
- LYINCH, T. R., POPP, C. J., JACOBI, G. Z. 1988. Aquatic insects as environmental monitors of trace metal contamination: Red River, New Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution*, 42: 19-31.
- LUOTO, T.P. 2011. The relationships between water quality and chironomid distribution Finland- a new assemblage-based tool for assessments of long-term nutrient dynamics. *Ecological indicators*, 11: 255-262.
- LUZ, L. D., FERREIRA, M. T. 2011. A questão ecológica na gestão dos corpos hídricos: analisando os focos das diretrizes brasileira e européia. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 8(1): 19-31.
- MACDONALD, E.E. e TAYLOR, R. 2006. Incidence of mentum deformities in midge larvae (Diptera: Chironomidae) from Northern Nova Scotia, Canada. *Hydrobiologia*. 563: 277-287.
- MAIA NETO, R.F. 1997. A água para o desenvolvimento sustentável. *A Água em Revista – Revista Técnica Informativa da CPRM*, 9: 21-28.
- MARCHESE, M. Annelida Oligochaeta. In *Ecosistemas de águas continentais. Metodologias para su estudio*. La Plata: Ediciones Sur, 1995.
- MARCHESE, M. R. E I. EZCURRA DE DRAGO, 1999. Use of benthic macroinvertebrates as organic pollution indicators in lotic environments of the Parana River drainage basin. *Hydrobiologia*, 46 (3-4): 233-255.
- MARROTA, H., SANTOS, R. S., ENRICH-PRAST, A. 2008. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. *Ambiente e Sociedade*, 11(1): 67-79.
- MELO, A. S. 2008. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, 8(3): 21-27.
- MIZUKAWA, A.; KRAMER, R. D.; BONFIN, T. C. L. B.; PAGIORO, T. A.; AZEVEDO, J. C. R. 2009. Caracterização limnológica das cavas do rio Iguaçú como área de depuração. In: XII Congresso Brasileiro de Limnologia, Gramado.
- MOLOZZI, J., FEIO, M. J., SALAS, F., MARQUES, J. C., CALLISTO, M. 2012. Development and test of a statistical model for the ecological assessment of tropical reservoirs based on benthic macroinvertebrates, *Ecological Indicators*, 23: 155–165.
- MONTANHOLI-MARTINS, M.C. e TAKEDA, A. M. 2001. Spatial and temporal variations of oligochaetes of the Ivinhema River and Patos Lake in the Upper Parana River Basin, Brazil. *Hydrobiologia*, 463:197-205.
- MORAIS, S.; MOLOZZI, J.; LESSA, A.; VIANA, T. H., CALLISTO, M. 2010. Diversity of larvae of littoral Chironomidae (Diptera-Insecta) and their role as bioindicators in urban reservoirs of different trophic levels. *Brazilian Journal of Biology* 70(4):995-1004.
- MORENO, P., FRANÇA, J. S., FERREIRA, W., R., PAZ, A., D., MONTEIRO, I., M., e CALLISTO, M. 2009. Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a neotropical basin. *Hydrobiologia*, 630: 231-242.
- MORENO, P., CALLISTO, M., 2006. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 560: 311-321.
- MOUSAVI, S.K., PRIMICERIO, R., AMUNDSEN, P. 2003. Diversity and structure of Chironomidae (Diptera) communities along a gradient of heavy metal contamination in a subarctic water course. *Science of the Total Environment*, 307: 93-110.
- MORRETO, Y., SIMÕES, N. R., BENEDITO, E., HIGUTI, J. 2013. Effect of trophic status and sediment particle size on diversity and abundance of aquatic Oligochaeta (Annelida) in neotropical reservoirs. *Acta Limnologica*, 49, 65-78.

- MOZETO, A. A.; Caracterização do estoque de metais pesados, compostos orgânicos voláteis e nutrientes dos sedimentos e dos particulados das represas do Guarapiranga e Billings, RMSP, Universidade Federal de São Carlos: Brasil, 1997. (Relatório final contrato FAI-UFSCAR/SABESP-Nº012/97).
- MOZETO, A. A.; UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. 2006. Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce. Cubo multimídia, São Carlos, 1.ed. 224p.
- MYSLINSKI, E.; GINSBURG, W. 1977. Macro-invertebrates as indicators of pollution. *Journal of the American Water Works Association*, 69: 538-544.
- NAHON, I. M.; KISHI, R. T.; FERNANDES, C. V. S. 2009. Desenvolvimento de um Sistema de Apoio à Análise de Outorga de Lançamento de Efluentes - Estudo de Caso do Alto Iguaçú. RBRH- Revista Brasileira de Recursos Hídricos 14, 47-58.
- NAZAROVA, L.B., RISS, H.W., KAHLHEBER, A. e WERDING, B. 2004. Some observations of buccal deformities in Chironomid larvae (Diptera: Chironomidae) from the Cienaga Grande de Santa Marta, Columbia. *Caldasia*, 26 (1): 275-290.
- NEDEAU, E. J., MERRIT, R. W., KAUFMAN, M. G. 2003. The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat quality. *Environmental Pollution*, 123(1): 1-13.
- NIETCH, C.T., QUINLAN, E.L., LAZORCHAK, J. M., IMPELLITTERI, C. A., RAIKOW, D., WALTERS, D. 2013. Effects of a chronic lower range of triclosan exposure on a stream mesocosm community. *Environmental Toxicology Chemistry*, 32(12): 2874-2887.
- NIJBOER, R. C., WETZEL, M. J., VERDONSCHOT, P. F. M. 2004. Diversity and distribution of Tubificidae, Naididae, and Lumbriculidae (Annelida: Oligochaeta) in the Netherlands: an evaluation of twenty years of monitoring data. *Hydrobiologia*, 520: 127-141.
- NIYOGI, D. K., KOREN, M., ARBUCKLE, C. J., e TOWNSEND, C. R. 2007. Stream communities along a catchment land-use gradient: Subsidy-stress responses to pastoral development. *Environmental Management*, 39: 213-225.
- OCHIENG, H., DE RUYTER VAN STEVENINCK, E.D. e WANDA, F.M. 2008. Mouthpart deformities in Chironomidae (Diptera) as indicators of heavy metal pollution in northern Lake Victoria, Uganda. *African Journal of Aquatic Science*, v. 33 (2): 135-142.
- OLIVEIRA, C. C., MARQUES, D. M. 2008. Proteção e qualidade dos recursos hídricos brasileiros: contribuições da diretiva europeia para a água. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 5 (1): 5-12.
- ONGLEY, E. (1996). Sediments measurements: in *Water quality monitoring*. Org. por Bartram, J e Balance, R., UNEP/WHO, pg. 321 – 340.
- OSAWA, R. A. Determinação de fármacos anti-hipertensivos na bacia do Iguaçú. 83p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.
- OSAWA, R. A.; IDE, A. H.; OLIVEIRA, L. J.; AZEVEDO, J. C. R. 2013. Determinação de Fármacos anti-hipertensivos na Bacia do Alto Iguaçú. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Bento Gonçalves.
- OTSUKA, S. S. S., LI, R., WATANABE, M., OYAZU, H., MATSUMOTO, S., WATANABE, M. M. 1999. Phylogenetic relationships between toxic and non-toxic strains of the genus *Microcystis* based on 16S to 23S internal transcribed spacer sequence. *FEMS Microbiology Letters*, 172: 15-21.
- PAGIORO, T. A.; VELHO, THOMAZ, S. M., ROBERT, M. C. Caracterização limnológica abiótica dos reservatórios. In *Biocenoses em reservatórios: Padrões Espaciais e Temporais*. São Carlos Rima 2005.
- PALMER, M. A., RICHARDSON, D. C. Provisioning services: A focus on fresh water. *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton University, 2009. Pg 631. 842pgs.
- PASCOAL, C., CASSIO, F. 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in polluted river. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (9): 5266-5273.
- PAVÉ, P. J., MARCHESE, M. 2005. Benthic invertebrates as indicators of water quality in urban rivers (Paraná- Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral*, 15: 183-197.
- PAVLIKAKIS, G. E., TSIHRINTZIS, V. A. 2012. Ecosystem Management: A Review of a New Concept and Methodology. *Water Resources Management*, 14 (4): 257-283.
- PETRUCIO, M. M., FURTADO, A. L. S. 1998. Concentração de Nitrogênio e Fósforo na Coluna D'água da Lagoa Imboassica. In: *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Núcleo de Pesquisas Ecológicas do Município de Macaé (NUPEM) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. 464 pg.
- POINAR JR, G. O. 1991. Nematoda And Nematomorpha. In: Thorp, J. H. e Covich, A. P.(Eds.). *Ecology And Classification Of North American Freshwater Invertebrates*. San Diego: Eua Academic Press, 249-283.
- PORINCHU, D.F. e MACDONALD, G.M. 2003. The use and application of freshwater midges (Chironomidae: Insecta: Diptera) in geographical research. *Progress in Physical Geography*, 27(3): 378-422.
- PORTO, M. F. F., PORTO, R. L. Gestão de bacias hidrográficas. *Estudos avançados* 22(63), 2008.
- PRZYBYSZ, L. C. B. A. 2007. Gestão de Recursos Hídricos sob ótica do Usuário – Estudo de Caso da Bacia do Alto Iguaçú. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná.
- REYNOLDSON, T.B. e RODRIGUEZ, P. Field methods and interpretation for sediment bioassessment. In *Manual of Bioassessment of Aquatic Sediment Quality*. Florida: Boca Ratón, 1999.
- REZENDE, R. S., GONÇALVES, J. F., PETRUCIO, M. M. 2010. Leaf breakdown and invertebrate colonization of *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) and *Hirtella glandulosa* (Chrysobalanaceae) in two Neotropical lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22 (1): 23-34.
- RHEA, D. T., HARPER, D. D., FARAG, A. M., E BRUMBAUGH, W. G. 2006. Biomonitoring in the boulder river watershed, Montana, USA: Metal concentrations in biofilm and macroinvertebrates, and relations with macroinvertebrate assemblage. *Environmental Monitoring and Assessment*, 115: 381-393.
- RIBEIRO, L. H. L., BRANDIMARTE, A. L., KISHI, R. T. 2005. Formation of the Salto Caxias Reservoir (PR) – an approach on the eutrophication process. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(2):155-165.
- RIGHI, G. Anelídeos Oligoquetos. In *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil*. Invertebrados de água doce. São Paulo: FAPESP, v.4, 2002.
- ROBINSON, C. T., DOERING, M. 2013. Spatial patterns in macroinvertebrate assemblages in surface-flowing waters of a glacially-influenced floodplain. *Aquatic Science*, 75: 373-384.
- RODIL, R., MOEDER, M. 2008. Development of a simultaneous pressurised-liquid extraction and clean-up procedure for the determination of UV filters in sediments. *Analytical Chemistry Acta*, 612 (2): 152-159.

- RODRIGUES, L. F. T., LEITE, F. S., ALVES, R. G. 2013. Inventory and distribution of Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in first-order streams in preserved areas of the state of Minas Gerais, Brazil. *Biota Neotropica*, 13(1): 245-254.
- ROSENBERG, D. M.; WIENS, A. P. 1976. Community and species responses of Chironomidae (Diptera) to contamination of freshwaters by crude oil and petroleum products, with special reference to the trail river, Northwest Territories. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33: 1955-1963.
- ROSENBERG, D. M. e RESH, V.H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman and Hall, 1993.
- SANTOS, L.H.M.L.M., ARAÚJO, A.N., FACHINI, A., PENA, A., DELERUE-MATOS e C., MONTENEGRO, M.C.B.S.M. 2010. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials*, 175: 45-95.
- SANTOS, E. 2008. MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM TRATAMENTO DE ÁGUAS CONTAMINADAS POR ARSÊNIO. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Ouro Preto - PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL.
- SCUISSATO, C.; KNAPIK, H. G.; FERNANDES, C. V. S.; CARON, C. F.; CHELLA, M. R. 2009. Dinâmica de Transporte de Sólidos em Bacias Urbanas: Estudo de Caso do Rio Barigui e do rio Iguaçu. In: Carlos Nobuyoshi Ide; Luiz Augusto Araújo do Val; Maria Lúcia Ribeiro. (Org.). *Produção de Sedimentos e seus Impactos Ambientais, Sociais e Econômicos*. Campo Grande: Editora Oeste, 1: 753-770.
- SERPE, C. T. A. 2014. ANÁLISE DA COMPOSIÇÃO E ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE FITOPLANTÔNICA EM QUATRO RESERVATÓRIOS DO RIO IGUAÇU. Dissertação de mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.
- SETTI, A. A. et al.. Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos. Agência Nacional de Energia Elétrica, 2001.
- SILVA, C. A., TRAIN, S., RODRIGUES, L. C. 2005. Phytoplankton assemblages in Brazilian subtropical cascading reservoir system, Maringá. *Hydrobiologia*, 537: 99 – 109.
- SILVANO, R. A. M., UDVARDY, S., CERONI, M., FARLEY, J. 2005. An ecological integrity assessment of a Brazilian Atlantic Forest watershed based on surveys of stream health and local farmers' perceptions: implications for management. *Ecological Economics*, 53(3): 369–385.
- SILVEIRA, M. P., BUSS, D. F., NESSIMIAN, J. L., e BAPTISTA, D. F. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a southeastern Brazilian river. *Brazilian Journal of Biology*, 66: 623–632.
- SILVÉRIO, P. F. 2003. Bases técnico – científicas para a derivação de valores-guias de qualidade de sedimentos para metais: experimentos de campo e laboratório. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo.
- SMART, M. M., RADA, R. G., DONNERMEYER, G. N. 1983. Determination of Total Nitrogen in Sediments and Plants Using Persulfate Digestion. *Water research*, 17: 1207-1211.
- STEWART, P. M., BUTCHER, J. T. e SWINFORD, T. O. 2000. Land use, habitat and water quality effects on macroinvertebrate communities in three watersheds of a Lake Michigan associated marsh system. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 179–189.
- SUGUIO, K., 1973. Introdução à sedimentologia. São Paulo. Ed. Edgard Blucher. EDUSP, 317 p.
- SUHETT, A. L., AMADO A. M., BOZELLI, R. L., ESTEVES, F. A.; FRAJALLA, V. F. 2006. O Papel da foto-degradação do carbono orgânico dissolvido (COD) nos ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 10 (2): 186 – 204.
- TAKEDA, A. M. 1999. Oligochaete community of alluvial Upper Paraná River, Brazil: spatial and temporal distribution (1987-1988). *Hydrobiologia*, 412: 35-42.
- TAKEDA, M. A., BUTAKKA, C. M. M., FUJITA, D. S., FUJITA, R. H., BIBIAN, J. P. R. Larvas de Chironomidae em Cascata de Reservatórios no rio Iguaçu (PR). In *Biocenoses em reservatórios: Padrões Espaciais e Temporais*. São Carlos Rima 2005.
- THERMO ELECTRON CORPORATION – HiperToc, Pre-Installation Guide, Netherlands, 2005.
- TILTON, F., BENSON, W. H., SLENK, D. 2002. Evaluation of estrogenic activity from a municipal wastewater treatment plant with predominantly domestic input. *Aquatic Toxicology*, 61: 211-224.
- TOGOLA, A., BUDZINSKI, H. 2007. Development of polar organic integrative samplers for analysis of pharmaceuticals in aquatic systems. *Analytical Chemistry Acta*, 79 (17): 6734-6741.
- TRACTIBEL. 2002. Plano ambiental de uso e ocupação das águas no entorno do reservatório da UHE de Salto Santiago. TRACTIBEL. Vol I. Relatório técnico.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. 2011. Larvas de Chironomidae: guia de identificação. Depto Hidrobiologia/Lab. Entomologia Aquática/UFCAR, São Carlos – SP, 371p.
- TUNDISI, T., TUNDISI, M. 2008. *Limnologia. OFICINA DE TEXTOS*, 632 pg.
- U.S ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Disponível em <http://water.epa.gov/scitech/methods/cwa/pollutants.cfm>. Acessado no dia 12 de agosto de 2012.
- VAN DER BRINK, P. J., ALEXANDER, A. C., DESROSIERS, M. GOEDKOOP, W., GOETHALS, P. L., LIESS, M., DYER, S. D. 2011. Traits-based approaches in bioassessment and ecological risk assessment: strengths, weaknesses, opportunities and threats. *Integrated Environmental Assess Management*, 7 (2): 198-208.
- VAUGHN, C. C. 2010. Biodiversity losses and ecosystem function in freshwaters: emerging conclusions and research directions. *BioScience*, 60 (1): 25-35.
- VERDONSCHOT, P. F. M. 2006. Beyond masses and blooms: the indicative value of oligochaetas. *Hydrobiologia*, 564: 127-142.
- VILLA, A. T. ; FERNANDES, C. V. S. ; AZEVEDO, J. C. . Caracterização do Carbono Orgânico para Avaliação Ambiental da Qualidade da Água - Estudo de Caso do Lago do Parque Barigui. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 13: 23-34, 2008.
- VOROB'EV, D. S., FRANK, Y. A., LUSHNIKOV, S. V., NOSKOV, Y. A. 2010. Oil descontamination of bottom sediments using *Limnodrilus hoffmesiteri* (Oligochaeta: Tubificidae). *Contemporary Problems of Ecology*, 3(1): 15-18.
- YSEBART, T., HERMANA, P. M. J., MEIRE, P., CRAEYMEERSCHD, J., VERBEEKE, H., HEIPA, C. H. R. 2003. Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57: 335–355.
- YOUNES-BAIRALLÉ, Y., GARCIA, X., GAGNEUR, J. 2005. Impact of the longitudinal and seasonal changes of the water quality on the benthic macroinvertebrate assemblages of the Andorran steams. *Comptes Rendus Biologies*, 328: 963-976.
- WALLACE J. B., WEBSTER J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41: 115–139.

- WELCH, E. B., JACOBY, J. M., HORNER, R. R., SEELEY, M. R. Nuisance biomass levels of periphytic algae in streams. *Hydrobiologia*, 157: 162-168.
- WENTWORTH, C. K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377-392.
- WETZEL, MJ., FEND, S., COATES, KA., KATHMAN, R D.,GELDER, SR. Taxonomy, Systematics and Ecology of the Aquatic Oligochaeta and Branchiobdellida (Annelida, Clitellata) of North America, with emphasis of the Fauna Occurring in Florida. Florida: Florida Department of Environmental Protection (FDEP), 2006.
- WETZEL, Robert G. Limnology: Lakes and Rivers ecosystems. 3 ed. California: Elsevier Academic Press, 2001.
- WETZEL, R. G. Limnology. 2^o ed. United State of America – Philadelphia: Saunders College Publishing. 1983.
- WOELZ, J., ENGWALL, M., MALETZ, S., OLSMAN TAKNER, H., VAN BAVEL, B., KAMMANN, U., KLEMPT, M., WEBER, R., BRAUNBECK, T., HOLLERT, H. 2008. Changes in toxicity and Ah receptor agonist activity of suspended particulate matter during flood events at the rivers Neckar and Rhine – a mass balance approach using in vitro methods and chemical analysis. *Environmental. Science. Pollution*, 15: 536–553.
- ZUCCATO, E., GRASSI, P., DAVOLI, E., VALDICELLI, L., WOOD, D., REITANO, G., FANELLI, R. 2008. PCB concentrations in some foods from four European countries. *Food and Chemical Toxicology*, 46: 1062-1067.

Capítulo **12**

APÊNDICE

12.1 APÊNDICE 1 - RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NO RIO IGUAÇU

Tabela 12.1: RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NO RIO IGUAÇU, IG-1 A IG-13

Ponto	Coleta	pH	OD (mg/L)	Cond (µs/cm)	Turb (mg/L)	COD (mg/L)	PT (mg/L)	PO ₄ ⁻³ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NH ₃ ⁺ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	Norg (mg/L)	NT (mg/L)	Q (m ³ /s)
IG-1	C1	6,79	3,50	257,00	49,10	158,00	28,20	0,33	0,02	1,24	9,50	4,97	12,15	5,14
	C2	7,51	2,50	354,00	48,40	189,00	13,01	0,30	0,07	1,93	9,23	65,28	75,15	2,52
	C3	7,05	5,16	15,60	180,00	101,00	6,76	0,20	0,17	8,93	8,93	3,76	3,33	12,76
	C4	6,94	2,20	382,00	43,80	230,00		0,81	0,10	0,69	18,45	0,10	18,45	7,32
	C5	7,8	0,9	327,00	98,30	170,00		1,51	0,09	17,46	17,46	0,22	17,46	5,13
IG-2	C1	8,46	0,00	307,00	33,90	185,00	34,95	0,79	0,03	10,45	2,11	60,01	13,59	69,00
	C2	7,46	0,00	363,00	45,90	196,00	16,56	0,27	0,04	1,52	8,73	7,42	6,11	6,11
	C3	7,01	3,06	26,70	115,00	174,00	7,32	0,40	0,08	17,57	17,57	0,50	17,57	21,31
	C4	7,03	0,12	445,00	44,20	270,00		0,90	0,08	20,93	20,93	0,29	20,93	19,40
	C5	7,08	0,00	355,00	51,30	180,00		1,14	0,08	17,30	17,30	0,55	17,30	19,40
IG-3	C1	8,48	0,80	146,00	70,30	114,00	23,76	1,07	0,04	6,41	2,68	40,79	9,68	48,78
	C2	7,77	0,75	199,00	48,30	109,00	11,47	0,67	0,04	10,40	10,40	4,77	51,75	51,75
	C3	7,42	1,74	105,00	78,00	53,00	6,76	0,18	0,12	7,76	7,76	2,58	1,78	1,78
	C4	7,70	1,43	374,00	59,80	220,00		0,95	0,05	14,92	14,92	0,34	14,92	15,01
	C5	7,09	2,10	118,00	103,00	60,00		0,28	0,04	3,77	3,77	0,12	3,77	21,31
IG-4	C1	8,48	0,80	146,00	70,30	114,00	23,76	1,07	0,04	6,41	2,68	40,79	9,68	48,78
	C2	7,77	0,75	199,00	48,30	109,00	11,47	0,67	0,04	10,40	10,40	4,77	51,75	51,75
	C3	7,42	1,74	105,00	78,00	53,00	6,76	0,18	0,12	7,76	7,76	2,58	1,78	1,78
	C4	7,70	1,43	374,00	59,80	220,00		0,95	0,05	14,92	14,92	0,34	14,92	15,01
	C5	7,09	2,10	118,00	103,00	60,00		0,28	0,04	3,77	3,77	0,12	3,77	21,31
IG-5	C1	7,35	2,51	143,00	52,20	90,00	17,93	0,29	0,05	0,24	4,63	16,85	1,50	20,29
	C2	7,46	0,60	242,00	60,30	131,00	11,45	0,63	0,03	10,72	10,72	0,22	30,28	10,53
	C3	7,78	0,65	112,00	106,00	57,00	9,17	0,18	0,13	3,39	3,39	2,09	1,82	52,64
	C4	7,08	0,00	373,00	37,90	220,00		0,67	0,06	15,07	15,07	0,52	24,82	24,82
	C5	7,31	0,90	216,00	58,90	110,00		0,31	0,03	7,35	7,35	0,20	35,24	35,24
IG-6	C1	7,03	2,12	127,00	44,60	80,00	17,06	0,22	0,05	3,74	3,74	17,34	1,19	66,00
	C2	7,32	0,00	125,00	71,30	144,00	10,83	1,61	0,03	13,80	13,80	0,24	31,42	35,62
	C3	7,50	0,79	118,00	118,00	63,00	8,21	0,19	0,00	0,00	0,00	2,35	1,58	63,94
	C4	7,00	0,00	315,00	33,10	190,00		0,62	0,04	12,50	12,50	0,32	30,15	30,15
	C5	7,09	0,84	190,00	45,70	100,00		0,45	0,03	5,80	5,80	0,14	42,87	42,87
IG-7	C1	7,28	4,31	110,00	62,10	69,00	14,77	0,16	0,06	2,85	2,85	40,07	1,27	69,43
	C2	7,49	0,73	279,00	18,60	145,00	13,51	0,74	0,07	6,47	6,47	0,06	47,07	35,17
	C3	7,81	1,95	114,00	81,40	58,00	7,39	0,18	0,12	2,52	2,52	0,09	0,03	106,52
	C4	7,14	0,20	233,00	58,40	140,00		0,43	0,04	8,02	8,02	0,47	35,66	35,66
	C5	7,10	0,90	169,00	45,10	90,00		0,21	0,04	4,58	4,58	0,04	53,36	53,36
IG-8	C1	8,09	8,31	88,00	60,20	55,00	9,00	0,12	0,08	2,12	2,12	30,45	1,40	90,50
	C2	7,70	6,07	218,00	30,10	111,00	9,02	0,22	0,09	2,83	2,83	7,36	41,32	29,96
	C3	8,22	6,66	78,00	172,00	400,00	6,76	0,16	0,19	0,69	0,69	3,67	1,58	100,00
	C4													42,83
	C5	7,57	6,31	146,00	51,50	80,00		0,12	0,25	4,16	4,16	0,28	60,80	60,80
IG-9	C1	7,41	7,30	49,00	47,30	32,00	5,13	0,10	0,00	0,54	0,54	13,13	1,18	165,52
	C2	7,13	6,50	74,00	81,10	38,00	3,92	0,31	0,06	0,13	0,13	3,21	16,50	50,23
	C3	8,25	4,59	53,00	107,00	28,00	7,48	0,12	0,09	0,14	0,14	2,17	1,53	194,09
	C4													70,93
	C5	6,95	3,24	129,00	72,70	70,00		0,13	0,23	0,34	0,34	1,90	87,27	87,27
IG-10	C1	8,58	8,47	10,00	53,20	7,00	2,72	0,08	0,01	0,07	0,26	10,48	0,92	596,00
	C2	7,19	4,16	43,00	51,70	22,00	6,46	0,23	0,02	0,07	1,81	10,48	12,38	192,70
	C3	7,84	5,45	34,00	96,90	17,00	-0,05	0,07	0,08	0,17	1,41	1,35	636,55	636,55
	C4	8,80	8,80	60,00	66,10	0,00							1,165,00	1,165,00
	C5	7,33	4,15	60,00	63,50	30,00		0,04	0,01	1,10	1,10	0,13	296,00	296,00
IG-11	C1	8,30	6,92	9,00	45,00	6,00	5,95	0,06	0,01	0,09	0,65	0,13	0,89	596,00
	C2	7,49	5,40	40,00	35,10	20,00	9,96	0,09	0,02	0,24	1,90	9,81	11,97	192,70
	C3	7,36	4,90	33,00	93,90	0,00	26,07	0,06	0,07	1,42	1,42	13,01	1,12	636,55
	C4	8,50	8,50	62,50	62,50	0,00							1,165,00	1,165,00
	C5	7,31	3,99	95,00	60,10	50,00		0,02	0,01	1,18	1,18	0,27	296,00	296,00
IG-12	C1	8,80	8,47	9,00	58,80	6,00	2,79	0,06	0,01	0,08	0,66	0,27	1,02	596,00
	C2	6,87	5,19	38,00	41,70	19,00	7,35	0,38	0,02	0,27	1,82	13,01	15,12	192,70
	C3	5,77	4,40	44,00	92,80	23,00	7,66	0,08	0,07	0,14	1,50	1,50	636,55	636,55
	C4	8,25	8,25	60,60	60,60	0,00							1,165,00	1,165,00
	C5	8,50	8,50	62,50	62,50	0,00							296,00	296,00
IG-13	C1	8,62	7,51	9,00	33,10	0,60	2,72	0,08	0,01	0,07	0,62	0,15	0,84	371,81
	C2	6,72	4,48	53,00	39,40	27,00	5,25	0,25	0,02	0,13	1,69	11,05	12,85	204,73
	C3	8,35	5,21	21,00	90,80	12,00	15,14	0,07	0,07	0,17	1,21	1,06	725,58	725,58
	C4	7,60	7,60	74,30	74,30	0,00							291,23	291,23
	C5	6,76	3,86	93,00	5,81	50,00		0,12	0,01	0,34	0,34	1,98	335,75	335,75

Tabela 12.2: RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NO RIO IGUAÇU, IG-14 A IG-16

Ponto	Coleta	pH	OD (mg/L)	Cond (µs/cm)	Turb (mg/L)	STD (mg/L)	COD (mg/L)	PT (mg/L)	PO ₄ ⁻³ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NH ₃ ⁺ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	Norg (mg/L)	NT (mg/L)	Q (m ³ /s)
IG-14	C1	7,34	8,13	3,00	8,13	2,00	2,03	0,07	0,00	0,01	0,00	0,32	0,89	1,22	
	C2	7,02	5,02	8,00	10,00	4,00	5,25	0,18	0,01	0,00	0,00	0,28	2,44	2,72	
	C3	7,28	5,24	18,00	77,20	9,00	7,03	0,06	0,00	0,01	0,07	1,10		1,10	
IG-15	C1	7,51	8,06	3,00	3,79	2,00	1,74	0,05	0,00	0,00	0,00	0,37	1,04	1,41	
	C2	7,26	5,88	11,00	5,58	6,00	9,48	0,57	0,00	0,00	0,00	0,26	3,16	3,42	
	C3	7,67	5,59	17,00	14,30	8,00	4,48	0,03	0,00	0,01	0,09	1,13		0,93	
IG-16	C1	9,27	10,12	2,00	7,26	1,00	2,16	0,04	0,00	0,00	0,00	0,34	0,46	0,80	994,83
	C2	7,60	8,40	17,00	13,90	9,00	1,26	0,45	0,00	0,00	0,00	0,20	9,39	9,59	796,81
	C3	7,68	8,93	12,00	17,80	6,00	6,76	6,76	6,76	6,76	6,76	6,76	6,76	6,76	1.699,61

12.2 APÊNDICE 2 - RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NOS RESERVATÓRIOS

Tabela 12.3: RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NO RESERVATÓRIO DE FOZ DO ARIÁ

Ponto	Coleta	pH	OD (mg/L)	Cond (µs/cm)	Turb (mg/L)	STD (mg/L)	CLA (mg/m ³)	COD (mg/L)	PT (mg/L)	PO ₄ ⁻³ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NH ₃ ⁺ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	Norg (mg/L)	NT (mg/L)	
FA-1	C1	7,97	7,01	8,00	12,60	4,00	0,00	2,45	0,00	0,00	0,00	0,45	1,99	2,44	7,04	
	C2	7,60	7,01	21,00	42,20	11,00	3,14	42,20	6,42	0,05	2,42	0,01	0,05	0,07	4,60	1,76
	C3	9,09	9,30	34,00	22,60	17,00	9,45	22,60	2,88	0,02	0,01	0,05	0,09	0,25	1,17	0,87
	C4	5,38	5,38	29,00	18,50	14,00	3,05	18,50	1,95	0,08	0,01	0,05	0,10	0,25	0,47	3,29
FA-2	C1	7,30	7,35	6,00	12,20	3,00	0,00	3,15	0,00	0,00	0,00	0,46	2,82	8,03	8,03	
	C2	6,95	7,18	25,00	42,20	13,00	12,40	42,20	2,25	0,06	0,01	0,01	0,06	0,06	5,28	1,49
	C3	9,31	8,89	34,00	28,00	17,00	8,28	28,00	5,87	0,01	0,05	0,09	0,31	0,03	1,03	0,07
	C4	9,32	9,35	10,00	18,40	6,00	0,00	18,40	11,39	0,03	0,03	0,02	0,10	0,02	0,07	4,33
FA-3	C1	8,00	6,99	6,00	11,90	4,00	0,00	1,57	0,00	0,00	0,00	0,44	3,89	4,33	7,54	
	C2	7,03	7,26	26,00	43,40	13,00	4,20	43,40	1,93	0,07	0,01	0,01	0,06	0,06	4,95	1,73
	C3	9,46	9,16	33,00	23,50	1,60	12,72	23,50	2,42	0,02	0,05	0,05	0,25	0,25	1,34	0,07
	C4	8,93	9,16	10,00	17,70	5,00	0,00	17,70	8,96	0,01	0,02	0,04	0,11	0,11	0,07	2,98
FA-4	C1	7,58	6,77	6,00	11,70	4,00	0,00	2,77	0,01	0,00	0,00	0,43	2,55	2,98	6,47	
	C2	6,69	7,01	26,00	42,20	13,00	1,98	42,20	1,39	0,01	0,01	0,01	0,05	0,05	4,24	1,38
	C3	9,68	12,06	38,00	20,70	18,00	7,90	20,70	2,94	0,02	0,06	0,10	0,29	0,29	1,23	0,06
	C4	9,33	9,81	10,00	15,40	6,00	0,00	15,40	6,20	0,03	0,02	0,02	0,10	0,10	0,06	3,36
FA-5	C1	6,96	6,41	8,00	14,30	50,00	0,00	2,16	0,01	0,02	0,00	0,00	0,47	2,88	6,26	
	C2	7,45	7,58	24,00	41,20	12,00	5,82	41,20	1,97	0,05	0,01	0,01	0,06	0,06	4,09	1,00
	C3	9,32	8,80	34,00	20,60	16,00	4,16	20,60	4,78	0,02	0,05	0,09	0,24	0,24	1,00	0,09
	C4	8,49	8,90	9,00	13,10	5,00	0,00	13,10	13,21	0,01	0,01	0,04	0,11	0,11	0,00	0,09
FA-6	C1	7,14	6,95	6,00	14,30	40,00	0,00	2,89	0,01	0,00	0,00	0,48	2,97	3,45	6,57	
	C2	7,05	5,23	26,00	38,40	13,00	6,86	38,40	1,67	0,05	0,01	0,01	0,07	0,07	4,29	1,41
	C3	9,38	9,64	35,00	15,10	17,00	4,65	15,10	2,41	0,02	0,05	0,09	0,22	0,22	1,05	0,08
	C4	8,77	8,86	2,00	10,10	5,00	0,00	10,10	12,87	0,03	0,01	0,01	0,03	0,03	0,00	2,81
FA-7	C1	6,69	7,35	1,00	11,70	1,00	0,00	1,76	0,01	0,00	0,00	0,36	2,45	2,81	6,48	
	C2	9,52	6,28	25,00	29,80	13,00	8,50	29,80	2,25	0,07	0,01	0,52	0,04	0,04	4,26	1,56
	C3	8,95	9,19	33,00	20,10	16,00	2,75	20,10	10,42	0,02	0,05	0,08	0,18	0,18	1,25	0,09
	C4	9,38	9,67	8,00	10,60	5,00	0,00	10,60	11,68	0,03	0,02	0,02	0,04	0,11	0,00	2,55
FA-8	C1	6,64	7,48	2,00	12,30	1,00	0,00	2,82	0,02	0,00	0,00	0,38	2,17	2,55	6,91	
	C2	9,26	8,21	25,00	44,50	8,21	7,69	44,50	2,25	0,04	0,01	0,01	0,05	0,05	4,54	1,78
	C3	8,50	8,60	31,00	16,20	15,00	3,38	16,20	2,12	0,11	0,00	0,05	0,20	0,20	1,20	0,08
	C4	9,22	9,21	7,00	7,74	4,00	0,00	7,74	7,80	0,04	0,03	0,01	0,03	0,11	0,00	3,82
FA-9	C1	7,75	7,27	2,00	11,40	1,00	0,00	2,24	0,01	0,00	0,00	0,48	3,34	4,42	6,26	
	C2	9,74	8,88	112,50	27,00	14,00	4,22	27,00	2,47	0,03	0,01	0,01	0,05	0,05	2,88	1,78
	C3	9,19	7,97	30,00	14,30	15,00	3,98	14,30	2,29	0,01	0,06	0,10	0,23	0,23	1,39	0,10
	C4	9,04	8,93	5,00	8,10	16,30	0,00	8,10	9,30	0,06	0,03	0,01	0,03	0,09	0,00	0,10
FA-10	C1	7,55	7,34	0,00	12,10	0,00	0,00	1,83	0,00	0,00	0,00	0,38	2,45	4,88	4,88	
	C2	9,12	7,67	23,00	19,90	12,00	4,16	19,90	2,50	0,02	0,00	0,00	0,05	0,05	3,96	1,36
	C3	9,44	8,26	28,00	16,30	1,40	3,73	16,30	3,20	0,17	0,05	0,08	0,19	0,19	1,03	0,08
	C4	9,10	9,40	8,00	8,03	5,00	0,00	8,03	11,48	0,05	0,03	0,01	0,03	0,10	0,00	0,08
FA-11	C1	6,79	7,31	0,00	13,90	0,00	0,00	1,72	0,01	0,00	0,00	0,43	2,17	2,20	5,86	
	C2	9,02	8,27	19,00	24,00	10,00	2,34	24,00	2,68	0,02	0,00	0,00	0,04	0,04	5,81	1,92
	C3	9,30	8,31	27,00	13,20	3,00	3,90	13,20	9,43	0,01	0,05	0,09	0,16	0,16	1,61	0,13
	C4	9,77	10,32	5,00	6,85	3,00	0,00	6,85	8,64	0,05	0,03	0,02	0,04	0,07	0,01	0,13
FA-12	C1	7,46	7,38	0,00	11,80	0,00	0,00	1,66	0,01	0,00	0,00	0,14	1,24	1,85	4,98	
	C2	9,56	8,25	21,00	34,30	11,00	6,75	34,30	3,13	0,03	0,00	0,00	0,04	0,04	4,94	1,67
	C3	8,30	8,08	27,00	15,20	1,40	3,19	15,20	2,29	0,01	0,05	0,10	0,19	0,19	1,33	0,17
	C4	9,73	10,38	5,00	5,85	3,00	0,00	5,85	5,84	0,03	0,02	0,02	0,05	0,05	0,05	0,07
FA-13	C1	7,60	7,01	21,00	42,20	11,00	3,14	42,20	2,42	0,05	0,01	0,01	0,05	0,05	4,60	7,04
	C2	11,02	7,54	29,00	65,80	15,00	17,78	65,80	2,88	0,05	0,01	0,00	0,06	0,06	6,46	6,53
	C3	8,30	8,08	27,00	15,20	1,40	3,19	15,20	2,29	0,01	0,05	0,10	0,19	0,19	1,33	1,67
	C4	9,86	10,64	4,00	6,85	2,00	0,00	6,85	7,89	0,06	0,03	0,02	0,04	0,07	0,00	0,07

Tabela 12.4: RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NO RESERVATÓRIO DE SALTO SEGREDO

Ponto	Coleta	pH	OD (mg/L)	Cond ₄ (µs/cm)	Turb (mg/L)	STD (mg/L)	CLA (mg/m ³)	COD (mg/L)	PT (mg/L)	PO ₄ ⁻³ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NH ₃ ⁺ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	Norg (mg/L)	NT (mg/L)
SG-1	C1	7,38	7,91	4,00	15,80	0,00	0,46	0,46	0,03	0,00	0,01	0,00	1,10	2,94	4,04
	C2	9,07	7,18	11,00	22,20	0,01	5,13	2,66	0,00	0,00	0,00	0,01	0,05	2,58	2,63
	C3	8,48	7,75	32,00	20,40	0,02	2,67	6,94	0,10	0,00	0,01	0,08	0,47	3,44	3,99
	C4	8,31	9,26	6,00	12,80	0,00	9,00	8,33	0,05	0,02	0,02	0,12	0,09	0,00	0,10
SG-2	C1	6,92	7,84	5,00	15,10	0,00	0,61	2,16	0,04	0,00	0,01	0,00	0,46	3,69	4,16
	C2	8,98	8,51	10,00	14,60	0,01	4,83	3,48	0,11	0,00	0,00	0,11	0,06	2,52	2,59
	C3	8,65	7,84	30,00	9,60	0,01	3,82	0,00	0,14	0,00	0,01	0,09	0,48	3,22	3,81
	C4	8,96	9,91	5,00	20,30	0,00	9,00	3,34	0,08	0,02	0,02	0,20	0,11	0,00	0,15
SG-3	C1	7,54	7,96	5,00	15,00	0,00	0,00	2,57	0,04	0,00	0,01	0,00	0,44	3,23	3,68
	C2	8,87	5,73	10,00	15,40	0,01	3,71	2,86	0,17	0,00	0,00	0,17	0,03	2,43	2,47
	C3	8,45	8,01	29,00	17,40	0,01	2,19	5,25	0,18	0,00	0,01	0,09	0,51	2,52	3,13
	C4	8,87	9,50	5,00	26,20	0,00	1,00	5,30	0,07	0,03	0,06	0,13	0,03	0,00	0,13
SG-4	C1	7,94	7,96	6,00	13,30	0,00	0,00	2,02	0,04	0,00	0,01	0,00	0,52	1,37	1,89
	C2	9,48	7,50	12,00	17,10	0,01	5,69	2,99	0,20	0,01	0,00	0,01	0,04	2,73	2,78
	C3	8,27	8,24	26,00	14,90	0,00	4,46	5,97	0,08	0,00	0,01	0,08	0,47	2,22	2,78
	C4	7,62	8,16	2,00	17,90	0,00	1,00	3,93	0,06	0,03	0,01	0,12	0,06	0,00	0,25
SG-5	C1	9,51	8,70	13,00	18,70	0,01	6,97	0,98	0,05	0,00	0,01	0,00	0,00	2,25	2,72
	C2	7,33	7,70	6,00	14,90	0,00	0,00	3,59	0,13	0,00	0,00	0,01	0,46	2,06	2,11
	C3	7,90	7,64	27,00	14,40	0,01	2,80	4,93	0,15	0,00	0,01	0,07	0,04	0,00	0,07
	C4	9,40	9,88	2,00	21,00	0,00	1,00	4,44	0,08	0,03	0,00	0,15	0,07	0,00	0,00
SG-6	C1	6,58	7,67	6,00	16,00	0,00	0,00	1,46	0,05	0,00	0,01	0,00	0,52	1,68	2,21
	C2	9,50	8,71	12,00	24,40	0,01	7,57	3,48	0,14	0,01	0,00	0,14	0,04	3,23	3,28
	C3	8,01	9,03	28,00	11,30	0,00	3,83	4,89	0,12	0,00	0,01	0,08	0,45	2,08	2,62
	C4	9,01	9,63	4,00	14,1	0,00	1,00	11,52	0,06	0,03	0,03	0,17	0,08	0,00	0,06
SG-7	C1	7,92	7,95	5,00	19,20	0,00	2,44	1,37	0,07	0,00	0,01	0,00	0,47	1,39	1,87
	C2	9,50	8,20	18,00	17,70	0,01	7,32	3,33	0,15	0,01	0,00	0,15	0,04	2,52	2,57
	C3	8,13	8,13	28,00	2,80	0,01	4,87	4,87	0,12	0,00	0,01	0,06	0,42	2,01	2,50
	C4	8,87	9,59	4,00	13,40	0,00	1,00	10,34	0,13	0,02	0,04	0,19	0,06	0,00	0,07
SG-8	C1	7,85	7,82	5,00	17,00	0,00	0,00	1,49	0,06	0,00	0,01	0,00	0,47	1,83	2,31
	C2	9,70	7,25	17,00	14,10	0,01	6,27	3,50	0,17	0,01	0,00	0,01	0,03	2,31	2,34
	C3	8,17	8,17	26,00	98,30	0,01	2,26	4,92	0,09	0,00	0,01	0,06	0,44	1,99	2,50
	C4	9,30	10,50	3,00	14,30	0,00	1,00	4,53	0,08	0,03	0,04	0,14	0,06	0,00	0,07
SG-9	C1	8,48	7,58	3,00	13,90	0,00	2,05	0,06	0,06	0,00	0,01	0,00	0,52	1,25	1,78
	C2	9,58	8,09	17,00	14,10	0,01	7,42	3,25	0,15	0,01	0,00	0,15	0,04	2,53	2,58
	C3	8,60	8,51	24,00	12,70	0,01	4,59	5,06	0,10	0,00	0,01	0,08	0,41	1,87	2,37
	C4	9,67	10,15	2,00	11,40	0,00	1,00	7,18	0,06	0,03	0,04	0,16	0,06	0,00	0,06

Tabela 12.5: RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NO RESERVATÓRIO DE SALTO SANTIAGO

Ponto	Coleta	pH	OD (mg/L)	Cond ₄ (µs/cm)	Turb (mg/L)	STD (mg/L)	CLA (mg/m ³)	COD (mg/L)	PT (mg/L)	PO ₄ ⁻³ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NH ₃ ⁺ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	Norg (mg/L)	NT (mg/L)
ST-1	C1	7,78	8,66	2,00	15,20	0,00	1,91	0,00	0,04	0,00	0,01	0,00	0,22	1,85	2,08
	C2	8,54	7,30	16,00	5,54	0,01	2,08	0,01	0,10	0,00	0,00	0,00	0,16	2,63	2,80
	C3	7,93	8,30	20,00	5,65	0,01	0,12	3,47	0,10	0,00	0,01	0,08	1,04	4,98	6,11
	C4	9,43	10,20	1,00	5,31	0,00	1,00	4,72	0,07	0,03	0,01	0,19	0,06	0,04	0,30
ST-2	C1	7,16	8,37	3,00	9,01	0,00	1,73	0,00	0,04	0,00	0,01	0,00	0,34	1,88	2,23
	C2	8,35	7,20	16,00	7,90	0,01	1,77	2,26	1,24	0,00	0,00	0,00	0,24	2,43	2,67
	C3	8,37	8,35	19,00	4,73	0,01	1,06	5,56	0,14	0,00	0,01	0,07	1,00	4,52	5,60
	C4	9,98	10,46	1,00	7,65	0,00	1,00	6,09	0,07	0,02	0,01	0,22	0,07	0,00	0,23
ST-3	C1	7,65	8,64	3,00	9,72	0,00	0,59	1,77	0,04	0,00	0,01	0,00	0,41	6,25	6,67
	C2	7,86	7,54	15,00	10,90	0,01	1,85	2,21	2,39	0,01	0,01	0,00	0,24	2,89	3,15
	C3	7,55	7,51	18,00	6,96	0,01	0,18	5,15	0,18	0,00	0,01	0,07	1,01	4,39	5,48
	C4	9,71	11,40	3,00	9,17	0,00	1,00	10,90	0,09	0,03	0,01	0,22	0,07	0,00	0,18
ST-4	C1	8,75	8,25	1,00	8,26	0,00	1,95	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,44	4,17	4,62
	C2	8,48	7,00	13,00	5,83	0,01	1,98	7,44	0,10	0,00	0,00	0,00	0,22	2,55	2,78
	C3	7,71	7,06	14,00	5,77	0,01	0,03	4,40	0,08	0,01	0,01	0,07	0,90	4,33	5,31
	C4	9,16	9,72	2,00	4,00	0,00	1,00	4,50	0,06	0,02	0,00	0,24	0,07	0,00	0,18
ST-5	C1	7,82	8,09	0,00	9,81	0,00	1,51	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,33	4,57	4,92
	C2	8,57	6,28	13,00	6,01	0,01	1,59	3,02	0,13	0,01	0,00	0,00	0,23	2,71	2,94
	C3	7,61	7,79	14,00	11,10	0,01	0,32	6,18	0,15	0,00	0,01	0,07	0,87	4,19	5,14
	C4	9,39	9,46	1,00	5,00	0,00	1,00	4,18	0,08	0,03	0,00	0,22	0,07	0,00	0,20
ST-6	C1	7,52	8,43	0,00	14,90	0,00	2,74	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,35	4,55	4,91
	C2	8,40	6,69	13,00	5,03	0,01	1,90	1,32	0,17	0,01	0,00	0,00	0,21	3,11	3,32
	C3	7,96	7,79	14,00	8,38	0,01	0,18	7,08	0,12	0,00	0,01	0,07	0,95	3,81	4,85
	C4	9,09	8,97	1,00	4,50	0,00	1,00	4,50	0,05	0,02	0,00	0,23	0,08	0,00	0,21
ST-7	C1	7,92	8,88	1,00	9,28	0,00	2,62	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,35	5,01	5,38
	C2	8,12	7,92	14,00	7,36	0,01	2,12	1,95	0,10	0,01	0,00	0,01	0,24	3,60	3,85
	C3	7,64	8,01	18,00	10,50	0,01	0,25	7,40	0,12	0,00	0,01	0,06	0,98	4,40	5,45
	C4	9,26	9,83	1,00	5,64	0,00	1,00	4,61	0,06	0,03	0,00	0,22	0,12	0,00	0,15
ST-8	C1	8,26	8,67	2,00	11,90	0,00	0,48	1,58	0,04	0,00	0,01	0,00	0,42	5,01	5,44
	C2	8,25	8,04	14,00	10,70	0,01	2,05	2,04	0,07	0,01	0,00	0,00	0,23	4,60	4,83
	C3	7,72	8,46	18,00	5,57	0,01	0,16	4,61	0,09	0,00	0,01	0,07	0,76	4,26	5,10
	C4	9,32	9,91	2,00	5,41	0,00	1,00	5,37	0,07	0,01	0,00	0,30	0,10	0,00	0,32
ST-9	C1	7,70	8,54	1,00	9,74	0,00	1,21	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,39	3,16	3,57
	C2	8,21	6,88	13,00	17,80	0,01	2,08	1,81	0,05	0,01	0,00	0,01	0,41	5,01	5,42
	C3	7,71	8,20	18,00	6,23	0,01	0,00	6,29	0,10	0,09	0,01	0,06	0,91	4,23	5,21
	C4	9,38	9,87	2,00	5,03	0,00	1,00	6,64	0,09	0,00	0,00	0,22	0,08	0,00	0,26
ST-10	C1	7,35	8,98	3,00	14,30	0,00	2,37	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,45	4,29	4,76
	C3	7,29	8,01	19,00	7,32	0,01	5,83	0,00	0,10	0,00	0,01	0,20	1,01	3,01	4,22

Tabela 12.6: RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DOS PONTOS MONITORADOS NO RESERVATÓRIO DE SALTO CAXIAS

Ponto	Coleta	pH	OD (mg/L)	Cond (µs/cm)	Turb (mg/L)	STD (mg/L)	CLA (mg/m ³)	COD (mg/L)	PT (mg/L)	PO ₄ ⁻³ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NH ₃ ⁺ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	Norg (mg/L)	NT (mg/L)
CX-1	C1	7,22	8,36	3,00	5,24	0,00	0,00	1,59	0,03	0,00	0,00	0,00	0,25	2,76	3,01
	C2	8,32	6,32	18,00	4,21	0,01	1,64	2,15	0,05	0,00	0,00	0,00	0,21	3,74	3,95
	C3	7,45	7,90	16,00	4,26	0,01	1,23	3,18	2,69	0,00	0,01	0,09	0,79	5,74	6,64
	C4	9,0	10,2	5,0	9,4	0,0	1,2	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,2
CX-2	C1	7,20	6,84	2,00	4,56	0,00	0,00	1,28	0,04	0,00	0,00	0,00	0,27	2,52	2,80
	C2	8,57	7,36	20,00	3,24	0,01	1,68	2,42	0,06	0,00	0,00	0,00	0,19	3,35	3,43
	C3	7,55	7,75	14,00	3,86	0,00	0,69	1,28	0,04	0,00	0,00	0,00	0,27	2,52	2,80
	C4	9,04	10,20	5,00	11,60	7,00	0,69	5,91	0,15	0,03	0,02	0,16	0,07	0,00	0,17
CX-3	C1	7,77	7,68	2,00	7,46	0,00	0,00	1,85	0,04	0,00	0,00	0,00	0,47	3,25	3,73
	C2	8,20	7,09	21,00	3,01	0,01	1,65	3,01	0,08	0,00	0,00	0,00	0,43	3,00	3,43
	C3	7,42	7,20	16,00	2,31	0,01	0,74	3,93	24,77	0,00	0,01	0,09	0,59	5,22	5,91
	C4	8,73	9,19	5,00	8,83	7,00	0,74	4,03	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
CX-4	C1	6,95	8,44	3,00	4,05	0,00	0,00	1,85	0,03	0,00	0,00	0,00	0,32	1,99	2,31
	C2	8,49	6,40	20,00	3,04	0,01	1,84	2,86	0,09	0,00	0,00	0,00	0,22	3,30	3,52
	C3	7,36	7,15	15,00	3,71	0,01	0,53	4,17	0,82	0,00	0,01	0,11	0,57	4,97	5,66
	C4	9,13	10,30	5,00	7,15	7,00	0,53	4,73	0,11	0,09	0,01	0,02	0,01	0,02	0,06
CX-5	C1	7,73	8,06	2,00	3,74	0,00	0,00	2,01	0,04	0,00	0,00	0,00	0,31	2,85	3,16
	C2	8,30	8,10	19,00	7,73	0,01	1,56	3,22	0,07	0,00	0,00	0,00	0,27	3,18	3,45
	C3	7,11	6,61	15,00	2,87	0,01	0,30	4,10	1,35	0,00	0,01	0,08	0,40	5,59	6,09
	C4	8,66	9,40	3,00	11,60	2,00	0,30	4,29	0,09	0,03	0,02	0,14	0,09	0,00	0,06
CX-6	C1	6,85	8,55	3,00	3,71	0,00	0,00	1,82	0,03	0,00	0,00	0,00	0,25	2,73	2,98
	C2	8,10	8,60	18,00	3,14	0,01	1,49	3,54	0,08	0,00	0,00	0,00	0,22	3,41	3,63
	C3								1,35	0,00	0,01	0,10	0,45	5,67	6,23
	C4	8,90	9,98	3,00	8,70	2,00	0,60	3,78	0,13	0,03	0,02	0,12	0,09	0,00	0,05
CX-7	C1	7,62	6,38	3,00	4,79	0,00	0,00	2,41	0,03	0,00	0,00	0,00	0,31	2,19	2,50
	C2	8,33	8,75	18,00	5,26	0,01	1,69	4,06	0,09	0,00	0,00	0,00	0,22	4,17	4,39
	C3	7,56	7,10	15,00	7,48	0,01	0,28	4,05	0,76	0,00	0,01	0,08	0,55	5,06	5,69
	C4	9,03	9,70	3,00	9,79	2,00	0,28	6,63	0,07	0,03	0,02	0,01	0,01	0,00	0,06
CX-8	C1	7,51	8,40	3,00	6,85	0,00	0,00	2,14	0,04	0,00	0,00	0,00	0,31	2,50	2,82
	C2	8,41	7,88	17,00	4,50	0,01	1,66	2,89	0,07	0,00	0,00	0,00	0,23	3,89	4,13
	C3	8,06	6,47	13,00	4,47	0,01	0,81	4,24	3,51	0,01	0,01	0,07	0,90	5,05	6,04
	C4	7,79	8,51	1,00	10,70	1,00	0,81	6,61	0,08	0,03	0,02	0,12	0,12	0,00	0,06
CX-9	C1	6,75	8,56	3,00	3,90	0,00	0,00	2,29	0,06	0,00	0,00	0,00	0,35	2,59	2,94
	C2	7,88	7,85	18,00	4,42	0,01	1,54	6,99	0,07	0,00	0,00	0,00	0,25	3,46	3,71
	C3	7,17	6,81	14,00	4,27	0,01	1,34	4,13	1,42	0,00	0,01	0,09	0,88	0,84	5,47
	C4	7,44	7,51	1,00	8,60	1,00	1,34	10,20	0,07	0,03	0,02	0,15	0,12	0,00	0,05

12.3 APÊNDICE 3 - RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DO SEDIMENTO DOS PONTOS MONITORADOS NO RIO IGUAÇU

Tabela 12.7: RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DO SEDIMENTO DOS PONTOS MONITORADOS NO RIO IGUAÇU

Pontos	Coleta	NT	PT	Cu	Zn	Co	Mn (µ/Kg)	Fe	Pb	Cr	Ni	Cd	Seixos	Grânulos	AMG	AG (mm)	AM	AF	AMF	Silt
IG1	C1	3354,08	477,45	109,30	130,68		309,33	87,40	0,45	10,38	20,94	18,56	17,26	13,96	15,68	8,59	4,31	0,72		
	C2	734,84	441,16	96,62	184,48		444,67		20,55		20,55	16,36	10,89	5,74	12,65	26,69	5,76	1,36		
	C4								0,82			8,98	9,45	0,92	21,62	43,87	13,94	0,39		
IG2	C1	3269,07	593,21	89,68	1,87	0,00	462,67		6,29	10,78	3,10	9,36	7,06	32,98	22,56	7,87				
	C2	831,23	537,74						13,12	19,20	23,93	10,48	5,09	12,50	10,62	5,05				
	C4	1033,93	158,50						20,40	21,43	13,00	5,64	4,39	19,85	12,12	3,17				
IG3	C1	4754,90	548,96	82,03	4,90	3,77	134,33	7,45	0,42	5,22	0,30	0,30	6,88	5,69	18,09	32,50	26,31	1,50		
	C2	2149,12	486,98	18,47	17,47	5,43	1379,00	0,00	23,66				12,53	3,54	3,18	16,07	15,16	2,09		
	C4	1650,34	158,43						68,31	14,81	7,48	1,87	1,55	1,93	1,40	2,65	0,00	0,00		
IG4	C1	5457,24	634,30	71,15	84,63		57,33	15,83	31,68	14,01	13,90	11,34	7,37	8,94	9,87	2,90				
	C2	1191,22	457,73	13,95			0,00	13,57	30,90	20,86	20,78	10,68	6,73	5,96	2,12	1,97				
	C4	1879,29	532,03	69,38	88,73	13,98	1540,33		22,09	16,29	12,55	7,02	11,43	11,54	12,25	6,84				
IG5	C1	1361,50	155,36						0,82				8,98	9,45	0,92	21,62	43,87	13,94	0,39	
	C2	2083,76	146,99																	
	C4	1231,79	702,68	96,07	101,92	2,10	423,67		17,65	0,62	0,00	8,82	14,06	21,38	8,82	15,61	23,63	12,55		
IG6	C1	3080,14	702,71	152,27	1,55	1,90	520,33		28,42	0,72	4,96	25,53	38,39	13,73	3,91	4,76	4,36	4,36		
	C2	762,12	471,18	73,03	119,45		264,67	53,13	54,57			14,26	17,41	25,73	5,66	12,12	21,25	3,57		
	C4	1780,90	442,97	27,88	193,38		1698,00													
IG7	C1	1446,01	158,44																	
	C2	3534,70	509,92	100,37	218,95	0,45	1624,00	40,70	27,12			14,45	13,89	18,09	17,93	7,93	10,81	11,51	5,38	
	C4	3044,57	605,37	124,80	84,05		180,67		16,63	0,70	34,91	29,13	24,82	1,14	4,08	1,10	4,82			
IG8	C1	618,02	269,04						48,04				17,48	16,33	5,41	5,43	3,71	1,19	2,41	
	C2	728,54	254,27						60,21				19,69	12,59	2,65	0,85	1,56	1,12	1,34	
	C4	483,92	427,75	0,32	17,92	3,88	1077,33		0,94	0,03	0,08	0,00	0,00	3,06	73,01	18,07	4,92			
IG9	C1	936,02	451,40	10,05	26,18		271,33		18,63	14,43	12,05	7,59	33,07	8,03	4,53	1,67				
	C2	666,03	246,98						38,89	7,16	4,96	4,50	8,62	28,31	5,06	2,49				
	C4	620,00	477,53	38,97	76,25	24,38	413819,33		36,73	29,17	18,27	5,81	1,49	3,74	3,85	0,93				
IG10	C1	796,58	152,48				5092,33		66,97	15,00	6,52	0,88	2,20	1,79	4,38	2,26				
	C2	632,81	277,67	8,18	33,82		1743,00		1,09	8,58	15,88	12,74	5,48	25,45	29,31	1,47				
	C4	2141,42	504,72	17,17	50,72	0,78	747,33		33,43	23,98	22,13	10,36	1,63	3,97	4,23	0,26				
IG11	C1	675,16	244,05						81,10				8,00	6,32	0,33	0,68	2,47	0,74		
	C2	1148,37	492,81	20,27	38,42				0,21	15,84	20,71	19,56	5,48	10,76	22,06	5,37				
	C4	1531,77	255,96	61,08	47,42	8,25			5,97	18,70	18,58	14,49	23,53	5,45	6,24					
IG12	C1	1790,25	576,90	14,78	27,18		698,00		8,32	11,79	10,78	6,74	18,93	30,14	12,11	1,19				
	C2	596,81	482,46	13,05	17,17		115,33		28,50	18,77	15,32	2,68	1,97	10,48	48,97	2,85				
	C4	2942,19	520,44	49,20	29,32		377,00		8,32	13,99	15,74	6,93	13,80	13,61	26,63	0,98				
IG13	C1	1318,79	497,30	36,72	71,58		1577,00		14,60	12,36	11,17	6,71	6,73	28,99	15,58	3,87				
	C2	1142,68	430,69						28,54	12,07	14,59	6,32	3,94	27,54	2,76	4,24				
	C4	847,85	158,66						58,22	19,81	6,85	0,47	1,31	4,40	8,67	0,27				
IG14	C1	2495,87	914,69	66,42	54,57	3,92			47,29	27,37	21,19	3,60	0,14	0,12	0,28	0,02				
	C2								18,61	23,57	20,12	28,67	6,81	0,00	1,16	1,06				
	C4								12,67	13,79	17,28	20,69	19,94	9,60	2,93	3,10				
IG15	C1	502,46	481,83	68,25	26,48	1,88	1927,00		6,21	16,94	9,14	2,58	9,16	40,77	13,97	1,22				
	C2								12,34	12,06	7,35	4,67	12,12	38,78	10,16	2,52				
	C4								33,79	13,84	8,11	6,59	4,88	25,34	5,35	2,09				
IG16	C1	766,12	536,88	63,02	35,78	24,02	542,00		1,30	0,91	27,00	9,94	10,95	0,00	48,46	1,44				

12.4 APÊNDICE 4 - RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DO SEDIMENTO DOS PONTOS MONITORADOS NOS RESERVATÓRIOS

Tabela 12.8: RESULTADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DO SEDIMENTO DOS PONTOS MONITORADOS NOS RESERVATÓRIOS

Pontos	Coleta	NT	PT	Cu	Zn	Co	Mn (µK/g)	Fe	Pb	Cr	Ni	Cd	Seixos	Grânulos	AMG	AG (mm)	AM	AF	AMF	Sítio
FA1	CI	1052,57	507,15	49,78	69,13	3,02	4597,00						2,69	12,27	23,37	28,81	18,06	7,24	0,00	7,57
FA2	CI	5024,46	646,04	135,85	41,45							0,40	4,87	16,20	45,22	18,54	5,57	2,82	4,42	2,37
FA5	CI	1212,62	572,98	73,98	97,65		4156,00						1,52	15,64	34,39	24,49	5,78	6,71	10,29	1,17
FA7	CI	1268,90	538,47	67,47	94,43	36,92	148,67	6653,67		18,55	6,50	0,03	1,34	18,69	29,70	27,61	8,44	0,90	5,83	7,49
	CI	3623,05	555,73	67,15	16,37	1,80							17,68	24,47	27,01	13,87	5,26	4,68	4,87	2,15
	C2																			
FA8	CI	1156,26	605,03	69,28	105,05	42,40	5432,67			17,52	15,07	0,10	4,16	11,56	24,63	24,62	20,28	3,81	8,28	2,66
	CI	1218,26	739,55	103,72	105,67	0,82	4579,33			45,12										
	C3	5479,32	695,88	90,53	112,83	49,55	6382,33			3,57	9,90	0,07								
							659,67													
FA9	CI	1221,26	466,95	123,32	17,78	11,47							2,09	6,78	11,59	32,60	10,44	12,36	23,25	0,88
	CI	1212,47	578,42	52,58	71,72		2501,33			7,37			7,48	12,62	35,37	24,13	4,06	7,36	7,81	1,18
FA11	CI	1278,20	489,15	116,63	74,98		634,00	2011,67		17,87	0,35		1,71	5,53	48,31	23,93	5,89	6,16	5,56	2,92
FA12	C2	3987,52	447,44	97,85	18,42		3313,33			4,42	0,03		3,16	11,80	27,02	34,77	9,13	6,16	6,83	1,14
	C3	683,10	548,75	87,88	22,52						1,25									
SG1	CI	2698,23	536,09	102,88	97,50		2315,00			13,57			11,91	15,34	21,20	14,81	4,72	5,96	4,48	21,59
SG2	CI	3563,64	725,74	86,37	83,22		3264,67			3,92	2,38	0,03	0,18	25,24	25,65	35,42	7,28	2,85	1,69	1,88
	C3	4433,72	594,50	93,18	106,93	50,35	3983,33				8,78	0,50	0,18	19,77	30,31	30,68	8,71	3,16	1,01	6,18
							16,68				2,10		77,27	43,38	66,98	56,55	1,3	24,08	7,58	6,15
SG5	CI	5204,81	536,86	84,63	97,83	1,50	1177,00	4128,33			3,03		3,07	18,52	32,48	25,31	11,13	0,46	6,20	2,82
	C3	1274,38	609,83	95,77	99,70	53,03	7181,33			19,45	6,10	0,07	1,90	11,19	28,95	23,18	8,13	4,80	17,25	4,60
SG6	CI	919,18	825,66	48,32	23,97	15,68					2,10		2,06	11,68	10,04	7,21	9,51	32,93	22,06	4,51
	C3	1161,95	474,75	135,07	48,48	62,90	2210,33			7,45	12,70	0,20	53,18	12,31	1,75	2,93	1,34	6,95	18,57	2,98
SG8	CI	745,47	472,28	81,00	81,12		2007,67	4481,67			2,52		9,05	19,69	22,88	24,38	12,03	2,89	7,59	1,50
	CI	3723,18	539,39	133,63	56,58		6080,00	16293,33		22,60			38,88	31,47	25,96	0,00	0,00	0,00	2,34	1,35
ST5	CI	4362,00	463,10	95,55	49,53	3,02	6021,67	18445,00			1,58		9,09	14,09	29,12	18,72	8,22	4,03	13,00	3,73
ST10	C3	1307,73	632,03	105,73	78,03	53,32	0,00	5541,67		15,60	11,53	0,14	21,25	11,88	15,39	19,24	8,99	14,74	4,90	3,61
CX2	CI	4298,87	633,33	180,98	66,43		1353,83	3837,67		26,25			0,00	0,08	53,33	20,37	13,33	2,91	5,64	4,34
CX3	CI	1442,75	592,76	172,85	31,90		1904,33	3832,33		36,95			2,58	16,41	32,22	28,54	11,94	1,34	3,14	3,84
CX4	CI	2243,22	534,87	138,85	79,60		656,67	3622,67			2,72	0,12	6,79	14,14	14,23	11,25	10,20	22,53	17,52	3,34
	C2	2881,69	602,84	189,50	87,72		1218,33	4428,33		27,28			1,59	22,60	17,16	16,26	15,01	16,71	9,67	0,99
CX5	CI	4127,86	616,54	147,60	30,97		1900,67	2693,00		15,10			0,92	19,58	30,00	29,37	10,69	2,62	6,62	0,19
CX6	CI	907,51	605,97	152,65	80,92	12,88	72,67	572,33			0,17		18,96	14,06	11,47	10,10	12,48	21,16	8,19	3,58
CX8	CI	1545,41	532,73	190,22	29,08		2359,00	4837,33		27,22			16,54	18,75	24,09	23,15	7,24	2,25	7,59	0,39
CX9	CI	1306,22	555,49	159,53	61,47		558,67	2434,33		46,17			35,23	27,27	17,47	5,17	0,31	0,66	3,99	9,89

12.5 APÊNDICE 5 - RESULTADOS DA FAUNA BENTÔNICA DOS PONTOS MONITORADOS RIO IGUAÇU

Tabela 12.9: RESULTADOS DA FAUNA BENTÔNICA DOS PONTOS MONITORADOS RIO IGUAÇU (ind/m²), IG-1 A IG-13

PONTO	COLETA	Chironomidae	Oligochaeta	Nematoda	Prostigmata	Bivalvia	Harpacticoida	Cyclopoida	Ceratopogonidae	Coleoptera	Hirudinea
IG1	C1	37,04	55,56	277,78	314,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	129,63
	C2	0,00	18,52	18,52	18,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C3	0,00	518,52	18,52	18,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C4	0,00	518,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IG2	C1	185,19	0,00	166,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C2	0,00	18,52	111,11	18,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C3	0,00	0,00	111,11	18,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C4	0,00	370,37	55,56	74,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	55,56
	C5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IG3	C1	55,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C4	0,00	18,52	0,00	37,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C5	0,00	4518,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	37,04
IG4	C1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C2	0,00	277,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C3	18,52	592,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C4	0,00	648,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C5	0,00	7629,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IG5	C1	0,00	1962,96	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C2	18,52	0,00	37,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C3	0,00	0,00	0,00	18,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C4	0,00	111,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IG6	C1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C2	0,00	74,07	0,00	55,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C3	111,11	518,52	0,00	55,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C4	0,00	74,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C5	0,00	685,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IG7	C1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C2	37,04	518,52	0,00	0,00	0,00	111,11	92,59	0,00	0,00	0,00
	C3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	18,52
	C5	0,00	3796,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	92,59
IG8	C1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C2	2518,52	0,00	500,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C5	92,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IG9	C1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C2	203,70	407,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C5	0,00	55,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IG10	C1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C2	0,00	814,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C3	0,00	18,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	18,52
IG11	C1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C2	0,00	222,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IG12	C1	18,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C2	18,52	37,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C3	0,00	333,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IG13	C1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C2	74,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tabela 12.10: RESULTADOS DA FAUNA BENTÔNICA DOS PONTOS MONITORADOS RIO IGUAÇU (ind/m², IG-1 A IG-13

PONTO	COLETA	Chironomidae	Oligochaeta	Nematoda	Prostigmata	Bivalvia	Harpacticoida	Cyclopoida	Ceratopogonidae	Coleoptera	Hirudinea
IG14	C1	0,00	0,00	0,00	0,00	185,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C2	0,00	18,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IG15	C1	1277,78	203,70	0,00	0,00	148,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C2	148,15	92,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IG16	C1	5074,07	92,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	129,63	0,00	0,00
	C2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	18,52	0,00
	C3	55,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

12.6 APÊNDICE 6 - RESULTADOS DA FAUNA BENTÔNICA DOS PONTOS MONITORADOS NOS RESERVATÓRIOS

Tabela 12.11: RESULTADOS DA FAUNA BENTÔNICA DOS PONTOS MONITORADOS NOS RESERVATÓRIOS (ind/m²)

PONTO	COLETA	Chironomidae	Oligochaeta	Prostigmata	Bivalvia	Ceratopogonidae
FA-5	C1	0,00	0,00	148,15	0,00	0,00
FA-8	C1	0,00	0,00	92,59	0,00	0,00
FA-9	C2	0,00	18,52	0,00	0,00	0,00
SG-1	C2	0,00	18,52	0,00	0,00	0,00
SG-3	C1	0,00	0,00	0,00	18,52	0,00
SG-6	C2	37,04	0,00	0,00	0,00	0,00
SG-7	C1	0,00	0,00	0,00	0,00	18,52
	C2	259,26	0,00	0,00	0,00	0,00
ST-10	C3	0,00	18,52	0,00	0,00	0,00
CX-3	C1	18,52	0,00	0,00	0,00	0,00
CX-4	C1	18,52	0,00	0,00	0,00	0,00
	C3	18,52	0,00	0,00	0,00	0,00
CX-6	C1	55,56	0,00	0,00	0,00	0,00
CX-8	C1	18,52	0,00	0,00	0,00	0,00