

MARCELO COELHO

**ESTRATÉGIA DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA A
GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS EM BACIAS URBANAS**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, no Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes

CURITIBA

2013

C672e

Coelho, Marcelo

Estratégia de monitoramento da qualidade da água para a gestão de recursos hídricos em bacias urbanas. [manuscrito] / Marcelo Coelho. – Curitiba, 2013.

163f. : il. [algumas color.]; 30 cm.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Ambiental, 2013.

Orientador: Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes.

1. Bacias hidrográficas - Urbanização. I. Universidade Federal do Paraná. II. Fernandes, Cristovão Vicente Scapulatempo. III. Título.

CDD: 551.488

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família, Ivilasio Coelho Filho (pai), Maria Lúcia Melo Coelho (mãe), Thaís Coelho (irmã), Abel Semicek Coelho (filho), Raul Semicek Coelho (filho), Tatiana Kaestner (namorada e futura esposa) e Bruce (cachorro) que, assim como em todas as etapas da minha vida, estava mais uma vez ao meu lado, me apoiando, discutindo ideias (sim, o Bruce também...rsrsrs), assistindo apresentações (a mesma muitas vezes) e dando suporte financeiro.

Agradeço ao meu orientador Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes, que é uma pessoa incrível e vai muito além de um orientador. Cristovão, muito obrigado, você e meu pai são meus ídolos e meus maiores exemplos.

Agradeço à todos os alunos, professores e funcionários do PPGERHA, em especial, Heloíse Garcia Knapik, Carla Cristina Bem, Vanessa Gonçalves, Júlio Werner, Michael Mannich, Ana Paula (Aninha), Tamiris (técnica do laboratório LABEAM), Luís Fernando Dombroski, Luís Carlos Barbosa, Tobias Bleninger (coordenador do PPGERHA), Bruna Polli, Patrícia (salinha de estudos), Luís Buchir, Regina Tiemy kishi, Maria Cristina Borba Braga (revisão minuciosa da dissertação), Tia Carminha (cafezinhos, pipocas e outras guloseimas) e Celmar (secretaria, sempre disposto a ajudar).

Agradeço ao membro externo da banca Dr. José Antonio Oliveira de Jesus pelas contribuições significativas, principalmente na questão de tendências na variável fósforo e no levantamento de questões importantíssimas para a discussão dos resultados, como a necessidade do monitoramento de afluentes e frequência mensal de amostragem.

Agradeço à CAPES pela bolsa de estudos, essencial para a realização desta dissertação. Agradeço ao Instituto das Águas do Paraná pela atenção e fornecimento de dados, especialmente, Nilson e Edson Nagashima.

Agradeço à vida, à natureza, a Deus...que sempre me deram três opções de caminhos a seguir, um de festa e alegria, um de muito trabalho e um terceiro que é a junção dos dois. Andei pelo primeiro, andei pelo segundo e hoje estou no terceiro.

Muito obrigado a todos!

RESUMO

A implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, no Brasil estabelecidos pela Lei nº 9.433/1997, deve ser fundamentada em bases técnicas fornecidas pelo monitoramento de qualidade da água. Bacias hidrográficas urbanas como a Bacia do Alto Iguaçu, na Região Metropolitana de Curitiba, Estado do Paraná, representam um grande desafio quanto a implementação destes instrumentos, não apenas em função de obstáculos políticos e institucionais, mas também em função das incertezas contidas na informação obtida pelo monitoramento de recursos hídricos. Esta pesquisa teve como objetivo o estabelecimento de uma estratégia para o monitoramento de qualidade da água em bacias urbanas, visando a redução de incertezas e do excesso de informações em processos de tomada de decisão. Por meio da realização do monitoramento em pontos estratégicos da Bacia do Alto Iguaçu, complementou-se a série histórica consolidada por estudos anteriores, referente a 34 variáveis de qualidade da água, analisadas em 8 pontos de controle no rio Iguaçu. Adicionalmente, realizou-se o monitoramento de 4 afluentes principais da bacia. Análises de representatividade temporal e espacial, por meio da aplicação de testes de hipóteses e outros métodos, evidenciaram a variabilidade espaço-temporal da qualidade da água, alertando para a necessidade de análise de frequências mais detalhada de séries históricas de bacias urbanas. Além da rejeição das hipóteses de aleatoriedade, homogeneidade, independência e da presença de tendências em séries representantes do aporte de matéria orgânica, os resultados mostraram o baixo impacto dos afluentes no rio principal, comparativamente à outras cargas poluentes adicionais não monitoradas. A análise conjunta dos resultados possibilitou o estabelecimento de uma estratégia para monitoramento de qualidade da água em bacias urbanas. Os resultados desta pesquisa representam uma importante referência no âmbito de estudos de representatividade de séries históricas de qualidade da água em bacias urbanas.

Palavras-chave: Bacias urbanas, Instrumentos da Gestão de Recursos Hídricos, Estratégias de monitoramento.

ABSTRACT

The implementation of the Water Resources Planning and Management instruments, established by the Brazilian law 9.433/1997, is strongly dependent on technical approaches provided by strategies of water quality monitoring. These instruments applied to urban watersheds as the Alto Iguaçu, in Curitiba's Metropolitan Region, State of Paraná, is challenging, not only due to political and institutional obstacles, but also to uncertainty in the information obtained in the monitoring processes. The main goal of this research was the establishment of a strategy for water quality monitoring in an urban watershed, aiming at the reduction of uncertainty and excess of information in decision-making processes. The time series of 34 variables sampled in 8 points in the Iguaçu river, provided by previous studies, was supplemented by additional monitoring, including major tributaries of the Iguaçu river. Spatial and temporal analysis of representativeness, performed by applying hypothesis tests and other methods, showed the water quality variability in urban watersheds. The results prompted the need for careful analysis of frequencies in these time series. Besides the rejection of the hypothesis of randomness, homogeneity, independence and the presence of trends in series that represent organic inputs in the watershed, the results showed the low impact of the major tributaries in the main river, comparatively to other inputs. The additional unmonitored contributions were much more relevant. The joint analysis of the results allowed the establishment of a strategy for water quality monitoring in urban watersheds. The results of this research can provide an important reference in the scope of representativeness of water quality time series of urban watersheds.

Key-words: Urban watersheds, Instruments of water resources management, Monitoring strategies.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da Bacia do Alto Iguaçu	13
Figura 2 - Hidrografia e urbanização na Bacia do Alto Iguaçu	14
Figura 3 – Usos do solo na Bacia do Alto Iguaçu.....	17
Figura 4 - Etapas de um programa de monitoramento.....	23
Figura 5 - Procedimento metodológico.....	53
Figura 6 - Pontos de monitoramento	55
Figura 7 - Curva de permanência de vazões da estação Porto Amazonas (65035000) (ponto IG7)	57
Figura 8 – Frequência de amostragens.....	66
Figura 9 - Distribuição sazonal dos dados da série histórica de qualidade da água por ponto de monitoramento	66
Figura 10 - Precipitação acumulada na semana anterior a cada coleta	67
Figura 11 - Concentração de DBO do ponto IG5 em função de chuva acumulada 7 dias anteriores à cada coleta.....	67
Figura 12 – Tamanho da amostra para as séries de qualidade no rio principal (rio Iguaçu) por ponto e variável de monitoramento	69
Figura 13 - Tamanho da amostra para as séries de qualidade dos afluentes por ponto e variável de monitoramento	69
Figura 14 – Tamanho da amostra de dados de carga no rio principal (rio Iguaçu) por ponto e variável de monitoramento	70
Figura 15 - Tamanho da amostra de dados de carga nos afluentes por ponto e variável de monitoramento	70
Figura 16 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis para verificação de homogeneidade sazonal nas séries de qualidade e quantidade por ponto de monitoramento	72
Figura 17 - Resultados do Teste das Medianas para verificação complementar de homogeneidade sazonal nas séries de qualidade e quantidade por ponto de monitoramento	73
Figura 18 - Resultados do Teste das Sequências (<i>Runs Test</i>) para verificação de aleatoriedade nas séries de qualidade e quantidade por ponto de monitoramento ..	75

Figura 19 - Resultados do Teste de Mann-Whitney para verificação de homogeneidade nas séries de qualidade e quantidade por ponto de monitoramento	77
Figura 20 - Resultados do Teste de Wald e Wolfowitz para verificação de independência nas séries de qualidade e quantidade por ponto de monitoramento	79
Figura 21 - Resultados de análise de tendências nas séries de qualidade da água	81
Figura 22 - Resultados de análise de tendências em séries de quantidade	82
Figura 23 - Box plots de concentração e carga (DQO, DBO, DOC)	84
Figura 24 - Box plots das variáveis T, SECCHI, COND, TURB, pH e Q.....	85
Figura 25 - Box plots de concentração e carga (OD e OD _{WINKLER})	86
Figura 26 - Box plots de concentração e carga (NH ₄ ⁺ , N _{ORG} , N _{KEJHDHAL})	87
Figura 27 - Box plots de carga e concentração (NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , N _T)	88
Figura 28 – Box plots das variáveis Coliformes totais e Coliformes Fecais	89
Figura 29 - Box plots de carga e concentração (PO ₄ ³⁻ , P _{DISS} , P _{PART}).....	90
Figura 30 - Box plots de carga e concentração (P _{ORG DISS} , OD _{WINKLER} , S _{SED}).....	91
Figura 31 - Box plots de carga e concentração (STT, STF, STV).....	92
Figura 32 - Box plots de carga e concentração (SDT, SDF, SDV)	94
Figura 33 - Box plots de carga e concentração (SST, SSF, SSV)	95
Figura 34 – Balanço de massa simplificado das coletas de 28/08/12 e 02/10/12...	102
Figura 35 - Balanço de massa simplificado das coletas de 24/10/12 e 21/11/12....	103
Figura 36 - Balanço de massa simplificado da coleta de 12/12/12	104
Figura 37 - Excesso de cargas médio no balanço de massa simplificado de cada trecho do rio Iguaçu e cargas médias dos afluentes entre cada do trecho	106
Figura 38 - Curva duplo cumulativa para as variáveis DQO, DBO, DOC, OD, OD _{WINKLER} e Q (Análise I).....	108
Figura 39 - Curva duplo cumulativa das variáveis N _{ORG} , NH ₄ ⁺ , N _{KEJHDHAL} , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , N _T (Análise I).....	110
Figura 40 - Curva duplo cumulativa das variáveis PO ₄ ³⁻ , P _{DISS} , P _T , STT, STF E STV (Análise I).....	111
Figura 41 - Curva duplo cumulativa das variáveis SST, SSF, SSV, SDT, SDF, SDV (Análise I).....	113
Figura 42 - Curva duplo cumulativa das variáveis DQO, DBO, DOC, OD, OD _{WINKLER} e Q (Análise II).....	115

Figura 43 - Curva duplo cumulativa das variáveis N_{ORG} , NH_4^+ , $N_{KJEHDHAL}$, NO_2^- , NO_3^- , N_T (Análise II).....	116
Figura 44 - Curva duplo cumulativa das variáveis P_{PART} , $P_{ORG DISS}$, P_{DISS} , PO_4^{3-} , P_T , S_{SED} (Análise II).....	117
Figura 45 - Curva duplo cumulativa das variáveis STT , STF , STV , SST , SSF , SSV (Análise II).....	118
Figura 46 - Curva duplo cumulativa das variáveis SDT e SDF (Análise II)	119
Figura 47 - Curva duplo cumulativa da variável SDV (Análise II).....	119
Figura 48 – Probabilidades condicionais para DBO	122
Figura 49 – Probabilidades condicionais para OD	123
Figura 50 - Probabilidades condicionais para NH_4^+	125
Figura 51 - Probabilidades condicionais para P_T	126
Figura 52 - Probabilidades condicionais para Turbidez.....	128
Figura 53 - Proposta de estratégia de monitoramento para a Bacia do Alto Iguaçu.....	133
Figura 54 - Proposta de estratégia de monitoramento para bacias urbanas	134

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Áreas de drenagem das sub-bacias do alto Iguaçu.....	14
Tabela 2 - Grau de urbanização, taxa média anual de crescimento geométrico populacional dos municípios da Bacia do Alto Iguaçu	16
Tabela 3 - Cobertura vegetal na Bacia do Alto Iguaçu	17
Tabela 4 - População e condições de saneamento dos municípios com área total ou parcial na Bacia do Alto Iguaçu	18
Tabela 5 - Padrões de qualidade da água para classes 2 e 3 segundo resolução conama nº 357/2005.....	20
Tabela 6 - Qualidade da água em termos de DBO para os afluentes do rio Iguaçu na vazão de referência $Q_{95\%}$	21
Tabela 7 - Participação na poluição orgânica por diferentes atividades na Bacia do Alto Iguaçu.....	22
Tabela 8 - Forma física preponderante representada pelas variáveis de qualidade da água de rios.....	28
Tabela 9 - Descrição dos erros tipo I e II em testes de hipóteses	39
Tabela 10 - Guia para escolha de alguns testes de hipóteses	40
Tabela 11 - Regras para rejeição de H_0 no teste de Mann-Kendall (análise de tendências)	47
Tabela 12 - Informações sobre os pontos de monitoramento.....	54
Tabela 13 - Descrição das variáveis e métodos de análise em laboratório	58
Tabela 14 - Descrição dos equipamentos para medições de parâmetros <i>in loco</i>	59
Tabela 15 – Pontos, variáveis e datas consideradas na aplicação do método curva duplo cumulativa (Análise I).....	62
Tabela 16 - Pontos, variáveis e datas consideradas no método curva duplo cumulativa (Análise II).....	63
Tabela 17 - Sinal do balanço de massa simplificado	98

LISTA DE SIGLAS

ANA - Agência Nacional de Águas
COND - Condutividade
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio
DOC - *Dissolved Organic Carbon* (Carbono Orgânico Dissolvido)
DQO - Demanda Química de Oxigênio
LABEAM – Laboratório de Engenharia Ambiental
 NH_4^+ - Nitrogênio Amoniacal
 $\text{N}_{\text{KEJHDHAL}}$ – Nitrogênio Kejhthal
 NO_2^- - Nitrito
 NO_3^- - Nitrato
 N_{ORG} – Nitrogênio Orgânico
 N_T – Nitrogênio Total
 P_{DISS} – Fósforo Dissolvido
pH – Potencial Hidrogeniônico
 PO_4^{3-} - Ortofosfato
 $\text{P}_{\text{ORG DISS}}$ – Fósforo Orgânico Dissolvido
 P_{PART} – Fósforo Particulado
 P_T – Fósforo Total
Q - Vazão
RMC – Região Metropolitana de Curitiba
SDF – Sólidos Dissolvidos Fixos
SDT - Sólidos Dissolvidos Totais
SDV - Sólidos Dissolvidos Voláteis
SSF – Sólidos Suspensos Fixos
SST – Sólidos Suspensos Totais
SSV – Sólidos Suspensos Voláteis
STF – Sólidos Totais Fixos
STT – Sólidos Totais Totais
STV – Sólidos Totais Voláteis
 S_{SED} – Sedimentáveis

T – Temperatura

TOC – *Total Organic Carbon* (Carbono Orgânico Total)

TURB - Turbidez

UC – Unidade de Conservação

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Evidências de Interesse	3
1.2 Objetivos	6
1.3 Abordagem Metodológica.....	7
1.4 Organização do Documento.....	8
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	10
2.1 A Questão Urbana e a Gestão de Recursos Hídricos	10
2.1.1 Bacia do Alto Iguaçu	12
2.2 O Monitoramento da Qualidade da Água para a Gestão de Recursos Hídricos.....	22
2.3 Estratégias de Monitoramento.....	25
2.4 Análise dos Dados.....	31
2.4.1 Medidas de Localização.....	32
2.4.2 Medidas de Dispersão	33
2.4.3 Medidas de Assimetria.....	34
2.4.4 <i>Box Plots</i>	35
2.4.5 Incerteza nos Dados	36
2.4.6 Testes de Hipóteses	38
2.4.7 Análise de Tendências.....	46
2.5 Síntese da Revisão Bibliográfica.....	50
3. MATERIAIS E MÉTODOS	53
3.1 Monitoramento da Qualidade da Água.....	54
3.2 Características das Séries.....	59
3.3 Representatividade Temporal	60
3.4 Representatividade Espacial	60
3.4.1 <i>Box Plots</i>	60
3.4.2 Balanço de Massa Simplificado	60

3.4.3	Curva Duplo Cumulativa.....	61
3.4.4	Probabilidades Condicionais	64
4.	RESULTADOS.....	65
4.1	Característica das Séries.....	65
4.2	Representatividade Temporal.....	74
4.2.1	Aleatoriedade	74
4.2.2	Homogeneidade	76
4.2.3	Independência.....	78
4.2.4	Análise de Tendências	80
4.3	Representatividade Espacial.....	83
4.3.1	<i>Box Plots</i>	83
4.3.2	Balanço de Massa Simplificado.....	96
4.3.3	Curva Duplo Cumulativa.....	107
4.3.4	Probabilidades Condicionais	120
4.4	Síntese dos Resultados e Proposta da Estratégia.....	128
5.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	135
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	138

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural fundamental para todos os seres. No homem, mais de 60% do seu peso é água e em certos animais aquáticos esta porcentagem é ainda mais marcante, em torno de 98% (SPERLING, 2005). Sua relevância está associada aos distintos usos, que tornam sua inserção nas questões de planejamento e gestão um desafio.

A necessidade de água para o abastecimento público, irrigação, usos industriais, geração de energia elétrica, entre outros, concentrou o desenvolvimento das comunidades nas proximidades de corpos hídricos como rios e lagos, garantindo assim a facilidade de acesso e transporte do recurso. Entretanto, para cada uso faz-se necessário o atendimento a determinados níveis de qualidade. A água, em função da elevada capacidade para dissolver uma infinidade de compostos, é considerada um solvente universal. Inevitavelmente, o conjunto de “serviços” exercidos pelos corpos hídricos em benefício da sociedade, se não acompanhado por ações de planejamento e gestão, resulta na degradação da qualidade e indisponibilidade do recurso para os diversos usos. Ambientes aquáticos representam a principal forma de destinação final de efluentes domésticos e industriais em ambientes urbanos.

A redução da disponibilidade hídrica para usos mais nobres como abastecimento público, dessedentação de animais e uso agrícola, além da formação de um meio de desenvolvimento e propagação de doenças, perda de biodiversidade e prejuízos para o desenvolvimento social e econômico, estão entre as principais consequências da poluição de corpos hídricos. Houlder (1999) *apud* Coelho (2004) afirma que cerca de um sexto da humanidade não tem acesso à água potável e que mais que o dobro desse número – cerca de 40% da população mundial – não conta com saneamento adequado. Afirma, também, que o estoque de água doce do planeta estará quase todo comprometido dentro de aproximadamente 25 anos, quando mais de 3 bilhões de pessoas irão lidar com a escassez hídrica.

Neste contexto, o desafio da consolidação de estratégias para a gestão de recursos hídricos, seja pela implementação de seus instrumentos, seja pela inserção de desafios de sustentabilidade, não é trivial. Garantir disponibilidade hídrica em quantidade e qualidade para gerações atuais e futuras, considerando projeções de

crescimento populacional, desenvolvimento econômico e expansão urbana desordenada característica de países em desenvolvimento, torna o desafio ainda maior. Adicionalmente ao desafio, as necessidades prioritárias não estão na preservação do meio ambiente, mas sim nas áreas de educação, saúde, habitação e saneamento básico, limitando ainda mais a disponibilidade de recursos financeiros para a gestão das águas.

No Brasil, apesar do estabelecimento da Política Nacional de Recursos Hídricos e dos instrumentos para a Gestão de Recursos Hídricos por meio da Lei nº 9.433/1997, o índice médio de qualidade de águas superficiais próximas a regiões metropolitanas em 2008 foi classificado entre péssimo e ruim (ANA, 2010). A situação evidencia não apenas o caráter de longo prazo dos resultados das ações de gestão de recursos hídricos, mas também, a dificuldade dos sistemas de gestão quanto a implementação de seus instrumentos, a saber:

- Plano de Recursos Hídricos;
- Enquadramento dos corpos de água em classes segundo os usos preponderantes;
- Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;
- Cobrança pelo uso de recursos hídricos e;
- Sistema de informações sobre recursos hídricos.

Além de obstáculos políticos e institucionais na implementação de instrumentos como a cobrança pelo uso de recursos hídricos, conforme discutido em Porto e Lobato (2004), há também dificuldades relativas ao fornecimento de bases técnicas consistentes para implementação dos instrumentos.

O monitoramento da qualidade de água é a ferramenta responsável por alimentar o sistema de informações sobre recursos hídricos que, por sua vez, irá servir de base técnica na implementação dos demais instrumentos. O sucesso do planejamento de recursos hídricos, que muitas vezes envolve o estabelecimento de metas de despoluição hídrica, visando o atendimento aos padrões de qualidade da água segundo as classes de enquadramento dos corpos de água, é altamente dependente da consistência da informação fornecida pelo monitoramento. Portanto, paralelamente aos obstáculos políticos e institucionais, é necessário dar atenção aos aspectos técnicos, fundamentais no embasamento de discussões e processos de

tomada de decisão associados, principalmente, à implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos.

Apesar da importância das séries históricas de dados de qualidade da água, geradas pelo monitoramento de recursos hídricos, para a Gestão de Recursos Hídricos, pouca atenção tem sido dada a questão da sua representatividade. Em consequência, torna-se comum o estabelecimento de redes de monitoramento com excesso de informações carregadas de incerteza, elevando os custos de execução do programa desnecessariamente ou, ainda, redes com falta de informação.

Nesta pesquisa é apresentada uma análise detalhada sobre questões de representatividade de séries históricas de qualidade da água e redes de monitoramento, visando explorar ações mais simplificadas que, da mesma forma, possibilitem a obtenção de informações consistentes para os diversos objetivos da Gestão de Recursos Hídricos. O estudo é conduzido na Bacia do Alto Iguaçu, localizada na Região Metropolitana de Curitiba, Estado do Paraná. Ênfase é dada a análise mais detalhada do conjunto de informações necessárias para caracterização da dinâmica da qualidade da água em bacias urbanas, pela inserção de mais pontos de amostragens simultâneas, em afluentes principais, além dos pontos do monitoramento tradicional, em pontos no rio principal.

1.1 EVIDÊNCIAS DE INTERESSE

A Bacia do Alto Iguaçu está inserida na questão do item anterior, com destaque para sua natureza essencialmente urbana que influencia nos processos de poluição dos corpos hídricos da região. Baümler (2005), Przybysz (2007), Kondageski (2008), França (2009), Knapik (2009), Pitrat (2010), Gonçalves (2011), Coelho e Kishi (2011), entre outros, abordaram diversos temas relacionados a Gestão de Recursos Hídricos como a modelagem matemática de qualidade de água e o enquadramento de corpos de hídricos, contribuindo significativamente para o avanço no entendimento da dinâmica, principalmente, da matéria orgânica em ambientes aquáticos urbanos, assim como, na interpretação de séries históricas de dados da qualidade da água originadas no monitoramento de recursos hídricos.

Estas pesquisas tiveram sua fundamentação metodológica estabelecida com a consolidação de uma base de dados gerada a partir de 37 coletas em 8 pontos de

controle ao longo do rio Iguaçu, incluindo a análise de 34 variáveis da qualidade da água. O monitoramento teve início em 06/2005 com o Projeto Enquadramento - “*Bacias Críticas: Bases Técnicas para a definição de Metas Progressivas para seu Enquadramento e a Integração com os demais Instrumentos de Gestão*”, desenvolvido em parceria entre a Universidade Federal do Paraná (UFPR) e a Universidade de São Paulo (USP), estendendo-se até 07/2006. No ano de 2008, foi dada continuidade pelo desenvolvimento de duas dissertações de mestrado (KNAPIK, 2009; FRANÇA, 2009). De 2009 a 2011, pelo Projeto Integra – “*Disponibilidade Hídrica para Aplicação dos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos: Quantidade e Qualidade de Água*”, desenvolvido pela UFPR, e em 2012 pelo presente projeto.

A questão da representatividade nas estratégias de monitoramento adotadas nestas pesquisas não foi o objeto principal de motivação. No entanto, esta preocupação torna-se evidente em algumas pesquisas mais recentes. França (2009) investiga a possibilidade de redução do número de variáveis e pontos de monitoramento por meio de análise estatística multivariada. Knapik (2009), entre outros resultados, identifica a ausência de impacto nas informações sobre localização e distribuição dos dados em diagramas de caixa (*box plots*), em função da inserção de mais dados nas séries históricas. Gonçalves (2011) estuda a variação da qualidade da água em diversos pontos de uma seção transversal constatando ausência de diferenças significativas, entre outras. Estas pesquisas, indiretamente, questionam a representatividade da estratégia de monitoramento visando ações mais simplificadas que da mesma forma possam conferir consistência às informações.

Internacionalmente, é comum a preocupação a cerca da representatividade dos dados provenientes do monitoramento de qualidade da água. De acordo com Sanders *et al.* (1983), o monitoramento conduzido sobre extensas áreas geográficas envolvendo muitos quilômetros de rios é uma atividade complicada e que permanece não resolvida em muitos casos. Dedicase muito esforço à coleta de amostras ao invés de questões de representatividade espacial e temporal, tipo de técnicas de análise dos dados ou uso dos dados. Entre os poucos exemplos, Wetering e Groot (1986) apresentam uma revisão do programa de monitoramento das águas geridas pelo Estado da Holanda, (*Netherlands*) realizada em 1981 e 1982, com o objetivo de atingir um equilíbrio entre esforços de monitoramento e

informação obtida. Considerando as questões de representatividade espacial e temporal, técnicas para análise de dados, e uso dos dados, a revisão do programa, por meio de técnicas estatísticas, possibilitou a redução de 400 pontos de monitoramento para 260 em 1983.

Atualmente, existem muitas pesquisas envolvendo a otimização de estratégias de monitoramento, redução de incertezas e aumento de representatividade, assim como, muitas outras sendo produzidas a partir de estratégias desenvolvidas sem uma preocupação maior sobre a representatividade e consistência das informações (STROBL e ROBILLARD, 2008). De acordo com Michl *et al.* (2011), as estratégias de monitoramento, frequentemente, falham na captura de informações relevantes sobre a bacia hidrográfica para dar suporte à tomada de decisões se não houver uma comunicação efetiva entre monitoramento, modelagem e tomada de decisão. O que significa dizer que a redução da incerteza em processos de tomada de decisão na Gestão de Recursos Hídricos será possível apenas se as respostas do meio ambiente às ações antrópicas forem simuladas por meio de modelos matemáticos apropriados, calibrados com dados representativos, obtidos a partir de estratégias de monitoramento adequadas aos objetivos da gestão.

Em grande parte das pesquisas a verificação da representatividade está voltada para o desenvolvimento da estratégia, estabelecendo variáveis, pontos e frequências de amostragem que irão fornecer dados representativos. Em estudos da qualidade da água, ao contrário de estudos hidrológicos, é incomum a verificação da representatividade estatística dos dados, posteriormente ao estabelecimento da estratégia. Em dados hidrológicos, segundo Naghettini e Pinto (2007), é de fundamental importância a verificação da premissa de base, de que se trata de uma amostra aleatória simples, extraída de uma população única, cuja função de probabilidades é desconhecida *a priori*. Nesta premissa estão implícitas as hipóteses de aleatoriedade, independência, homogeneidade e estacionariedade. Esta verificação é realizada no intuito de validar a aplicação de métodos estatísticos para análise de frequências. Estas hipóteses poderiam ser testadas em séries de dados da qualidade da água, com o mesmo objetivo, isto é, validar a aplicação de métodos estatísticos para a análise de frequências, no entanto, não são, não havendo em literatura uma justificativa.

A exclusão da verificação da representatividade de dados da qualidade da água como parte do desenvolvimento de uma estratégia de monitoramento, sem uma justificativa científica, é a motivação central desta pesquisa. Séries de dados da qualidade da água, frequentemente são analisadas por meio de métodos estatísticos para obtenção das informações que subsidiarão as decisões de gestão de recursos hídricos e, no entanto, podem ser originadas por estratégias mal desenvolvidas e incapazes de fornecer informações consistentes.

1.2 OBJETIVOS

O Objetivo desta pesquisa foi estabelecer uma estratégia para o monitoramento de qualidade da água em ambientes urbanos, de forma a garantir sua representatividade e, conseqüentemente, consistência de informações para implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos.

Como objetivos específicos esta pesquisa propõe-se a:

- Avaliar a representatividade temporal de séries históricas de qualidade da água na Bacia do Alto Iguaçu, a fim de validar a aplicação de métodos estatísticos para análise de suas frequências e avançar no entendimento de sua variabilidade;
- avaliar a representatividade espacial de séries históricas da qualidade da água na Bacia do Alto Iguaçu, a fim de determinar a relevância de cada ponto de monitoramento na rede estabelecida, com ênfase para a relevância do monitoramento de afluentes do rio principal;
- analisar de forma conjunta os resultados de análises de representatividade, a fim de consolidar um estratégia de monitoramento da qualidade da água em bacias urbanas.

1.3 ABORDAGEM METODOLÓGICA

O estudo teve início a partir da definição de campanhas de monitoramento da qualidade da água na Bacia do Alto Iguaçu, adicionais às campanhas integrantes do banco de dados previamente consolidado no rio Iguaçu. As campanhas adicionais incluíram o monitoramento de 4 afluentes principais do rio Iguaçu, no intuito de avaliar sua relevância no entendimento da dinâmica da poluição orgânica no rio Iguaçu. Duas equipes foram mobilizadas, a fim de realizar a amostragem, aproximadamente simultânea, dos pontos de monitoramento estabelecidos, possibilitando, desta forma, a realização de comparações representativas das condições da qualidade da água entre os pontos num determinado instante. Foi mantido o mesmo conjunto de 34 variáveis tradicionais de monitoramento no Alto Iguaçu, pois, este conjunto é composto por diversos elementos que representam diferentes características da matéria orgânica, fornecendo informações, por exemplo, do estágio de degradação em que esta se encontra num determinado ponto do rio.

Aos dados obtidos no monitoramento foram aplicados métodos matemáticos e estatísticos para avaliação das representatividades temporal e espacial. A representatividade temporal refere-se a capacidade da série histórica de dados representar o período inteiro em que ela foi gerada, ou uma parte considerada, e assim, produzir medidas de localização e dispersão, entre outras informações, representativas do período em questão. A representatividade espacial refere-se a capacidade dos pontos de monitoramento de representar parte da área de drenagem da bacia ou trecho do rio monitorado. Inicialmente foram analisadas características das séries de dados como frequências de amostragem, tamanho das amostras (séries de dados) e sazonalidade, a fim de se obter bases técnicas para a discussão dos resultados. Em seguida, verificou-se a representatividade temporal das séries históricas de qualidade da água por meio da aplicação de testes de hipóteses, a fim de validar a aplicação de métodos estatísticos para análise de frequências. Foram testadas as hipóteses de aleatoriedade, independência e homogeneidade, conforme Naghettini e Pinto (2007), exceto a hipótese de estacionariedade, que foi substituída pela análise de tendências, que tem como hipótese nula a estacionariedade da série de dados, e hipóteses alternativas de

aumento ou diminuição, em termos de carga ou concentração, ao longo de períodos relativamente extensos de tempo (anos). Para as análises de representatividade espacial foram utilizados box plots para realização de comparações entre as distribuições de frequências dos diferentes pontos de monitoramento, balanços de massa para, principalmente, avaliar o impacto dos afluentes no rio principal, curvas duplo cumulativas para verificar a homogeneidade das cargas de cada ponto em relação aos demais e probabilidades condicionais, a fim de identificar relações e similaridades, em termos de concentração, entre os pontos de monitoramento.

Finalmente, os resultados foram analisados conjuntamente para a consolidação de uma estratégia para o monitoramento da qualidade da água na Bacia do Alto Iguaçu com considerações válidas para bacias urbanas de uma forma geral.

1.4 ORGANIZAÇÃO DO DOCUMENTO

Inicialmente, no item 2, apresenta-se uma discussão sobre a questão urbana para a Gestão de Recursos Hídricos, que inclui a descrição da Bacia do Alto Iguaçu, contendo informações sobre localização geográfica da bacia, clima e relevo predominante da região, informações sobre uso e ocupação do solo, disponibilidade hídrica e condições da qualidade da água na bacia. Em seguida, apresenta-se uma revisão sobre a importância do monitoramento para a Gestão de Recursos Hídricos, destacando os principais objetivos associados ao desenvolvimento de redes de monitoramento e os principais conceitos e técnicas adotadas para o desenvolvimento das estratégias de monitoramento e análise dos dados.

No item 3 são apresentados os materiais e métodos utilizados desde a coleta de amostras até as análises matemáticas e estatísticas aplicadas nas diversas etapas para avaliação da representatividade. São apresentados os detalhes referentes à análise das características das séries, técnicas de amostragem, laboratório, aplicação de testes de hipóteses e métodos para avaliação da representatividade espacial.

No item 4 são apresentados os resultados acompanhados de discussões detalhadas e reflexões sobre cada análise e a proposta de uma estratégia de monitoramento da qualidade da água para a Bacia do Alto Iguaçu e bacias urbanas

de forma geral. Por fim, no item 5, apresentam-se as considerações finais e recomendações para pesquisas futuras.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A QUESTÃO URBANA E A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

A urbanização é um fenômeno rápido e penetrante que ocorre em bacias hidrográficas em função do crescimento populacional e necessidades de desenvolvimento social e econômico. À medida que a população cresce, a urbanização se expande sobre áreas cada vez maiores. Com a expansão urbana, tornam-se crescentes as necessidades por água para diversos usos, alimentos, energia elétrica, e sistemas de coleta e tratamento de esgotos domésticos e industriais. No entanto, principalmente em países em desenvolvimento, há um retardo nos serviços de coleta e tratamento de esgotos. Atualmente, grande parte da população mundial vive sobre áreas urbanas e espera-se que pelo ano de 2030, aproximadamente 60% da população mundial esteja concentrada nestas áreas, em grande parte devido ao avanço dos países em desenvolvimento (UN Population Division (1997), US Census Bureau (2001) *apud* Paul e Meyer (2001)).

Conforme a população urbana se expande, os ambientes urbanos passam a exercer um papel fundamental nos ciclos biogeoquímicos, como ciclos do carbono, fósforo e nitrogênio, cujas etapas, incluem o meio atmosférico, aquático e terrestre. Segundo Paul e Meyer (2001), sabe-se pouco a respeito dos impactos ecológicos, principalmente em termos de biodiversidade, relacionados às alterações causadas pela expansão urbana no meio ambiente. Alguns impactos são visíveis, como ausência de peixes, mau cheiro e aumento de casos de doenças veiculadas por água ou ar em más condições de qualidade. Dentre os impactos mais estudados relacionados ao processo de expansão urbana estão os efeitos físicos e químicos da urbanização em águas superficiais, como erosão, aumento do escoamento superficial e variações na composição química da água nestes ambientes.

Em escala mundial, as informações provenientes do monitoramento de qualidade da água, em geral, permitem concluir que há um aumento de concentração em praticamente todos os constituintes monitorados, mas consistentemente, na demanda por oxigênio, condutividade, sólidos suspensos,

amônia, hidrocarbonetos e metais (Porcella e Sorenson (1980), Lenat e Crawford (1994), Latimer e Quinn (1998), USGS (1999) *apud* Paul e Meyer (2001)).

Os efeitos observados sobre a qualidade da água são consequência de um conjunto extenso de fatores que variam conforme o tipo de uso e ocupação do solo e características meteorológicas da região. Áreas industriais, residenciais e rurais inseridas no contexto urbano, afetam os recursos hídricos de forma diferenciada. A forma como a poluição atinge os corpos de água também varia, dividindo-se em duas categorias, as fontes pontuais e as fontes difusas de poluição. Nas fontes pontuais estão inclusos os lançamentos de efluentes realizados por plantas de tratamento de esgotos domésticos e industriais e os próprios afluentes principais de um rio principal. Nas fontes difusas incluem-se diversas formas de contribuição que alcançam os corpos aquáticos, principalmente, em função das chuvas pelo escoamento superficial. Dentre estas, pode-se citar as cargas de nitrogênio e fósforo decorrentes do uso de fertilizantes e de material orgânico de excrementos de animais, tanto em meio urbano como rural, os resíduos gerados em função do intenso fluxo de transportes, especialmente de grandes centros urbanos (TOMAZ, 2006).

Paralelamente ao advento da crescente poluição e degradação dos ambientes aquáticos urbanos está a crescente demanda por água, que deve atender padrões pré-determinados de qualidade exigidos pelos diversos setores sociais e econômicos. Garantir esta disponibilidade tem sido um grande desafio em diversas regiões do mundo. De acordo com Varis e Vakkilainen (2001), países superpopulosos como a China, onde habitam aproximadamente 1/6 da população mundial, destes, 400 milhões em ambientes urbanos, atualmente, enfrentam sérios problemas relacionados a disponibilidade hídrica. Segundo os autores, Ásia e Europa são os continentes com menor disponibilidade hídrica per capita. Grande parte dos desafios, assim como no Brasil, são de cunho institucional, político e econômicos (PORTO e LOBATO, 2004). Entretanto, a despoluição dos corpos hídricos e o aumento da eficiência no uso da água são igualmente considerados como parte dos desafios.

2.1.1 Bacia do Alto Iguaçu

É consenso que a degradação de corpos hídricos, em termos físicos, químicos e biológicos está diretamente associada ao processo de urbanização. Assim como, é consenso que a expansão urbana é um processo contínuo que necessita de planejamento. A Bacia do Alto Iguaçu certamente insere-se neste contexto, apresentando processos avançados de degradação da qualidade da água de todos os rios urbanos em função do processo de urbanização desacompanhado dos serviços de saneamento (COELHO, 2011). O avanço sobre áreas de mananciais de abastecimento público na bacia ocasiona o aumento da contaminação dos reservatórios, não apenas por material orgânico, mas também pelo aporte de metais pesados, tornando necessária a implementação de medidas de gestão para controle de fontes pontuais e também difusas (PITRAT, 2010; COSTA *et al.*, 2011). Diversas outras pesquisas na Bacia do Alto Iguaçu ressaltam as péssimas condições de qualidade da água na bacia, com rios apresentando elevado risco de não atendimento aos limites de classe de enquadramento, tanto em afluentes como no rio principal (KNAPIK, 2009; PRZYBYSZ, 2007), limitando o desenvolvimento social e econômico da região em função da redução da disponibilidade hídrica (PRZYBYSZ, 2007).

Localização, Relevo e Clima

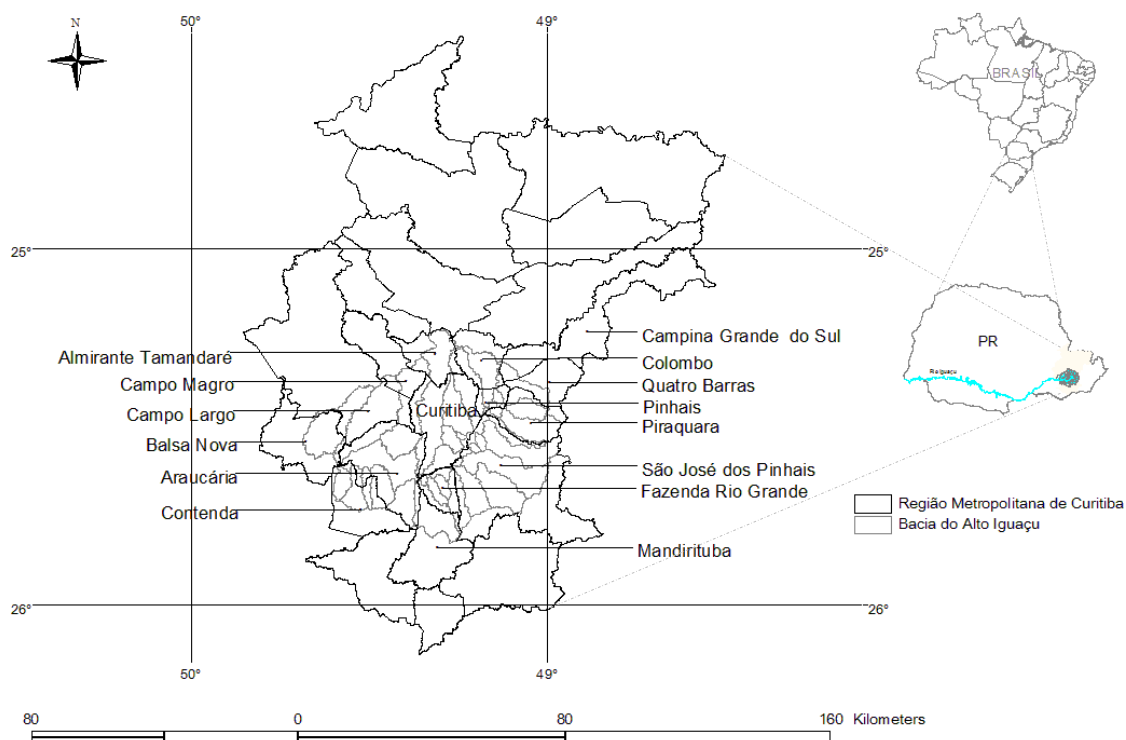
Conforme a Figura 1, a Bacia do Alto Iguaçu encontra-se no Estado do Paraná, na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), abrange 15 municípios, entre os quais, Curitiba, capital do Estado do Paraná e localiza-se entre as latitudes 25° 13' 48" e 25° 49' 48" S e longitudes 48° 57' 36" e 49° 41' 24" O.

O rio Iguaçu possui suas nascentes junto ao lado ocidental da Serra do Mar, estendendo-se por 1.320 km até sua foz no rio Paraná, o qual representa a fronteira ocidental do Estado do Paraná. Sua extensão na Bacia do Alto Iguaçu é de, aproximadamente, 90 km, e sua área de drenagem é composta por 29 sub-bacias mais a área de contribuição direta do rio Iguaçu, totalizando aproximadamente 3.000 km². Na Figura 2 encontram-se ilustrados a hidrografia principal e o relevo da bacia. As sub-bacias principais do Alto Iguaçu estão identificadas com numeração de 1 a

30 correspondente à numeração na Tabela 1, para leitura das informações referentes a cada sub-bacia.

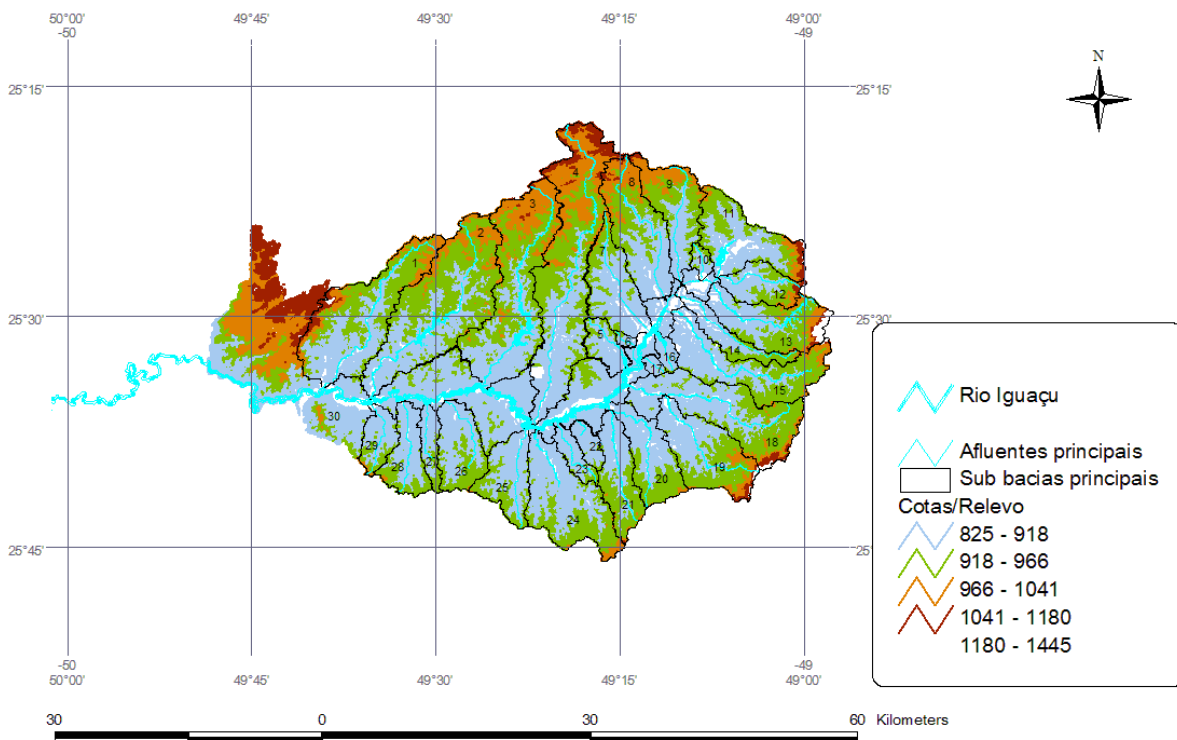
O relevo que caracteriza a Bacia do Alto Iguaçu é constituído, em sua maior extensão, por uma topografia ondulada, de colinas arredondadas. Nas vertentes ocidentais da Serra do Mar observam-se as maiores altitudes da região, entre 1200 e 1400 metros (INSTITUTO DAS ÁGUAS, 2013).

Segundo o Plano Municipal de Regularização Fundiária em Áreas de Preservação Permanente (2007), o clima da RMC é tipicamente temperado. A temperatura média anual corresponde a 16,5 °C, sendo a média do mês mais frio igual a 12,6 °C e a do mês mais quente igual a 20,1 °C. A precipitação média anual corresponde a 1413 mm/ano, não apresentando déficit hídrico e as chuvas são bem distribuídas durante o ano, com leve declínio no inverno.



FONTE: Adaptado de dados georreferenciados de Instituto das Águas do Paraná (2013)

Figura 1 - Localização da Bacia do Alto Iguaçu



FONTE: Adaptado de dados georreferenciados de Instituto das Águas do Paraná (2013)

Figura 2 - Hidrografia e urbanização na Bacia do Alto Iguaçu

Tabela 1 - Áreas de drenagem das sub-bacias do alto Iguaçu

ID	BACIA HIDROGRÁFICA	ÁREA km ²	ID	BACIA HIDROGRÁFICA	ÁREA km ²
1	Rio Itaqui	185,90	17	Rio Avariú	6,72
2	Rio Verde	238,78	18	Rio Miringuava	161,30
3	Rio Passaúna	216,68	19	Rio Miringuava Mirim	114,60
4	Rio Barigui	264,88	20	Rio Cotia	80,08
5	Rio Padilha	31,78	21	Rio do Despique	74,17
6	Rio Alto Boqueirão	4,78	22	Ribeirão da Divisa	19,15
7	Rio Belém	89,53	23	Arroio Mascate	24,07
8	Rio Atuba	125,99	24	Rio Maurício	134,78
9	Rio Palmital	89,76	25	Rio Faxinal	70,25
10	Rio do Meio	11,55	26	Rio Guajuvira	72,49
11	Rio Iraí	111,78	27	Rio Pianduva	27,32
12	Rio Iraizinho	52,26	28	Rio Isabel Alves	58,23
13	Rio Piraquara	102,19	29	Rio Turvo	37,81
14	Rio Itaqui	45,99	30	Área de contribuição direta do Rio Iguaçu	285,90
15	Rio Pequeno	130,45	-		
16	Rio da Ressaca	12,56	-	Total	2.881,73

FONTE: Dados georreferenciados de Instituto das Águas do Paraná (2013)

Uso e Ocupação do Solo

Constituída por 29 municípios, a RMC é a oitava região metropolitana mais populosa do Brasil, com 3.223.823 habitantes. Atualmente, concentra 30.86% da população do Estado. É, também, a segunda maior região metropolitana do país em área, com 16.581,21 km² (COMEC, 2013). Segundo o Plano Municipal de Regularização Fundiária em Áreas de Preservação Permanente (2007), o processo de ocupação de Curitiba foi reflexo da situação sócio-econômica do país, com as migrações de caráter rural-urbano no Estado do Paraná. Estas populações, expulsas do campo pelo aumento da mecanização, foram absorvidas pelas regiões norte e oeste de Curitiba e RMC. A ocupação ocorreu de forma desordenada em extensas áreas periféricas impróprias para urbanização. Em Almirante Tamandaré, Colombo e Piraquara, a ocupação ocorreu nos limites com Curitiba, cujos efeitos se refletem na qualidade da água dos rios da cidade.

De acordo com Instituto das Águas do Paraná (2013), a RMC encontra-se dividida em três partes, estando os municípios integrantes da Bacia do Alto Iguaçu inseridos no núcleo urbano central da região. Estes municípios apresentam elevado grau de urbanização, próximos a 100%, com taxas positivas de crescimento populacional nos períodos de 1991 a 2000 e 2000 a 2010, conforme dados apresentados na Tabela 2. Muitos municípios apresentam taxas de crescimento negativas nas zonas rurais, evidenciando a migração populacional em direção ao meio urbano. Os municípios de Piraquara, Quatro Barras e São José dos Pinhais, situados em áreas de manancial de abastecimento público (Reservatório do Iraí e Reservatório de Piraquara), também apresentam taxas positivas de crescimento urbano ao longo dos 20 anos analisados, evidenciando a condição crítica destes mananciais e do abastecimento público.

De acordo com informações de uso do solo na Bacia do Alto Iguaçu, dos 2.881,73 km² de área total, aproximadamente 421 km² encontram-se urbanizados sendo 46% baixa urbanização, 37% média urbanização, 8% alta urbanização e 9% área industrial (Instituto das Águas do Paraná, 2013). As áreas de alta urbanização concentram-se totalmente no município de Curitiba e, graus menores de urbanização, nos municípios vizinhos. A Bacia do Rio Belém é a única que está completamente inserida na cidade de Curitiba, apresentando praticamente 100% de

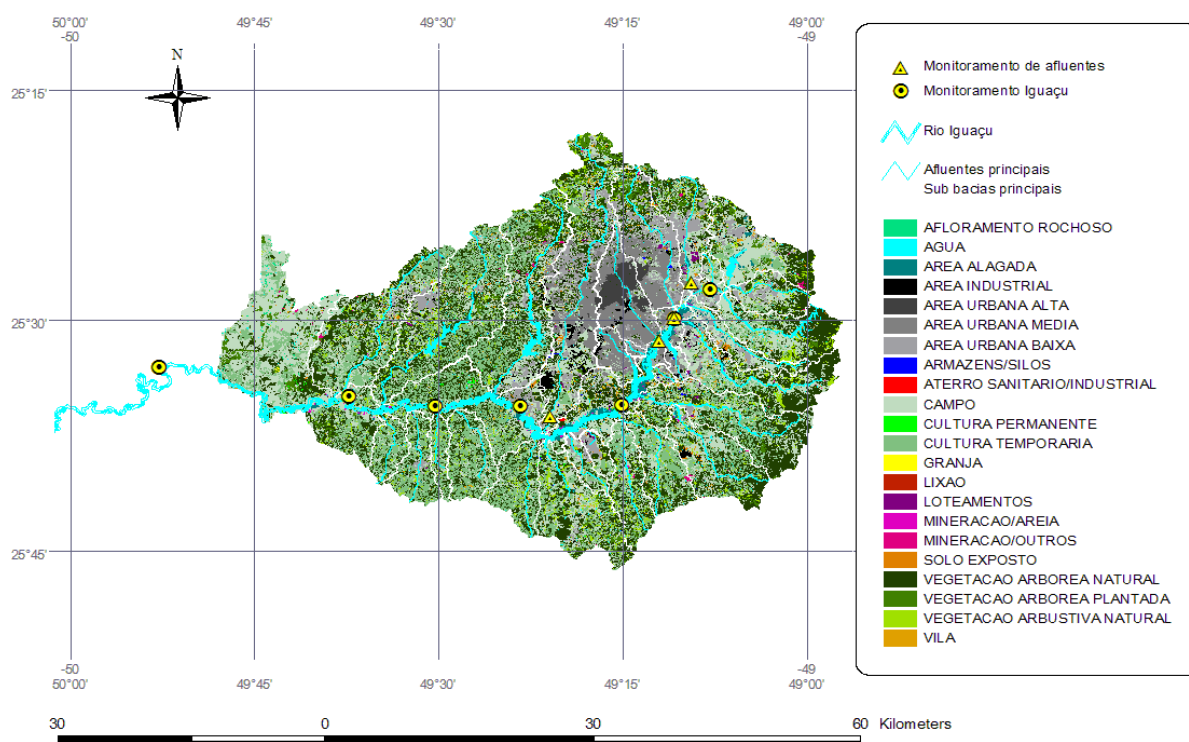
sua área de drenagem urbanizada. Na Figura 3, além dos usos urbanos, podem ser vistos os demais usos do solo na bacia, que dividem-se principalmente entre culturas temporárias, campos e outros tipos de vegetação com predomínio de usos agrícolas, restando assim, pouca cobertura florestal sobre a bacia, conforme os dados apresentados na Tabela 3.

Tabela 2 - Grau de urbanização, taxa média anual de crescimento geométrico populacional dos municípios da Bacia do Alto Iguaçu

Municípios	Grau de Urbanização (2010) (%)	Taxa de crescimento geométrico populacional (%)					
		Urbana		Rural		Total	
		1991-2000	2000-2010	1991-2000	2000-2010	1991-2000	2000-2010
Almirante Tamandaré	95,82	5,80	1,55	2,89	2,04	5,66	1,57
Araucária	92,51	5,32	2,50	0,74	0,91	4,83	2,37
Balsa Nova	60,80	3,08	7,99	3,59	-4,43	3,43	1,08
Campina Grande do Sul	82,44	2,59	2,10	-2,61	-2,30	1,40	1,15
Campo Largo	83,80	4,12	2,00	-2,00	1,58	2,80	1,93
Campo Magro	78,68	-11,97	22,83	17,21	-11,47	5,99	1,99
Colombo	95,42	5,31	1,51	1,24	1,56	5,09	1,51
Contenda	58,09	3,08	3,86	6,00	-0,38	4,50	1,84
Curitiba	100,00	2,13	0,99	-	-	2,13	0,99
Fazenda Rio Grande	92,96	11,83	2,52	1,84	4,56	10,91	2,65
Mandirituba	33,37	4,08	1,69	2,59	2,76	3,10	2,39
Pinhais	100,00	3,84	1,51	-4,67	-	3,55	1,28
Piraquara	49,07	6,39	3,06	14,17	1,97	9,89	2,49
Quatro Barras	90,38	6,72	2,14	-1,48	1,53	5,52	2,08
São José dos Pinhais	89,66	5,69	2,59	3,43	2,69	5,43	2,60

FONTE: IPARDES (2013)

O uso agrícola de forma inadequada contribui para o desmatamento na bacia devido à improdutividade ocasionada pelo mau uso e da consequente necessidade de novas terras para o plantio. A maior parte da cobertura florestal remanescente encontra-se protegida por Unidades de Conservação (UC's), que permitem a utilização de seus recursos de forma sustentável, e UC's de proteção integral, que permitem a utilização apenas de forma indireta.



FONTE: Adaptado de dados georreferenciados do Instituto das Águas do Paraná

Figura 3 – Usos do solo na Bacia do Alto Iguaçu

Tabela 3 - Cobertura vegetal na Bacia do Alto Iguaçu

Cobertura vegetal e unidades de conservação			Uso agrícola inadequado (% da área da bacia) 2007
Percentual de cobertura florestal remanescente 2009	Percentual da área da bacia protegido por UC's 2009	Percentual de remanescentes vegetais protegidos por UC's de proteção integral 2009	
14,89	12,04	0,57	3,67

FONTE: IPARDES (2013)

Infraestrutura

Os baixos índices de coleta de esgoto da Bacia do Alto Iguaçu, associados à alta densidade populacional e elevado número de habitantes, conforme os dados apresentados na Tabela 4, ocasionam a geração de elevados volumes de material orgânico que ficam suscetíveis a lançamentos inapropriados como em redes de águas pluviais ou diretamente nos corpos hídricos da região. Os municípios de Curitiba, Colombo e Pinhais apresentam as maiores densidades populacionais,

impactando rios da margem direita do rio Iguaçu. Em Colombo, aproximadamente, 100.000 habitantes não possuem abastecimento de água, e dos que possuem, apenas 30% possuem coleta de esgoto. Vale ressaltar que alguns valores, acima de 100%, chamam a atenção para a representatividade destas informações.

Tabela 4 - População e condições de saneamento dos municípios com área total ou parcial na Bacia do Alto Iguaçu

Município	População ⁽¹⁾	População total c/ abast. de água ⁽²⁾	População total c/ esg. sanitário ⁽²⁾	Consumo médio de água ⁽²⁾	Densidade ⁽³⁾
	hab.	%	% ^(a)	L.hab ⁻¹ .dia ¹	hab.km ⁻²
Almirante Tamandaré	104.350	131,93	13,50	72,50	546,01
Araucária	121.032	96,98	36,64	129,60	256,78
Balsa Nova	11.422	108,58	20,66	91,20	33,18
Campina Grande do Sul	39.092	122,38	78,82	68,30	72,31
Campo Largo	113.882	89,83	34,68	105,50	88,79
Campo Magro	25.184	79,78	10,35	106,70	90,51
Colombo	215.242	126,35	30,65	80,60	1.088,15
Contenda	16.095	58,25	-	111,70	53,55
Curitiba	1.764.541	104,23	87,76	149,80	4.051,80
Fazenda Rio Grande	83.118	127,07	31,64	76,60	720,40
Mandirituba	22.580	56,48	4,93	97,60	59,20
Pinhais	118.334	109,14	57,29	114,70	1.931,47
Piraquara	94.518	93,27	63,55	97,10	420,77
Quatro Barras	20.135	118,51	60,69	94,90	111,07
São José dos Pinhais	268.808	106,09	55,60	105,30	284,67

^(a) Referido à população total com abastecimento de água

⁽¹⁾ FONTE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2011)

⁽²⁾ FONTE: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2009)

⁽³⁾ FONTE: Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (IPARDES, 2011)

Disponibilidade Hídrica

A Bacia do Alto Iguaçu possui posição geográfica privilegiada em relação à disponibilidade hídrica, tendo, distribuídos em águas superficiais e aquíferos subterrâneos, 48.191 L/s¹ disponíveis para uso, dos quais 9.561 L/s² representam a demanda hídrica da bacia (IPARDES, 2013). De acordo com Instituto das Águas do

¹ Valor publicado em 2004.

² Valor publicado em 2004

Paraná (2013), a porção leste da bacia abriga a maior parte dos mananciais utilizados para o abastecimento de Curitiba e RMC. No entanto, a parte oeste, onde existe a Bacia do Rio Verde, a parte norte e quase a totalidade do extremo sul, possuem as maiores áreas de potenciais hídricos.

O potencial hídrico disponível de águas superficiais da Bacia do Alto Iguaçu foi estimado em 10.680 L/s, segundo Instituto das Águas do Paraná (2013). Verifica-se que a demanda, antes de 9.561 L/s, em dias atuais, possivelmente ultrapassa o potencial hídrico de águas superficiais, em função do crescimento populacional e da expansão urbana e rural, pressionando os aquíferos da região.

É importante ressaltar que, além de aumentar a demanda hídrica, o crescimento populacional e a expansão urbana e rural desordenada diminuem o potencial hídrico estimado à medida que áreas de mananciais vão sendo ocupadas, e as águas degradadas pelo aporte de material orgânico.

Qualidade das Águas

De acordo com o Plano de Recursos Hídricos das Bacias do Alto Iguaçu e Alto Ribeira disponível no *site* do Instituto das Águas do Paraná, no período entre 2005 e 2007, através do Projeto Enquadramento, foram realizadas simulações de qualidade da água na Bacia do Alto Iguaçu através de um modelo matemático calibrado para diferentes cenários de vazões de referência. Os resultados mostraram que as descargas de matéria orgânica por fontes pontuais e difusas, feitas ao longo de toda a bacia, acarretavam na poluição dos corpos hídricos em níveis muito acima dos limites críticos aceitáveis pela legislação, conforme enquadramento estabelecido pela Portaria SUREHMA³ nº 20/1992.

De acordo com esta portaria, todos os corpos de água na Bacia do Rio Iguaçu, no estado do Paraná pertencem à classe 2, porém, alguns rios da Região Metropolitana de Curitiba (RMC) constituem exceção ao enquadramento, são eles:

- Rio Barigui: classe 2 a montante do Parque Barigui e classe 3 a jusante;
- Rio Itaqui: classe especial, manancial de abastecimento público do município de Campo Largo;

³ Atual Instituto das Águas do Paraná

- Ribeirão Curral das Éguas: classe especial, manancial de abastecimento público do município de Mandirituba;
- Rio Areia Branca: classe especial, manancial de abastecimento público da localidade de Areia Branca dos Assis, município de Mandirituba;
- Rio Belém: contribuinte da margem direita do Rio Iguaçu, e seus afluentes, à jusante do Bosque João Paulo II, município de Curitiba, pertence à classe 3;
- Rio Cambuí: contribuinte da margem direita do Rio Iguaçu, à jusante da BR-277 sentido Campo Largo – Curitiba, município de Campo Largo, pertence à classe 3.

Os padrões de qualidade são estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/2005 segundo as classes, conforme os limites apresentados na Tabela 5, para as classes estabelecidas na Bacia do Alto Iguaçu, exceto classe especial.

Tabela 5 - Padrões de qualidade da água para classes 2 e 3 segundo resolução conama nº 357/2005

Parâmetro	Classe 2	Classe 3
DBO (mg/L)	≤ 5,0	≤ 10,0
OD (mg/L)	≥ 5,0	≥ 4,0
Turbidez (NTU)	< 100	< 100
Nitrato (mg/L N)	≤ 10,0	≤ 10,0
Nitrito (mg/L N)	≤ 1,0	≤ 1,0
Nitrogênio amoniacal total (pH ≤ 7,5) (mg/L N)	≤ 3,7	≤ 13,3
Nitrogênio amoniacal TOTAL (7,5 ≤ pH ≤ 8,0) (mg/L N)	≤ 2,0	≤ 5,6
Nitrogênio amoniacal total (8,0 ≤ pH ≤ 8,5) (mg/L N)	≤ 1,0	≤ 2,2
Nitrogênio amoniacal total (pH > 8,5) (mg/L N)	≤ 0,5	≤ 1,0
Fósforo total (Ambiente lótico e tributários de ambiente intermediário) (mg/L P)	≤ 0,1	≤ 0,15
pH	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
Coliformes fecais (recreação) (NMP/100 mL)	2.000	2.500
Coliformes fecais (demais usos) (NMP/100 mL)	1.000	4.000
Coliformes fecais (dessedentação) (NMP/100 mL)	-	1.000
*coliformes totais (NMP/100 mL)	5.000	20.000

FONTE: Resolução CONAMA nº 357/2005 e Resolução CONAMA nº 274/2000

*Limites utilizados pelo Instituto das Águas do Paraná

Conforme as informações obtidas pela simulação de cenários, a violação dos níveis críticos aceitáveis de poluição ocorria não apenas nos eventos de vazões mínimas (vazão de 95% de permanência, por exemplo), mas também quando da ocorrência da vazão média de longo período. Na Tabela 6 é apresentado um resumo da qualidade da água dos afluentes principais do rio Iguaçu, em termos de concentração de DBO, prevista para o ano de 2005, em vazão de referência de 95% de permanência. De acordo com as simulações, verifica-se que há uma grande variabilidade da qualidade, principalmente dos afluentes da margem direita, evidenciando a incerteza na informação para processo de tomada de decisão.

Segundo o Plano de Recursos Hídricos da bacia, a poluição das águas superficiais por fontes pontuais na Bacia do Alto Iguaçu ocorre em maiores proporções por águas fornecidas para o abastecimento público. Em menores proporções, está relacionada às atividades de pecuária e uso industrial, conforme mostra Tabela 7.

Tabela 6 - Qualidade da água em termos de DBO para os afluentes do rio Iguaçu na vazão de referência $Q_{95\%}$

Margem	Rio	Concentração de DBO (mg/l)		
		Média	Mínima	Máxima
DIREITA	Palmital	49	5	86
	Atuba	81	9	171
	Belém	226	10	270
	Padilha	131	10	208
	Barigui	63	6	109
	Passaúna	34	5	72
	Verde	21	4	47
	Cambuí	76	12	116
ESQUERDA	Iraizinho	34	5	69
	Piraquara	3	0	6
	Canal Paralelo	44	2	120
	Itaqui	18	3	42
	Pequeno	10	1	66
	Ressaca	158	13	272
	Maurício	11	5	28
	Mascate	75	2	167
	Pianduva	5	3	11
	Faxinal	6	5	8
	Cotia	6	4	7
	Despique	5	4	7
	Divisa	122	9	201
	Miringuava	9	2	34
	Miringuava Mirim	5	4	8
	Isabel alves	17	5	30
Das Onças	8	5	12	

FONTE: Projeto Bacias Críticas – Relatório Parcial nº 12/2006 – USP/UFPR (2007)

Tabela 7 - Participação na poluição orgânica por diferentes atividades na Bacia do Alto Iguaçu

Percentual de participação na carga de poluição orgânica (DBO) por uso da bacia			Carga de poluição orgânica (DBO) remanescente (kg/dia)				Efluentes	
Abastecimento público (%) 2004	Pecuária (%) 2004	Indústria (%) 2004	DBO total 2004	Pecuária 2004	Indústria 2004	Abastecimento público 2004	Gerados (l/s) 2004	Percentual tratado 2004
91,59	6,81	1,60	73.553	5.007	1.176	67.370	4.426	74,39

FONTE: IPARDES (2013)

2.2 O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

Em função da crescente ameaça aos recursos hídricos, maior consciência mundial sobre questões relacionadas à qualidade da água e saúde do meio ambiente e criação de leis estabelecendo limites e padrões cada vez mais rigorosos, o monitoramento de qualidade da água vem se tornando uma prática cada vez mais importante (STROBL e ROBILLARD, 2008; SANDERS *et al.*, 1983).

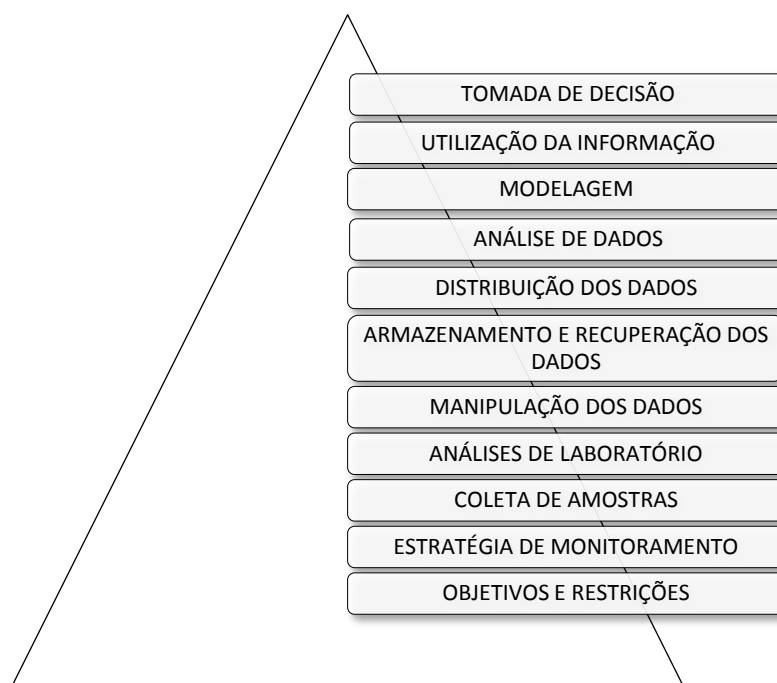
A função principal do monitoramento é a obtenção de dados capazes de produzir informações confiáveis que sirvam de suporte as decisões do gestor de recursos hídricos. Informações sobre disponibilidade hídrica, observância dos corpos hídricos aos padrões de qualidade de água e tendências quali-quantitativas dos recursos hídricos são as necessidades básicas de um gestor de recursos hídricos.

De acordo com Harmancioglu (1999), um programa de monitoramento é composto por etapas que vão desde o estabelecimento dos objetivos até a utilização da informação em processos de tomada de decisão, conforme mostra a Figura 4. Em geral os dados de qualidade da água são utilizados para delinear (HARMANCIOGLU *et al.*, 1992, WHITFIELD, 1988 *apud* HARMANCIOGLU *et al.*, 1999):

- a natureza geral e tendências das características da água, para uma melhor compreensão destes processos;
- os efeitos de fatores naturais e induzidos pelo homem na tendência geral dos processos de qualidade da água;
- a efetividade de medidas de controle de poluição;
- a adequação das características da qualidade da água com os padrões estabelecidos, com o propósito de reforçar medidas de controle.

Adicionalmente aos itens acima, os dados são entradas essenciais para:

- avaliação de impacto ambiental;
- avaliação das condições de qualidade da água sobre grandes áreas ou “vigilância geral”;
- modelagem dos processos de qualidade de água.



FONTE: Adaptado de Harmancioglu *et al.*, 1999

Figura 4 - Etapas de um programa de monitoramento

Além dos objetivos gerais do monitoramento da qualidade da água, diferentes bacias hidrográficas podem atribuir diferentes objetivos ao respectivo programa de monitoramento como:

- prover um sistema capaz de gerar informação suficiente e em tempo de permitir aos gestores tomarem decisões baseadas em informação, relacionadas à exposição da saúde da população que utiliza o recurso (TELICI *et al.*, 2009);
- indicar se e, em que medida, informações adicionais são necessárias (GILBERT, 1987);
- interesses em potenciais eventos terroristas (TELICI *et al.*, 2009);
- desenvolver futuros programas de monitoramento (WFD, 2003 *apud* STROBL e ROBILLARD, 2008);
- estimar as transferências de cargas poluidoras através de fronteiras internacionais e para o oceano (WFD, 2003 *apud* STROBL e ROBILLARD, 2008);
- propiciar o levantamento das áreas prioritárias para o controle da poluição das águas (CETESB, 2008);
- dar subsídio técnico para a elaboração/reformulação dos Planos de Bacia e Relatórios de Situação dos Recursos Hídricos, assim como para a implantação da cobrança pelo uso da água, realizados pelos Comitês de Bacias Hidrográficas em níveis estadual e federal, no território do Estado de São Paulo (CETESB, 2008);
- fornecer subsídios para a implementação da Política Nacional de Saneamento Básico (Lei nº 11.445/2007) (CETESB, 2008);
- corrigir o curso de programas e projetos (Instituto das Águas do Paraná, 2010), entre outros.

Os objetivos listados acima representam o conjunto de informações produzidas pelo monitoramento que irão dar subsídio aos processos de tomada de decisão na Gestão de Recursos Hídricos. Em outras palavras, o monitoramento da qualidade da água irá prover as informações que subsidiarão o direcionamento dos recursos financeiros, a elaboração e reformulação de planos de bacia, políticas de saneamento e recursos hídricos e avaliações de impacto ambiental.

2.3 ESTRATÉGIAS DE MONITORAMENTO

O desenvolvimento de uma rede de monitoramento de qualidade de água é uma atividade primordial que deve integrar os objetivos com a estratégia de ação, envolvendo coleta de amostras, definição da localização, frequência de amostragem e o mais relevante, que é o estabelecimento do conjunto de variáveis que serão monitoradas. Cabe destacar que o tipo de análise de dados utilizada para obter a informação requerida para a tomada de decisão deve estar intimamente ligado ao desenvolvimento da estratégia (SANDERS *et al.*, 1983), isto é, a estratégia deve ser desenvolvida levando em consideração o tipo de análise de dados que será empregada.

Considerando os diversos mecanismos de poluição de corpos aquáticos em ambientes urbanos, a determinação do número de estações, frequência de amostragem e seleção de variáveis, que em conjunto produzirão informação suficiente para a Gestão de Recursos Hídricos, passa a ser uma questão não trivial que merece análise mais cuidadosa. Conforme observado por Sanders *et al.* (1983) *apud* Strobl e Robillard (2008), as técnicas de monitoramento empregadas na gestão de bacias hidrográficas são tão variadas quanto o número de bacias gerenciadas, e a habilidade para escolher procedimentos adequados e racionais no desenvolvimento de uma rede de monitoramento está muito mais para uma arte do que para uma ciência. Muito embora com o advento e utilização de sistemas de informações geográficas, uma revisão de literatura segure que não há uma metodologia universalmente aceita para este fim (STROBL e ROBILLARD, 2008). Segundo Reinelt *et al.* (1992), também não há uma estratégia única para um programa de monitoramento, capaz de atender simultaneamente a todos os objetivos do programa. Os locais e frequências de amostragem em redes de monitoramento são frequentemente determinados por conveniência ou por outros critérios subjetivos, e uma vez estabelecida uma estratégia de monitoramento, geralmente, não há uma reavaliação de sua efetividade (HARMANCIOGLU *et al.*, 1999, TIRSCH e MALE, 1984, WARD, 1996 *apud* STROBL e ROBILLARD, 2008).

Recentemente, a preocupação com o desenvolvimento de técnicas e ferramentas que apoiem o desenvolvimento de estratégias de monitoramento existe e está disponível em literatura. Muitos métodos foram desenvolvidos a partir da

abordagem matemática, estatística, termodinâmica, eletrônica, biológica entre outras. Dentre os exemplos tem-se: a Análise Estatística Multivariada para o reconhecimento de padrões entre pontos e variáveis de amostragem possibilitando a redução do número de variáveis e pontos nos programas de monitoramento (GEIB e EINAX, 1996; FRANÇA, 2009; RODRIGUES *et al.*, 2010; GUEDES *et al.*, 2012), o desenvolvimento de sensores automáticos fornecendo a possibilidade de aumento da frequência das amostragens (BRAGA *et al.*, 2011; NEAL *et al.*, 2012; ANTTILA *et al.*, 2012), o *software* AARDVARK desenvolvido pelo *Water Research Centre* (UK) para responder questões como: “Existe diferença real na qualidade entre os pontos A, B, C...?”, “A qualidade do rio nos pontos A, B, C...segue uma tendência suave, ou há saltos detectáveis?”, “Todos os pontos de monitoramento existentes são necessários?” (WRc, 2013), entre outros. Grande parte das técnicas, entretanto, depende de dados de estações pré-estabelecidas obtidos a partir de estratégias não necessariamente adequadas, que podem produzir resultados inconsistentes e pouco representativos.

Segundo Graveline *et al.* (2010), em países europeus, novas práticas de monitoramento e modificações em estratégias vêm sendo adotadas. Dentre as recomendações estabelecidas pelo *Water Framework Directive* e documento de orientação do *Common Implementation Strategy* (CIS) para monitoramento químico de águas superficiais, encontra-se a aplicação de diversos novos métodos de monitoramento, referidos como *screening and monitoring emerging tools* (ferramentas emergentes de triagem e monitoramento, SMETs).

O termo engloba diversas tecnologias que incluem equipamentos para medição de características físico-químicas, técnicas biológicas de avaliação como biomarcadores, bioensaios, biosensores e sistemas biológicos de alerta preventivo (biological early warning systems, BEWS's), e métodos químicos que podem ser utilizados em campo ou laboratório (sensores, dispositivos de amostragem passiva, kits de teste, imunoensaios).

Apesar do potencial destas ferramentas para aprimorar os programas de monitoramento possibilitando obtenção mais rápida da informação e aumento de frequências de amostragem com menores custos, entre outros benefícios, a implantação destas técnicas implicam em custos que poucas organizações estariam dispostas a pagar. Além disso, as organizações privadas geralmente contratadas pelos governos para coletar e analisar amostras também não estão dispostas em

investir em novas técnicas uma vez que já investiram tempo e dinheiro em instrumentos de alta tecnologia e capacitação de pessoal. Assim as SMETs possuem caráter complementar junto aos atuais padrões analíticos e sua aplicação maior se restringe a pesquisas locais e investigações. Consequentemente, conclui-se que o monitoramento de qualidade de água tradicional, que inclui campanhas para coleta de amostras para posterior análise em laboratório e manipulação dos dados para extração de informação, assim como, e o desenvolvimento de técnicas para sua otimização, continuam sendo de fundamental importância para a Gestão de Recursos Hídricos.

Reflexões sobre Variáveis de Amostragem

As variáveis de amostragem são definidas conforme os objetivos de monitoramento. Quando o objetivo primário de uma rede de monitoramento é a observância dos recursos hídricos aos padrões estabelecidos, as variáveis de monitoramento são aquelas especificadas pela legislação, no caso do Brasil, pela resolução CONAMA nº 357/2005. Em função do desenvolvimento social e avanços tecnológicos, novos compostos (cosméticos, farmacêuticos, etc.) surgem nas águas de ambientes urbanos, tornando o número de variáveis de monitoramento especificadas em legislações sobre qualidade da água, cada vez maior.

O crescente número de variáveis representa novos desafios para Gestão de Recursos Hídricos, envolvendo a atualização das estratégias de monitoramento, desenvolvimento de sistemas de informação para gerenciar o crescente volume de dados provenientes de diferentes locais, o desenvolvimento de novos métodos analíticos e controle de incertezas na medição (GRAVELINE *et al.*, 2010).

A Tabela 8 apresenta variáveis de qualidade de água de rios, rotineiramente analisadas em laboratórios de análise de água, e sua forma física representada na água.

Tabela 8 - Forma física preponderante representada pelas variáveis de qualidade da água de rios

NATUREZA	PARÂMETRO	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO	SÓLIDOS DISSOLVIDOS	GASES DISSOLVIDOS
<i>Físicos</i>	Turbidez	x		
	Temperatura			
<i>Químicos</i>	pH		x	x
	Nitrogênio	x	x	
	Fósforo	x	x	
	Oxigênio dissolvido			x
	Matéria Orgânica (DBO, DQO e COT)	x	x	
	Metais	x	x	
	Micropoluentes orgânicos		x	
<i>Biológicos</i>	Organismos indicadores	x		

FONTE: Adaptado de Sperling (2005)

No que concerne à integração das variáveis de qualidade da água com a gestão de recursos hídricos, as reflexões, em geral, são no sentido de estabelecer um conjunto mínimo de variáveis mais relevantes para o monitoramento (Reinelt *et al.*, 1992; Baltaci *et al.*, 2007). França (2009) aplicou análise estatística multivariada para encontrar um conjunto representativo de variáveis na Bacia do Alto Iguaçu. O estudo atingiu uma redução de 18 para 7 variáveis de monitoramento, fazendo parte do conjunto as variáveis OD, NH_4^+ , N_{ORG} , COND, pH, SST e TURB. Guedes (2011) aplicou análise estatística multivariada no rio Pomba, no Estado de Minas Gerais, Brasil, atingindo uma redução de 18 para 15 variáveis, permanecendo as variáveis DBO, DQO, OD, NH_4^+ , $\text{N}_{\text{KEJHDHAL}}$, N_{ORG} , N_T , P_T , STT, SDT, SST, SSF, T, COND e alcalinidade.

Reflexões sobre Pontos de Amostragem

O método ideal para definição dos pontos de amostragem e localizações mais representativas deve levar em consideração as diferentes condições hidrológicas, a matriz de fontes de poluição e os diversos usos do solo, em especial em bacias urbanas. Muitas técnicas para definição do número de pontos, assim como sua localização, vêm sendo desenvolvidas a partir de abordagens estatísticas, utilização de algoritmo genético, agrupamento difuso, análises de entropia, técnicas

matemáticas entre outras. Todos os métodos dependem de dados coletados em redes de monitoramento existentes, que podem estar distribuídas de forma inapropriada, implicando na falta de informações importantes (LETCHER *et al.*, 2002, STROBL *et al.*, 2006b *apud* CHEN *et al.*, 2012).

Sharp (1971) foi o primeiro a desenvolver um método para a localização ótima dos pontos de amostragem em bacias hidrográficas. Seu algoritmo utilizou dados gerados para descrever a rede de drenagem do rio em termos dos números de ordem de cursos de água de Shreve's (1967), e com sucesso dividiu a bacia em metades, quartos, etc. Os pontos de divisão, chamados de centróides, foram considerados os pontos ótimos de amostragem. Este é o único método publicado que não precisa de um banco de dados de qualidade de água existente para determinar os pontos ótimos de amostragem (DIXON e CHISWELL, 1996).

Na Bacia do Alto Iguaçu, França (2009) determinou, por meio de análise estatística multivariada, a matriz de correlações de 6 pontos de monitoramento, verificando forte correlação entre eles, com exceção do ponto mais a montante, onde o rio é pouco poluído. O resultado indica que as condições da qualidade da água nestes 6 pontos, coincidentes com os da presente pesquisa, comportam-se de maneira similar.

Além da definição dos pontos de amostragem em diferentes rios de uma bacia hidrográfica e diferentes localidades longitudinais destes rios, a estratégia de monitoramento deve definir a localização na seção transversal dos rios. Sanders (1982) e Gonçalves (2011) examinaram a mistura ao longo da seção transversal de rios utilizando técnicas de variância. Sanders (1982), em seu estudo de caso do rio Connecticut no Estado de Massachusetts, EUA, concluiu que fora da zona de mistura completa, ao menos três pontos da seção deveriam ser monitorados para fornecer uma média representativa do parâmetro analisado. Gonçalves (2011), em seu estudo de caso do rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil, concluiu que não houve diferença significativa das variáveis analisadas ao longo da seção transversal.

Reflexões sobre Frequência de Amostragem

A frequência de amostragem é de grande importância para os programas de monitoramento, pois, além de dar consistência aos resultados, os intervalos de

confiança das estimativas são funções do número de amostras coletadas (DIXON e CHISWELL, 1996). De acordo com Anttila *et al.* (2012), apesar do consenso sobre sua importância em programas de monitoramento, muitos programas são insuficientes para atender a seus propósitos, uma vez que a frequência de amostragem adotada não tem sido associada com as possíveis variações temporais de qualidade de água e, eventualmente, com o comportamento das vazões. Uma constatação comum é a de que o número de observações utilizadas para descrever a qualidade da água em um período de tempo é insuficiente, causando significativa incerteza para, entre outras análises, estimativas de médias anuais.

Devido aos elevados custos associados ao monitoramento de variáveis de qualidade da água, nos programas de monitoramento são adotadas frequências quinzenais, mensais, bimensais ou trimestrais (KILMAR *et al.*, 2006, LITTLEWOOD *et al.*, 1998 *apud* PINHEIRO, 2007), sem uma reflexão mais detalhada da sua necessidade. No entanto, as fontes de poluição de corpos aquáticos são controladas por fenômenos terrestres (rotação, translação), meteorológicos (distribuição das chuvas no ano) e antrópicos (atividades rurais e urbanas), causando variações diurnas, semanais e sazonais, que deveriam orientar a determinação das frequências. O efeito do ciclo diurno (função da rotação terrestre) pode ser eliminado por amostragem com intervalos de tempo de 24h e o efeito do ciclo semanal (função das atividades do homem) pode ser eliminado especificando que os intervalos de amostragem não podem ser múltiplos de sete, sendo necessária a realização de amostragens ocasionais em fins de semana (SANDERS *et al.*, 1983).

Knapik (2009) realizou a calibração e aplicação do modelo matemático QUAL2E para modelagem da matéria orgânica no rio Iguçu, na Bacia do Alto Iguçu, utilizando a distribuição das frequências amostrais em torno da mediana. Entre outras conclusões, concluiu-se que a inserção de mais dados nas séries históricas não alterou significativamente sua distribuição.

Pinheiro (2007) determinou um erro médio na identificação de concentrações máximas em séries históricas de qualidade da água, que variou conforme a frequência de amostragem adotada. O erro médio foi determinado a partir da discretização, em diferentes intervalos de tempo, de séries históricas contínuas de nitrato e atrazina de duas bacias hidrográficas francesas. O erro pôde, então, ser aplicado às concentrações máximas de duas bacias hidrográficas brasileiras. Os

resultados mostraram que coletas mensais podem chegar a erros de 78% na determinação de concentração máxima, que é o parâmetro utilizado para o estabelecimento de padrões ambientais.

O desafio do estabelecimento das frequências de amostragem reside em se encontrar um equilíbrio entre os custos e a representatividade da informação, no intuito de reduzir a incerteza em processos de tomada de decisão, principalmente, referentes a implementação dos instrumentos de gestão.

2.4 ANÁLISE DOS DADOS

Os métodos para análise de dados são de fundamental importância no desenvolvimento de programas de monitoramento, sendo definidos conforme os objetivos dos programas. Sua definição deve ser considerada na etapa de planejamento, de forma que a estratégia possa ser adequada às necessidades das análises. Os métodos mais comuns para resumir um conjunto de dados de qualidade da água envolvem análise de medidas de localização, espalhamento ou dispersão e assimetria (HELSEL e HIRSCH, 2002). Outras análises como a análise de tendências, indicadores de qualidade de água e comparações entre grupos de dados são, também, análises de interesse para a Gestão de Recursos Hídricos.

Dados ambientais são frequentemente assimétricos, não apresentando valores negativos, são limitados em zero e possuem distribuição de probabilidades com longa cauda em direção às altas concentrações, isto é, assimetria positiva ou à direita (GILBERT, 1987; HELSEL e HIRSCH, 2002). Apresentam padrões sazonais com valores mais altos e mais baixos em certas épocas do ano, dados reportados como abaixo ou acima do limite de detecção, autocorrelação (valores altos tendem a seguir valores altos e valores baixos tendem a seguir valores baixos) e dependência com outras variáveis não controladas (covariância com vazões, condutividade hidráulica, tamanho de grãos do sedimento, etc.) (HELSEL e HIRSCH, 2002).

Segundo Naghettini e Pinto (2007), para realizar análise de frequências amostrais e validar a aplicação de métodos estatísticos, em variáveis hidrológicas, é necessário que se trate de uma amostra aleatória simples, extraída de uma população única, cuja função de probabilidades não é conhecida *a priori*. Nesta premissa estão implícitas as hipóteses de aleatoriedade, independência,

homogeneidade e estacionariedade. Apesar de serem conceitos estatísticos, cuja aplicação é válida para outros tipos de dados, a revisão de literatura indica que estas hipóteses raramente são testadas em estudos da qualidade da água, prevalecendo aplicação direta de métodos estatísticos para a análise de frequências.

Em literatura de qualidade da água, verifica-se a existência de métodos que levam em consideração algumas características típicas dos dados. Gilbert (1987) e Helsel e Hirsch (2002) apresentam vários métodos para determinação de média e variância em dados autocorrelacionados, intervalos de confiança assimétricos e testes de hipóteses não paramétricos para diversos objetivos. No entanto, segundo Helsel (1987), usualmente são aplicados testes paramétricos, que requerem que os parâmetros utilizados na análise (média e desvio padrão) sejam extraídos de uma distribuição normal. Se isto não é verdade, os resultados, usualmente indicados como níveis de significância obtidos, não serão precisos. Exemplos destas análises são *testes – t*, análises de variância e procedimentos normais multivariados, como análise de função discriminante. Quando procedimentos paramétricos são aplicados em dados com características típicas de dados ambientais, seu poder para detectar diferenças (por exemplo, entre grupos de dados ou tendências ao longo do tempo) pode ser bastante baixo. Por outro lado, procedimentos não paramétricos não requerem que os dados sigam qualquer distribuição específica. Comparações entre valores centrais são realizadas tanto com as médias como com as medianas das classificações dos dados, ambas aplicáveis a dados assimétricos ou de qualquer distribuição.

2.4.1 Medidas de Localização

Indiferente às considerações sobre tamanho da amostra para aplicação do Teorema do Limite Central, a conveniência em se comparar médias raramente é questionada. Comparações entre médias podem ser realizadas de forma precisa para amostras grandes, fornecendo uma resposta precisa para uma pergunta inapropriada. Para comparações de valores centrais entre grupos de dados, a média não será necessariamente adequada, podendo ser maior que 75% a 90% das próprias observações. Conjuntos de dados com médias similares podem ser muito

diferentes nos 70^o percentis inferiores, por exemplo, e mesmo assim, serem declarados “similares” por testes t ou F (HELSEL, 1987).

A média e a mediana são as medidas de localização mais utilizadas, apesar de não serem as únicas. As observações individuais do conjunto de dados não possuem a mesma influência no cálculo da média. Valores atípicos, altos ou baixos, tem influência muito maior na média total do que valores mais comuns (HELSEL e HIRSCH, 2002). Além disso, segundo Gilbert (1987), apesar de dados ambientais serem frequentemente correlacionados em tempo e/ou espaço, a média amostral ainda é um estimador imparcial da média populacional, mas sua aplicação apenas terá sentido se a série de dados for levemente estacionária e homogênea.

A mediana é afetada apenas minimamente pela magnitude de uma única observação, sendo determinada unicamente pela ordem relativa das observações. Quando se deseja resumir a qualidade da água por um parâmetro que não seja fortemente afetado por alguns valores extremos ou atípicos, a mediana é mais recomendada (HELSEL e HIRSCH, 2002).

Outras medidas de localização são a moda, representada pelos valores mais frequentes, a média geométrica, que é a média dos logaritmos das observações transformada de volta para as unidades originais, e a média aparada, que é calculada, geralmente, excluindo-se 25% das observações mais baixas e 25% das observações mais altas de um conjunto de dados organizado em ordem crescente. A moda possui aplicabilidade muito maior para dados agrupados, ou seja, pertencentes a um intervalo específico ou número finito de categorias, do que para dados contínuos. A média geométrica é frequentemente aplicada em conjuntos de dados enviesados positivamente e, usualmente, é muito próxima da mediana (HELSEL e HIRSCH, 2002).

2.4.2 Medidas de Dispersão

Conhecer a variabilidade dos dados é tão importante quanto conhecer seu centro de localização. A variância amostral e sua raiz quadrada (desvio padrão) são as medidas clássicas de dispersão. Como as médias, a variância e o desvio padrão são fortemente influenciados por valores atípicos. Por serem calculados a partir do quadrado dos desvios em relação à média, são até mais influenciados do que a

média. Quando valores atípicos estão presentes, estas medidas são instáveis e infladas, dando a impressão de um espalhamento muito maior do que o indicado pela maioria do conjunto de dados (HELSEL e HIRSCH, 2002). Segundo Gilbert (1987), a correlação nos dados deve ser levada em consideração no cálculo da variância amostral. Para isto deve ser assumido que a série de dados não apresente ciclos, tendências de longo-termo e saltos repentinos de magnitude, e ainda, que não mude sua função de autocorrelação ao longo do tempo. Em outras palavras, a série deverá, no mínimo, ser levemente estacionária.

O intervalo interquartil (IQR) é uma medida mais resistente que a variância e o desvio padrão, frequentemente, sendo aplicado em dados de qualidade da água. O IQR é definido como o 75º percentil menos o 25º percentil. Outra medida resistente de dispersão é o desvio absoluto da mediana (MAD), calculado primeiramente listando-se os valores absolutos de todas as diferenças entre cada observação e a mediana e, então, determinando-se a mediana das diferenças (HELSEL e HIRSCH, 2002).

2.4.3 Medidas de Assimetria

Conforme dito anteriormente, dados de qualidade da água possuem distribuições de probabilidades frequentemente assimétricas com longa cauda em direção às concentrações mais altas. Quando os dados apresentam esta característica, são ditos positivamente assimétricos e quando apresentam longa cauda em direção a concentrações baixas, são negativamente assimétricos. Nestes casos, a média não é igual à mediana, mas sim, deslocada em direção à cauda da distribuição. Para assimetria positiva a média excede mais de 50% dos dados, e o desvio padrão é inflado pelos valores na longa cauda. Portanto, resumos estatísticos contendo apenas média e desvio padrão ou variância dos dados, possuem valor questionável, uma vez que dados de qualidade da água são positivamente assimétricos (HELSEL e HIRSCH, 2002).

O coeficiente de assimetria, calculado a partir do 3º momento ajustado e dividido pelo cubo do desvio padrão, é a medida mais comumente utilizada, entretanto, é fortemente influenciada por valores atípicos. Medidas resistentes de assimetria são obtidas a partir de diferenças entre os percentis da distribuição.

Como exemplo, Kenney e Keeping (1954) *apud* Helsel e Hirsch (2002) apresentam o coeficiente de assimetria quartil (q_s), calculado a partir do 25º, 50º, 75º percentis conforme Equação 1:

$$q_s = \frac{(P_{75} - P_{50}) - (P_{50} - P_{25})}{P_{75} - P_{25}} \quad (1)$$

Distribuições com assimetria à direita tem q_s positivo e com assimetria à esquerda, q_s negativo. Similarmente à média aparada, o método utiliza os 50% de dados centrais da distribuição.

2.4.4 Box Plots

O *box plot* consiste em um retângulo definido pelo primeiro (Q_1) e pelo terceiro (Q_3) quartis, contendo a mediana em seu interior. A partir do lado superior do retângulo (terceiro quartil), traça-se uma linha até o ponto que não exceda o comprimento de uma vez e meia a distância interquartil ($1,5AIQ$), considerando este o limite superior para definição de *outliers* (valores atípicos). De modo análogo, traça-se outra linha a partir do lado inferior do retângulo (primeiro quartil) até o limite dado por $Q_1 - 1,5AIQ$. As observações que estiverem acima ou abaixo destes limites são identificadas individualmente no diagrama por um asterisco e consideradas *outliers* (NAGHETTINI e PINTO, 2007).

Gráficos *box plot* são exibições gráficas muito úteis e concisas para resumir e comparar a distribuição de conjuntos de dados, provendo informações sobre o centro dos dados (mediana), variação ou dispersão (intervalo interquartil – altura da caixa), assimetria (tamanho relativo das metades da caixa) e presença ou ausência de *outliers* (HELSEL e HIRSCH, 2002). A ocorrência de *outliers* está associada à frequência de menos que 1 em 100 vezes em dados de distribuição normal, e valores localizados mais de 3 vezes o intervalo interquartil, deveriam ocorrer menos que 1 em 300.000 vezes. Um número excessivo de valores extremos, ou assimetria apreciável da caixa do *box plot*, dão rápidas indicações visuais de não-normalidade e indicam que testes que requerem suposição de normalidade não produzirão níveis de significância válidos (HELSEL e HIRSCH, 2002).

2.4.5 Incerteza nos Dados

As médias, medianas, variâncias ou desvios padrões obtidos a partir de amostras são estimativas pontuais que podem não representar os verdadeiros valores populacionais, geralmente desconhecidos. Alternativamente, existem as estimativas intervalares, que são intervalos com uma probabilidade de conter os verdadeiros valores populacionais. Os intervalos são mais amplos para dados com maior variabilidade (HELSEL e HIRSCH, 2002). Segundo Helsel e Hirsch (2002), as estimativas intervalares podem fornecer duas informações que estimativas pontuais não podem, a saber, a determinação da probabilidade ou risco de um intervalo conter o verdadeiro valor populacional (confiança), e a determinação da probabilidade de um dado individual de magnitude especificada ter sido extraído da população em estudo. Estimativas intervalares para o primeiro propósito são chamadas intervalos de confiança, e para o segundo propósito, intervalos de predição. Apesar de relacionados os dois tipos de estimativas intervalares não são idênticos e não podem ser intercambiados (HELSEL e HIRSCH, 2002).

A probabilidade de um intervalo de confiança conter o verdadeiro valor populacional é chamada de nível de confiança, e a probabilidade de o intervalo não conter o verdadeiro valor populacional é chamado de nível alfa (α) do intervalo calculado conforme Equação 2 (HELSEL e HIRSCH, 2002).

$$\alpha = 1 - \text{nível de confiança} \quad (2)$$

Uma estimativa intervalar não paramétrica para a verdadeira mediana populacional pode ser realizada por meio da distribuição binomial. Primeiramente, determina-se o nível de significância (α) desejado, isto é, o risco aceitável do intervalo não conter o verdadeiro valor populacional. Metade do risco ($\alpha/2$) é associada a cada extremidade do intervalo. Uma tabela de distribuição binomial fornece os valores críticos, inferior (x') e superior (x), a um nível $\alpha/2$ de significância. Estes valores críticos são transformados na ordem de classificação (R_1 e R_u) (posição do valor no conjunto de dados organizados em ordem crescente) dos dados C_1 e C_u nas extremidades do intervalo de confiança. Para amostras pequenas, deve-se buscar na coluna de $p=0,5$ o valor crítico correspondente a $\alpha/2$, ou o mais próximo possível. Este valor crítico é, então, utilizado para calcular as

ordens de classificação, R_1 e R_u , correspondentes aos dados que serão os extremos inferior e superior do intervalo de confiança da mediana, por meio das Equações 3 e 4. O intervalo de confiança resultante refletirá a forma dos dados originais (simetria ou assimetria) (HELSEL e HIRSCH, 2002).

$$R_1 = x' + 1 \quad (3)$$

$$R_u = n - x' = x \quad (4)$$

Em que:

n = tamanho da amostra

Intervalos de confiança para a média podem ser calculados assumindo-se que os logaritmos dos dados são simétricos. Se os dados se parecem mais com uma distribuição lognormal do que com uma distribuição normal, esta suposição fornecerá uma estimativa mais confiável (menor variância) da média. Para estimar a média populacional (μ_x) nas unidades originais, assume-se que os dados são lognormais. Metade da variância dos logaritmos naturais (s_y^2) é adicionada a média dos logaritmos (\bar{y}) antes da exponenciação, conforme Equação 5 (HELSEL e HIRSCH, 2002).

$$\mu_x = \exp\left(\bar{y} + \frac{s_y^2}{2}\right) \quad (5)$$

Os limites inferiores e superiores dos intervalos de confiança podem ser obtidos pelas Equações 6 e 7, respectivamente (PARKING *et al.*, 1990).

$$LIIC = \exp\left(\bar{y} + \frac{s_y^2}{2} - t\left(\frac{s_y}{\sqrt{n}}\right)\sqrt{1 + \frac{s_y^2 n}{2(n+1)}}\right) \quad (6)$$

$$LSIC = \exp\left(\bar{y} + \frac{s_y^2}{2} + t\left(\frac{s_y}{\sqrt{n}}\right)\sqrt{1 + \frac{s_y^2 n}{2(n+1)}}\right) \quad (7)$$

Em que:

LIIC= limite inferior do intervalo de confiança

LSIC= limite superior do intervalo de confiança

\bar{y} = média dos dados transformados pelo logaritmo natural

s_y^2 = variância dos dados transformados pelo logaritmo natural, não enviesado

n= tamanho da amostra

t = valor crítico fornecido pela distribuição t de Student com $n-1$ graus de liberdade para um nível de significância α

2.4.6 Testes de Hipóteses

Os testes de hipóteses são métodos estatísticos desenvolvidos para verificar se as hipóteses feitas sobre um ou mais conjuntos de dados são verdadeiras. Estes testes evitam a subjetividade por parte do cientista ao caracterizar ou comparar conjuntos de dados. Os testes de hipóteses servem para detectar diferenças entre valores centrais e variância de dois ou mais grupos, covariância entre duas ou mais variáveis, entre outros.

A estrutura de um teste de hipóteses é da seguinte forma segundo Helsel e Hirsch (2002):

1. escolha do teste apropriado;
2. formulação das hipóteses nula e alternativa;
3. decisão sobre o erro aceitável α ;
4. calculo do teste estatístico a partir dos dados;
5. calculo do p-valor;
6. rejeição da hipótese nula se $p\text{-valor} \leq \alpha$.

A escolha do teste apropriado depende dos objetivos para aplicação do teste. A hipótese nula é o que é assumido, anteriormente a coleta de dados, como sendo verdade sobre o sistema em estudo, até que se prove o contrário. A hipótese alternativa é a situação antecipada a ser verdade se as evidências mostrarem que a hipótese nula é improvável.

O nível de significância α é a probabilidade de se rejeitar incorretamente a hipótese nula, isto é, rejeitar H_0 quando ela é de fato verdadeira, incorrendo no chamado Erro Tipo I. Em outras palavras, é o risco de se incorrer no Erro Tipo I considerado aceitável pelo tomador de decisões. É uma “ferramenta de gestão” dependente dos objetivos do estudo e não dos dados. A tradição estatística utiliza como valor padrão para α , 5%, mas não há razão pela qual outros valores não deveriam ser adotados (HELSEL e HIRSCH, 2002). Um segundo tipo de erro (Erro Tipo II) é não rejeitar H_0 quando ela é na verdade falsa. Quanto menor o nível de significância maior a probabilidade do Erro Tipo II, isto é, menor o poder do teste. Procedimentos que reduzem a probabilidade do Erro Tipo II incluem aumentar o tamanho da amostra e utilizar o teste adequado para cada tipo de conjunto de dados, no entanto, a perda de poder aumenta com o aumento da assimetria e de valores atípicos (HELSEL e HIRSCH, 2002). A Tabela 9 resume as definições dos Erros Tipo I e II.

Para dados ambientais recomenda-se a aplicação de testes não paramétricos. Além de, em geral, nunca serem muito piores que seus homólogos paramétricos, os testes não paramétricos podem ser muito melhores (HELSEL e HIRSCH, 2002). Estes testes se dividem em três tipos segundo Helsel e Hirsch (2002), testes exatos (único teste preciso p/ amostras pequenas), aproximação para amostras grandes (30 observações ou mais por grupo) e teste de transformação de classificação de ordem (*transformation on ranks*).

Tabela 9 - Descrição dos erros tipo I e II em testes de hipóteses

		SITUAÇÃO VERDADEIRA DESCONHECIDA	
		H_0 É VERDADEIRA	H_0 É FALSA
DECISÃO	NÃO REJEITA H_0	Decisão correta Prob.= $1 - \alpha$	Erro Tipo II Prob.= β
	REJEITA H_0	Erro Tipo I Prob.= α Nível de significância	Decisão correta Prob.= $1 - \beta$ Poder

FONTE: Helsel e Hirsch (2002)

Os testes exatos requerem uma tabela específica para cada tamanho de amostra. A aproximação para amostras grandes consiste em atribuir uma distribuição conhecida à estatística do teste. O teste de transformação da

classificação de ordem consiste em aplicar procedimentos paramétricos na classificação dos dados ao invés de nos próprios dados. Helsel e Hirsch (2002) listam alguns dos principais testes de hipóteses de acordo com o objetivo da aplicação, conforme apresentado na Tabela 10.

Tabela 10 - Guia para escolha de alguns testes de hipóteses

PARAMÉTRICOS	NÃO-PARAMÉTRICOS (exatos)	TRANSFORMAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO
<i>2 GRUPOS INDEPENDENTES DE DADOS</i>		
two-sample t-test	rank sum test Mann-Whitney Wilcoxon Mann-Whitney	t-test on ranks
<i>PARES DE DADOS</i>		
paired t-test	(Wilcoxon) signed-rank- test	t-test on signed ranks
<i>MAIS QUE 2 GRUPOS INDEPENDENTES DE DADOS</i>		
1-way analysis of variance (ANOVA)	Kruskal-Wallis test	1-way ANOVA on ranks
<i>MAIS QUE 2 GRUPOS DEPENDENTES DE DADOS</i>		
analysis of variance without replication	Friedman test	2-way ANOVA on ranks
<i>CORRELAÇÃO ENTRE 2 VARIÁVEIS CONTÍNUAS</i>		
Pearson's r (correlação linear)	Kendall's tau	Spearman's rho (Pearson's r on ranks)
<i>RELAÇÃO ENTRE 2 VARIÁVEIS CONTÍNUAS</i>		
Regressão linear (teste p/ inclinação=0)	Mann-Kendall (teste p/ inclinação=0)	regression on ranks (teste para mudança monotônica)

FONTE: Adaptado de Helsel e Hirsch (2002)

Naghetini e Pinto (2002) apresentam testes não paramétricos para validação da aplicação de métodos estatísticos em dados hidrológicos, entre eles, o Teste de Aleatoriedade, Teste de Independência, Teste de Homogeneidade e Teste de Estacionariedade. Segundo os autores, a aleatoriedade é uma hipótese geralmente testada em séries de vazões para verificar se as flutuações decorrem de causas naturais ou em função de regularizações por meio de barragens. A independência é a característica que garante que nenhuma observação pode influenciar na ocorrência, ou não, de outra observação seguinte, no caso de variáveis hidrológicas, os armazenamentos naturais de uma bacia hidrográfica, por exemplo, podem

determinar a ocorrência de vazões de maior porte na sequência de vazões elevadas ou, de vazões de menor porte na sequência de vazões reduzidas. O termo homogeneidade implica que todos os dados de uma amostra são provenientes de uma única e idêntica população. Em variáveis hidrológicas, alguns fenômenos naturais como El Niño podem gerar dados com características diferentes tornando a série histórica heterogênea. Por fim, a estacionariedade refere-se ao fato de que, excluídas as flutuações aleatórias, as observações amostrais são invariantes com relação à cronologia de suas ocorrências. Saltos, tendências e ciclos ao longo do tempo são as causas de não estacionariedade em séries históricas de variáveis hidrológicas.

Teste de Aleatoriedade

Naghetini e Pinto (2007) descrevem um teste de hipótese não paramétrico, baseado em análises gráficas, no entanto, quando analisa-se uma grande quantidade de séries históricas, o método não é prático, demandando muito tempo para a realização.

Alternativamente, Sheskin (2007) descreve o teste não paramétrico *Runs* (teste das sequências), o qual testa a hipótese de que a distribuição de uma série de eventos binários em uma população é aleatória. Em cada série os eventos binários foram definidos como valores acima e valores abaixo da mediana. A estatística do teste, R , é o número de sequências (*runs*) encontradas na amostra. Por exemplo, o lançamento de uma moeda resultou na seguinte sequência de caras (C) e coroas (T): C T C C T T C C C C, na qual o valor de R , conforme as sequências destacadas pelo sublinhado, é igual a 5, sendo 3 na primeira categoria e 2 na segunda.

De acordo com o nível de significância estabelecido para o teste e com o número de sequências (*runs*) em cada categoria, uma tabela para a distribuição exata, a qual pode ser encontrada em Sheskin (2007), pode ser utilizada. Para amostras maiores que 20 dados, a aproximação de distribuição normal pode ser aplicada e os resultados são expressos em termos da significância assintótica, caso contrário, aplica-se a tabela de distribuição exata. Em ambos os casos rejeita-se H_0 quando o valor for menor que o nível de significância (α). O método consiste na aplicação da Equação 8 e utilização da tabela apropriada.

$$z = \frac{r - \mu_r}{\sigma_r} = \frac{r - \left(\frac{2n_1n_2}{n_1+n_2} + 1 \right)}{\sqrt{\frac{2n_1n_2(2n_1n_2 - n_1 - n_2)}{(n_1+n_2)^2(n_1+n_2-1)}}} \quad (8)$$

Em que:

r = número de sequências

μ_r = valor esperado de sequências

σ_r = desvio padrão esperado do número de sequências

n_1 = número de *runs* na categoria 1

n_2 = número de *runs* na categoria 2

Teste de Independência

Segundo Naghettini e Pinto (2007), dada uma amostra $\{X_1, X_2, \dots, X_N\}$ de tamanho N e as diferenças $\{X'_1, X'_2, \dots, X'_N\}$ entre as observações X_i e a média amostral \bar{X} , a estatística do teste de Wald-Wolfowitz (1943) é dada pela Equação 9.

$$R = \sum_{i=1}^{N-1} X'_i X'_{i+1} + X'_1 X'_N \quad (9)$$

Sob a hipótese de que as observações são independentes, pode-se demonstrar que a estatística R segue uma distribuição Normal com valor esperado dado pela Equação 10 e variância pelas Equações 11, 12 e 13.

$$E[R] = -\frac{s_2}{N-1} \quad (10)$$

$$\text{Var}[R] = \frac{s_2^2 - s_4}{N-1} + \frac{s_2^2 - 2s_4}{(N-1)(N-2)} - \frac{s_2^2}{(N-1)^2} \quad (11)$$

$$s_r = N m'_r \quad (12)$$

$$m'_r = \frac{\sum_{i=1}^N (X'_i)^r}{N} \quad (13)$$

A estatística do teste é formulada conforme a Equação 14, a qual segue uma distribuição normal padrão. Por tratar-se de um teste bilateral a um nível de significância α , a decisão deve ser a de rejeitar a hipótese nula H_0 se $|T| > Z_{1-\alpha/2}$. Para o nível de significância adotado $Z_{1-\alpha/2} = 1,96$.

$$T = \frac{R - E[R]}{\sqrt{\text{Var}[R]}} \quad (14)$$

Teste de Homogeneidade

A homogeneidade pode ser testada por meio do teste não paramétrico Wilcoxon-Mann-Whitney, descrito em Naghettini e Pinto (2007), Helsel e Hirsch (2002), Maroco (2007) e Gilbert (1987). O método consiste em testar a hipótese nula H_0 de que as distribuições dos valores da variável dependente são idênticas nas duas populações. De acordo com Maroco (2007), as $N = n_1 + n_2$ observações são ordenadas em ordem crescente ($r_{ij}; i=1, 2; j=1, \dots, n_1 \text{ ou } n_2$). Caso existam empates a ordem dos empates é dada pela média das ordens que estas observações teriam se não fossem empates. Em seguida, calcula-se a soma das ordens para cada uma das duas amostras conforme as Equações 15 e 16. A estatística W de Wilcoxon é dada pela Equação 17.

$$R_1 = \sum_{j=1}^{n_1} r_{1j} \quad (15)$$

$$R_2 = \sum_{j=1}^{n_2} r_{2j} \quad (16)$$

$$W = \min(R_1, R_2) \quad (17)$$

Para amostras de pequena dimensão a probabilidade de significância (p-valor) está tabelada e pode ser encontrada em Maroco e Bispo (2003). Para um nível de significância α , a regra usual é rejeitar H_0 se p-valor $\leq \alpha$. A estatística U do teste de Mann-Whitney é dada pelo número de vezes que uma observação da amostra 1 precede uma observação da amostra 2 (U_1) ou pelo número de vezes que uma observação da amostra 2 precede uma observação da amostra 1 (U_2) depois de

todas as observações terem sido ordenadas em ordem crescente. Os valores U_1 e U_2 podem ser calculados pelas Equações 18 e 19. O valor da estatística U é dado pela Equação 20.

$$U_1 = n_1 n_2 + \frac{n_1(n_1+1)}{2} - R_1 \quad (18)$$

$$U_2 = n_1 n_2 + \frac{n_2(n_2+1)}{2} - R_2 = n_1 n_2 - U_1 \quad (19)$$

$$U = \min(U_1, U_2) \quad (20)$$

O *software* SPSS Statistics 20 ©IBM calcula a estatística U a partir da Equação 19, mas considera a igualdade representada pelas Equações 21 e 22. A partir do valor esperado e desvio padrão de U , calculados, respectivamente, pelas Equações 23 e 24, calcula-se o valor da estatística Z , conforme a Equação 25. O p-valor bilateral é dado pela Equação 26 e rejeita-se H_0 se p-valor $\leq \alpha$.

$$U = n_1 n_2 + \frac{n_1(n_1+1)}{2} - R_1 = W - \frac{n_2(n_2+1)}{2} \quad (21)$$

$$W = R_2 \quad (22)$$

$$E(U) = n_1 n_2 / 2 \quad (23)$$

$$S_W = \sqrt{\frac{n_1 n_2}{N(N-1)} \times \left(\frac{N^3 - N}{12} - \sum_{i=1}^g \frac{e_i^3 - e_i}{12} \right)} \quad (24)$$

$$Z = \frac{U - E(U)}{S_W} \quad (25)$$

$$P[|W - E(W)| \geq |w - E(W)|] \quad (26)$$

Quando mais que 2 grupos independentes de dados são considerados utiliza-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, que é similar ao teste de Wilcoxon-Mann-Whitney com a diferença de que k grupos independentes de dados podem ser

comparados. O método consiste em classificar os dados em ordem crescente e somar as classificações de ordem de cada grupo conforme Equação 15. O valor da estatística do teste é dado pela Equação 27.

$$K_w = \left[\frac{12}{m(m+1)} \sum_{j=1}^k \frac{R_j^2}{n_j} \right] - 3(m+1) \quad (27)$$

Como os testes de Wilcoxon-Mann-Whitney e Kruskal-Wallis comparam apenas as distribuições de probabilidades, o Teste das Medianas, disponível e descrito no *software SPSS statistics 20* ©IBM, pode ser aplicado para complementá-los. É um método não paramétrico que consiste na obtenção da mediana global dos grupos a serem comparados, contagem dos valores acima e abaixo da mediana global, em cada grupo, soma da quantidade de valores acima (variável R_1 , soma de todos grupos) e abaixo (variável R_2 , soma de todos os grupos) para obtenção de $N = R_1 + R_2$. O valor da estatística do teste é dado pelas equações 28 e 29.

$$\chi^2 = \sum_{j=1}^k \sum_{i=1}^2 (O_{ij} - E_{ij})^2 / E_{ij} \quad (28)$$

$$E_{ij} = R_i n_j / N \quad (29)$$

Em que:

$j = 1, \dots, k$ representa os grupos

$i = 1, 2$ representa o grupo dos valores acima e abaixo da mediana global

$n =$ total de valores acima e abaixo de cada grupo

O p-valor unilateral é dado por $P(\chi_{k-1}^2 \geq \chi^2)$ onde χ_{k-1}^2 segue uma distribuição chi-quadrado com $k-1$ graus de liberdade

2.4.7 Análise de Tendências

O estudo de tendências é bem desenvolvido, dispondo de muitas referências bibliográficas para auxílio na aplicação de métodos específicos para cada caso e dificuldade encontrados em análises de séries históricas. Basicamente, a análise de tendências em dados da qualidade da água pode ser realizada por meio da aplicação de um teste de hipótese, de preferência não paramétrico. Frequentemente aplica-se o teste de Mann-Kendall, descrito em Gilbert (1987). O método consiste em organizar os dados na ordem cronológica em que foram coletados: x_1, x_2, \dots, x_n onde x_i é o datum no tempo i . Em seguida determina-se o sinal de todas as $n(n-1)/2$ diferenças possíveis $x_j - x_k$ onde $j > k$. Essas diferenças são $x_2 - x_1, x_3 - x_1, \dots, x_n - x_1, x_3 - x_2, x_4 - x_2, \dots, x_n - x_{n-2}, x_n - x_{n-1}$. A função $\text{sgn}(x_j - x_k)$ é uma função indicadora que assume os valores 1, 0 ou -1 dependendo do sinal das diferenças conforme Equação 30.

$$\begin{aligned} \text{sgn}(x_j - x_k) &= 1 & \text{se } x_j - x_k > 0 \\ &= 0 & \text{se } x_j - x_k = 0 \\ &= -1 & \text{se } x_j - x_k < 0 \end{aligned} \quad (30)$$

Em seguida, calcula-se a estatística de Mann-Kendall conforme a Equação 31, que é o número de diferenças positivas menos o número de diferenças negativas. Se S é um número positivo grande, medições feitas mais tarde no tempo tendem a ser maiores que as medições feitas mais cedo. Similarmente, se S é um número negativo grande, medições feitas mais tarde no tempo tendem a ser menores. A decisão sobre a presença, ou não, de tendências em séries com até 40 dados, segue as regras apresentadas na Tabela 11.

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sgn}(x_j - x_k) \quad (31)$$

Tabela 11 - Regras para rejeição de H_0 no teste de Mann-Kendall (análise de tendências)

H_0	REJEITAR H_0 EM FAVOR DE		
	H_1 : HÁ TENDÊNCIA (teste bilateral)	H_1 : HÁ TENDÊNCIA ASCENDENTE (teste unilateral)	H_1 : HÁ TENDÊNCIA DESCENDENTE (teste unilateral)
NÃO HÁ TENDÊNCIA	Dobro do p-valor do valor absoluto de $S < \alpha$	S positivo p-valor $< \alpha$	S negativo p-valor $< \alpha$

FONTE: Gilbert (1987). α (nível de significância)

Gilbert (1987) apresenta também o teste Kendall sazonal, muito similar ao teste de mann-Kendall, com a diferença de que os cálculos são aplicados separadamente nos dados de cada estação. O método é indicado para dados com forte influência sazonal na variabilidade. A aplicação do teste de Mann-Kendall e Kendall sazonal pode ser realizada com auxílio do *softwares* como XLSTAT 2013 ©Addinsoft. Neste software, entre outras aplicações, é possível considerar a presença de dependência (autocorrelação) nas séries de dados, podendo neste caso serem aplicadas correções como a de Hamed and Rao (1998).

Hirsch *et al.* (1982) apresentaram técnicas não paramétricas para análise de tendências em dados mensais de qualidade de água, especificamente o teste Kendall sazonal para uma tendência, mais um ajuste de fluxo para o teste, e o estimador de inclinação sazonal Kendall. Hirsch e Slack (1984) apresentaram uma modificação do teste Kendall sazonal para tendências (subsequentemente chamado de teste Kendall sazonal com correção para correlação (SKWC)), o qual era robusto contra dependência de série nos dados. Este é um teste útil para séries de tempo longo, pois falha nos dados e dados censurados não representam obstáculos para sua aplicação, no entanto, há uma perda de poder comparado ao teste Kendall sazonal original.

Van Belle e Hughes (1984) levaram o trabalho de Hirsh *et al.* (1982) adiante e apresentaram um método para testar as suposições de homogeneidade implícitas na utilização de métodos intrablocos (que incluem os testes Kendall sazonal) e métodos de classificações (*ranks*) alinhadas (Farrell, 1980) para testes de tendência. Eles mostraram como estatísticas χ^2 poderiam ser derivadas para testar a tendência

global e heterogeneidade, interação local e sazonal, além de fornecerem conselhos sobre análise de conjunto de dados amostrados com frequência não uniforme.

Berryman *et al.* (1988) revisou testes não paramétricos para tendências e disponibilizou um fluxograma muito útil para seleção de um teste estatístico para uma tendência monotônica. As melhores opções para uso em séries de qualidade de água foram o Mann-Whitney, Spearman e testes Kendall. Harcum *et al.* (1992) avaliou a performance do teste de Mann-Kendall em dados dessazonalizados, e teste Kendall sazonal, ambos com e sem correção para correlação serial. Sua lista de recomendações incluiu o conselho de que, se um único teste tiver que ser aplicado para um conjunto de dados de qualquer tamanho sem dependência de série, que seja o teste Kendall sazonal. No entanto, para dados com correlação de série e 10 ou mais anos de dados, usar o teste Kendall sazonal com correção para correlação.

Yu *et al.*, (1993) mostrou um estudo de caso com a performance de 4 métodos não paramétricos estabelecidos para detectar tendências em dados de qualidade da água de rio no Kansas. Os testes utilizados foram o Mann-Kendall, Kendall sazonal, *t*-teste de Sen e estimador de inclinação de Sen. Eles descobriram que os testes tinham potenciais similares, em um nível de significância de 0,05, para séries com mais de 9 anos. Também discutiram o uso do teste χ^2 de van Belle e Hughes (1984) para verificação da homogeneidade das tendências e descobriram heterogeneidade de todas as estações e de toda a bacia.

A detecção de tendências usualmente requer observações uniformemente espaçadas, mas registros de dados podem conter períodos irregulares de amostragem. Para lidar com isso, uma série de dados regular pode ser estimada por técnicas de preenchimento. Alternativamente, um método capaz de manipular observações irregularmente espaçadas pode ser aplicado. Bodo (1989) discutiu a aplicação de métodos gráficos robustos para diagnosticar tendências em dados de qualidade de água irregularmente espaçados. Os métodos gráficos foram mais apropriados para análises de um único local ou bacia, e utilizaram regressão robusta localmente ponderada de Cleveland como um filtro de suavização para investigar não linearidades em gráficos de dispersão x-y.

Cluis (1983), um ano antes de Hirsch e Slack (1984) apresentarem uma modificação do teste Kendall sazonal, subsequentemente chamado de teste Kendall Sazonal com Correção para Correlação (SKWC), afirmou que os testes de

estacionariedade, de distribuição livre, poderiam ser bastante úteis se expandidos para observações correlacionadas numa forma de testes sequenciais para detectar não estacionariedade por mudanças na taxa de quebra dos registros, no entanto, nenhuma referência de aplicação foi reportada no domínio da área de recursos hídricos. Alternativamente, utilizou-se o método das curvas de dupla massa, tradicionalmente aplicado a dados hidrológicos.

A teoria das curvas de dupla massa é baseada no fato de que um gráfico da acumulação de uma quantidade contra a acumulação de outra quantidade durante o mesmo período irá desenhar uma linha reta desde que os dados sejam proporcionais. A inclinação da linha representará a constante de proporcionalidade entre as quantidades. Uma quebra na inclinação da curva de dupla massa significa que uma mudança na constante de proporcionalidade entre as duas variáveis ocorreu ou, talvez, a proporcionalidade não é uma constante em todas as taxas de acumulação. Se a possibilidade de uma relação variável entre as duas quantidades puder ser ignorada, a quebra na inclinação indica o tempo em que uma mudança ocorre na relação entre as duas quantidades. Deve-se reconhecer que algumas quebras de inclinação são causadas pela variabilidade intrínseca de dados hidrológicos e que qualquer quebra que persista por menos de 5 anos deve ser ignorada (CLUIS, 1983).

Kohler (1949) constatou que análises de dupla massa podem ser esperadas a fornecer resultados utilizáveis e conclusivos apenas se: (1) Houver um alto grau de correlação entre os fatores sendo comparados; (2) Os fatores são diretamente proporcionais e; (3) Um dos fatores (o base) é composto por observações comparáveis durante todo o período de registro.

Segundo Cluis (1983), a respeito da aplicação do método da dupla massa para qualidade de água, a primeira condição é facilmente atendida, uma vez que descargas de massa são matematicamente, embora não apenas, correlacionadas com o fluxo, mesmo com concentrações e fluxos completamente não correlacionados. A segunda condição é aproximadamente satisfeita a longo prazo, uma vez que os fenômenos de transporte (muito relacionados com eventos hidrológicos sazonais) estão sujeitos as mesmas variações que os fluxos, quer por erosão, acumulação, sedimentação ou ressuspensão. A terceira condição é geralmente atendida pela estacionariedade dos fluxos.

As duas últimas condições, para uma aplicação válida da técnica, podem não ser satisfeitas em alguns casos, a saber, se as contribuições por fontes pontuais não afetadas por descargas de água representam a maior parte da carga total em comparação com as contribuições por fontes não pontuais, as quais são tamponadas por seu transporte no solo ou, se a estacionariedade tanto da quantidade quanto da qualidade da água é afetada pela criação de um represamento ou poda de uma floresta grande.

Bacia do Alto Iguaçu

Costa *et al.* (2011) realizou análise de tendências do Índice de Qualidade de Água (IQA) entre o período de 2000 a 2010 de 239 pontos de monitoramento na Bacia Hidrográfica do Paraná, nos quais estavam incluídos pontos na Bacia do Alto Iguaçu, constatando tendência de aumento em 18 pontos, de redução em 20 e nenhuma tendência em 201 pontos. O teste Mann-Kendall foi utilizado para a análise, seguido de regressão linear nas médias anuais do IQA para contornar o problema de autocorrelação e efeitos de sazonalidade nas séries de dados. Na Bacia do Alto Iguaçu, 11 apresentaram tendência de redução de qualidade da água (sub-bacias da margem esquerda), 3 apresentaram tendência de aumento do IQA (sub-bacias da margem direita) e 3 não apresentaram tendência.

2.5 SÍNTESE DA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O processo desordenado de urbanização representa um grande desafio para a Gestão de Recursos Hídricos. A Bacia do Alto Iguaçu está inserida num contexto de bacias críticas, no sentido de que é uma bacia com altos níveis de urbanização, atraso dos serviços de saneamento, constante crescimento populacional, migração rural-urbana e demanda hídrica superior a disponibilidade hídrica de águas superficiais. São inúmeros os desafios para a Gestão de Recursos Hídricos, sendo em grande parte, sua responsabilidade garantir o desenvolvimento social e econômico pela disponibilização de água em padrões aceitáveis de qualidade. Entretanto, com o elevado grau de incerteza verificado nas informações provenientes do monitoramento de recursos hídricos, o sucesso do planejamento na

bacia torna-se mais difícil. O gestor é impossibilitado de avaliar com segurança a disponibilidade hídrica da bacia, assim como, de verificar a eficiência de medidas de despoluição, visando o atendimento às classes de enquadramento. Por outro lado, a Bacia do Alto Iguaçu é privilegiada quanto a disponibilidade de pesquisas visando o aprimoramento das ferramentas para implementação dos instrumentos de gestão, como o monitoramento e a modelagem matemática da qualidade da água. É importante ressaltar que as informações obtidas a partir do monitoramento e modelagem de recursos hídricos constituem as bases técnicas para a implementação destes instrumentos, que irão garantir a disponibilidade hídrica para os diversos usos, para gerações atuais e futuras, e conseqüentemente, o desenvolvimento socioeconômico.

Um programa de monitoramento de recursos hídricos em uma bacia hidrográfica deve ser desenvolvido para fornecer informações consistentes sobre as condições da qualidade da água para a Gestão de Recursos Hídricos. Entretanto, seu desenvolvimento não é trivial, variando conforme os objetivos e limitações estabelecidas. Adicionalmente, não é possível o estabelecimento de uma única rede capaz de atender a todos os objetivos da gestão dos recursos hídricos. A determinação das frequências de amostragem deve ser baseada na análise dos dados e nos principais fatores indutores de variações de qualidade como os ciclos diurnos, semanais, sazonais e eventos meteorológicos. Apesar da existência de diversas técnicas para o desenvolvimento de redes representativas, as estratégias, frequentemente, geram informações insuficientes para a Gestão de Recursos Hídricos, em função dos elevados custos, que induzem a utilização de estratégias mais simplificadas. Os custos de medição são muito maiores que os custos de análise, constituindo motivo suficiente para dar-se maior atenção às etapas de planejamento, anteriores ao estabelecimento da estratégia. Para a minimização de custos e garantia de consistência nas informações é igualmente necessária a constante reavaliação das redes de monitoramento estabelecidas.

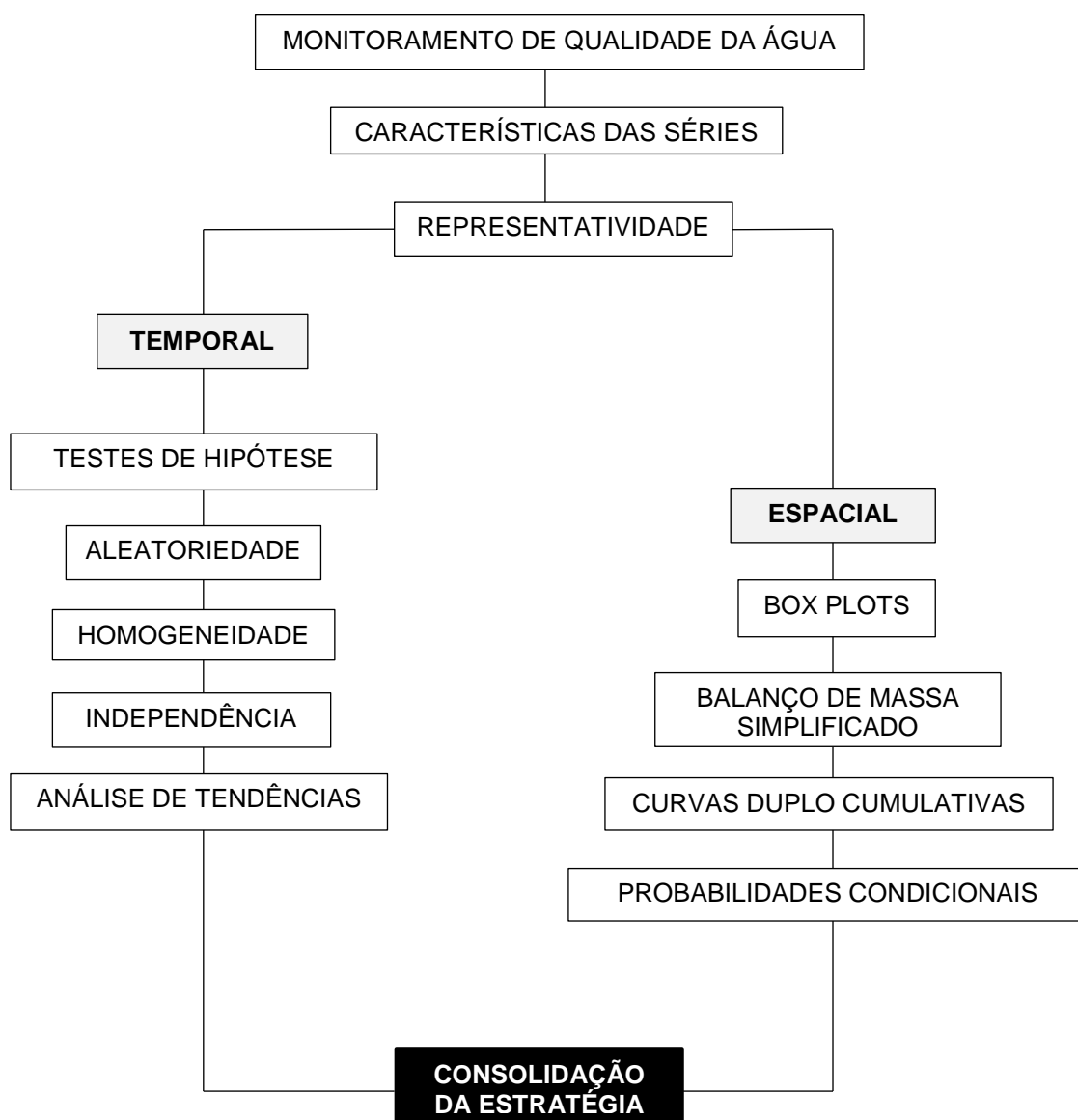
Entre as bases para a definição das estratégias de monitoramento estão as análises de dados a serem realizadas para obtenção da informação. Tipicamente, utilizam-se métodos para obtenção de medidas de localização, dispersão, assimetria, comparação entre grupos de dados, análise de tendências, entre outros. Dados de qualidade da água são frequentemente assimétricos, com longa cauda em

direção a altas concentrações e autocorrelacionados. Para este tipo dados existem métodos específicos mais apropriados como, por exemplo, os métodos não paramétricos, entretanto, alguns destes métodos exigem que a série de dados apresente características específicas para sua aplicação. Algumas destas características são originadas a partir da estratégia de monitoramento, como é o caso da análise de tendências, que requer que os dados sejam coletados, de preferência, com frequência regular e mensal. Contudo, é comum a aplicação de métodos paramétricos, assim como, métodos muito sensíveis à presença de *outliers*, como média aritmética e desvio padrão, no lugar de medianas e intervalo interquartil, respectivamente.

Frequentemente, os dados de monitoramento são utilizados para verificação da presença de tendências de aumento ou redução de concentração de poluentes em rios ou outros corpos aquáticos. No entanto, há que se ter cautela na aplicação dos métodos disponíveis, uma vez que estes são extremamente vulneráveis às diversas fontes de variação como sazonalidades, dependência na série de dados, tamanho das séries e espaçamento (intervalo de tempo) entre os dados. Wahlin e Grimvall (2008) realizaram análise de tendências em séries históricas de qualidade da água de 34 rios e descobriram fortes evidências de que as tendências de longo período detectadas em medições de concentração de nutrientes podem ser mais extensivamente influenciadas por mudanças em técnicas de amostragem e práticas de laboratório, do que por mudanças reais no estado do meio ambiente. O estudo concluiu que mudanças em técnicas de amostragem e práticas de laboratório foram responsáveis pelas principais tendências detectadas.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

A seguir são apresentados os métodos e equipamentos utilizados na realização do monitoramento de qualidade da água e, em seguida, os métodos aplicados na verificação da representatividade das séries de qualidade (concentrações e outras unidades) e quantidade (vazões e cargas⁴), conforme o procedimento metodológico apresentado na Figura 5.



FONTE: O autor

Figura 5 - Procedimento metodológico

⁴ Carga= vazão x concentração.

3.1 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Pontos de Monitoramento

Para realização do monitoramento foram definidos 12 pontos de monitoramento na Bacia do Alto Iguaçu, sendo 8 pontos no rio principal (Iraí e Iguaçu⁵) e 4 nas proximidades da foz de 4 afluentes principais da margem direita (Palmital, Atuba, Belém e Barigui), conforme apresentado na Figura 6. Os pontos de monitoramento no rio principal coincidem com os pontos definidos pelo Projeto Enquadramento (descrito anteriormente no item 1.1), conforme consta no relatório de avaliação nº1 do projeto de Porto *et al.* (2005).

Todos os pontos coincidem com pontos de monitoramento já instalados e registrados no Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos, disponível em internet, na página HIDROWEB da Agência Nacional de Águas (ANA). As informações encontram-se na Tabela 12.

Tabela 12 - Informações sobre os pontos de monitoramento

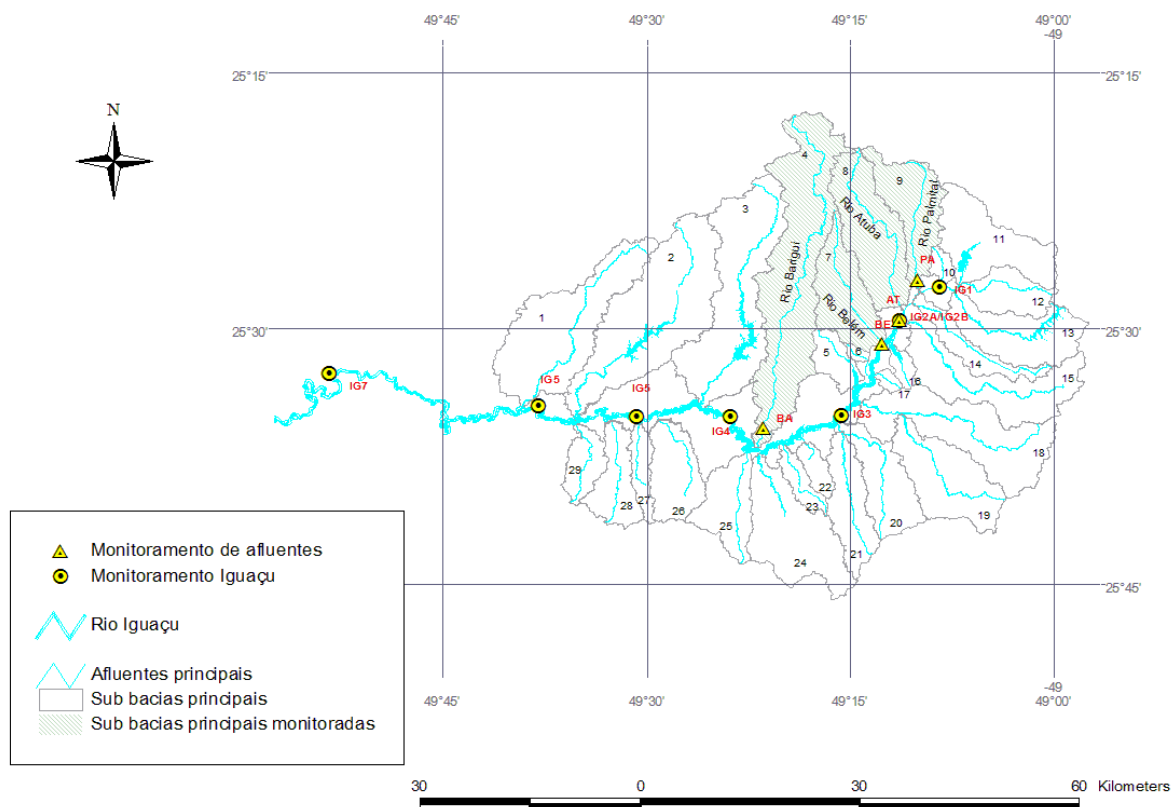
PONTO	NOME	CÓDIGO	RIO	MUNICÍPIO	ÁREA ¹ (km ²)	LATITUDE (S)	LONGITUDE (O)
IG1	Canal de Água Limpa	-	IRAÍ	Piraquara	283	25°26'36"	49°08'26"
IG2A/ IG2B*	Ponte BR-277	65009000	IGUAÇU	São José dos Pinhais	626	25°29'00"	49°11'21"
IG3	Ponte do Umbarazinho	65017006	IGUAÇU	São José dos Pinhais	1.284	25°35'56"	49°15'39"
IG4	ETE Araucária	65019980	IGUAÇU	Araucária	2.122	25°36'01"	49°23'52"
IG5	Ponte do Guajuvira	65025000	IGUAÇU	Araucária	2.578	25°36'01"	49°30'48"
IG6	Balsa Nova	65028000	IGUAÇU	Balsa Nova	3.049	25°35'14"	49°37'54"
IG7	Porto Amazonas	65035000	IGUAÇU	Porto Amazonas	3.662	25°32'53"	49°53'22"
PA	Vargem Grande	65006055	PALMITAL	Pinhais	102	25°26'35"	49°10'02"
AT	Próximo à foz	65008000	ATUBA	Pinhais	142	25°28'55"	49°11'22"
BE	Próximo à foz	65012000	BELÉM	Curitiba	94	25°30'41"	49°12'37"
BA	Ponte da Caximba	65019700	BARIGUI	Araucária	257	25°36'49"	49°21'24"

FONTE: HIDROWEB (2013)

*IG2A margem esquerda, IG2B margem direita

¹ Área de drenagem

⁵ Continuação do rio Iraí.



FONTE: Adaptado de dados georeferenciados de Instituto das Águas do Paraná (2013)

Figura 6 - Pontos de monitoramento

Amostragem

O programa de amostragem teve início em agosto de 2012 e término em dezembro de 2012. Foram realizadas 5 coletas incluindo 12 pontos de monitoramento, exceto a primeira, que não incluiu o ponto IG7. As datas referentes à 1ª, 2ª, 3ª, 4ª e 5ª coletas foram 28/08, 2/10, 24/10, 21/11 e 12/12, respectivamente.

Todas as coletas tiveram início às 8:00 h e foram realizadas por duas equipes, cada uma responsável por um grupo de pontos. Uma equipe (Equipe 1) foi responsável pela coleta de água e medições *in situ* nos pontos PA, AT, BE, BA, IG1, IG2A, IG2B e IG4 e a outra (Equipe 2) pelos pontos IG3, IG5, IG6 e IG7. As campanhas da Equipe 1 tiveram duração aproximada de 4 h e da Equipe 2, de 6h. Este procedimento foi adotado para que o conjunto de amostras fosse representativo de um único instante em todos os pontos, considerando limitações de pessoal e equipamentos.

As amostras foram coletadas em recipiente de polietileno e armazenadas em garrafas, também de polietileno, e caixa térmica com gelo até a chegada em laboratório. A preservação química com H_2SO_4 ou em congelador, dependendo da análise, foi posteriormente realizada em laboratório. Nas amostras para análise de OD pelo método Winkler adicionou-se, em campo, as soluções necessárias para fixação do OD.

Estimativas de Vazões

As vazões foram estimadas por meio da curva de vazões específicas médias para a Bacia do Alto Iguaçu, construída no âmbito do Projeto Enquadramento, representada pela Equação 32. Para utilização da Equação 32 construiu-se a curva de permanência de vazões no ponto IG7 para o período entre 1970 e 2012, de acordo com as considerações de Mannich (2011) sobre estacionariedade da série. A curva obtida é apresentada na Figura 7.

A partir das vazões obtidas por leitura em régua limnimétrica no ponto IG7, nas datas de coleta, obteve-se a permanência referente a estas vazões e, por meio da Equação 32, obteve-se a vazão específica média válida para toda a bacia, a qual, por sua vez, foi multiplicada pela área de drenagem de cada ponto.

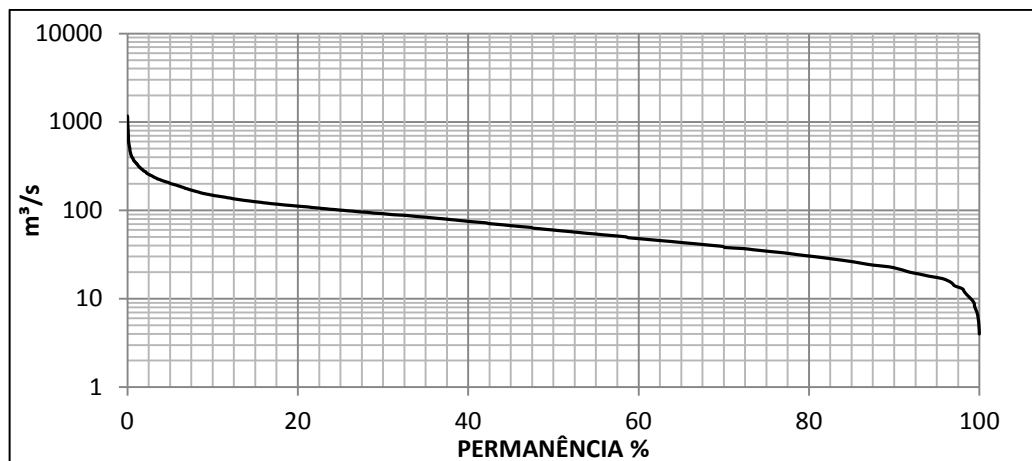
$$q_{\%PER} = -0,0178 \ln(\%PER) + 0,084 \quad (32)$$

Em que:

$q_{\%PER}$ = vazão específica média ($m^3/s.km^2$) para um tempo de permanência (%PER)

%PER = tempo de permanência (%)

Na coleta de 28/08/2012 (1ª coleta), não foi realizado monitoramento do ponto IG-7, no entanto, sua vazão foi obtida posteriormente por meio de consulta ao Instituto das Águas do Paraná.



FONTE: O autor

Figura 7 - Curva de permanência de vazões da estação Porto Amazonas (65035000) (ponto IG7)

Análises da Qualidade da Água

As variáveis da qualidade da água monitoradas são as mesmas da série histórica gerada por outros estudos, descritos anteriormente no item 1.1. Estas variáveis coincidem em grande parte com as do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Paraná (PLERH/PR) (Instituto das Águas do Paraná, 2013) para monitoramento de áreas urbanas, assim como, com as variáveis apresentadas por Sperling (2005) para monitoramento de água de rios. A Tabela 13 e Tabela 14 apresentam as variáveis do monitoramento e as informações sobre os métodos utilizados para as análises realizadas no LABEAM, na Universidade Federal do Paraná. As variáveis Demanda Bioquímica de Oxigênio, Nitrito, Nitrogênio Amoniacal, Ortofosfatos, Fósforo Total, Carbono Orgânico Dissolvido foram analisadas em triplicata.

Tabela 13 - Descrição das variáveis e métodos de análise em laboratório

VARIÁVEL	SÍMBOLO	MÉTODO	REFERÊNCIA	FAIXA DE DETECÇÃO
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO	DBO	OXITOP®	WTW	> 2,0 mg O ₂ /L
DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO	DQO	Refluxo fechado colorimétrico	5220 D Standard Methods (APHA, 1998)	420 nm: 0 - 90 mg O ₂ /L 600 nm: 100 - 900 mg O ₂ /L
NITROGÊNIO TOTAL	N _T	Digestão com persulfato de potássio	4500-N C Standard methods (APHA, 1998)	< 2,9 MG N/L
NITROGÊNIO ORGÂNICO TOTAL	N _{ORG}	$N_{org} = N_T - \sum N_{INORG}$ $\sum N_{INORG} = [N-NH_3] + [N-NO_2] + [N-NO_3]$	-	-
NITROGÊNIO AMONÍACAL	NH ₃	Fenato/azul de indofenol	Adaptação de 4500-NH ₃ F Standard methods (APHA, 1998)	10 – 2000 µg NH ₃ /L
NITRITO	NO ₂ ⁻	Método da sulfanilamida/n-1-naftil	4500-NO ₂ B Standard methods (APHA, 1998)	5 – 1000 µg NO ₂ /L
NITRATO	NO ₃ ⁻	Redução pela coluna de cádmio/colorimétrico	4500-NO ₃ E Standard methods (APHA, 1998)	0,01 - 1,0 mg NO ₃ /L
ORTOFOSFATO	PO ₄ ³⁻	Ácido ascórbico	4500-P E Standard methods (APHA, 1998)	5 – 1500 µg P/L
FÓSFORO TOTAL	P _T	Digestão alcalina/ácido ascórbico		
FÓSFORO DISSOLVIDO	P _{DISS}			
FÓSFORO ORGÂNICO DISSOLVIDO	P _{ORG DISS}			
FÓSFORO PARTICULADO	P _{PART}	= P _T - P _{DISS}		
SÓLIDOS: TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS (frações total, dissolvida e suspensa) e SEDIMENTÁVEIS	STT, STF, STV, SDT, SDF, SDV, SST, SSF, SSV e S _{SED}	Gravimétrico (S _{SED} - cone Imhoff)	Adaptação de 2540 F, B, E Standard methods (APHA, 1998)	-
CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO	DOC	Combustão a alta temperatura, método de detecção infravermelho não dispersivo	TOC-VCPH SHIMADZU CORPORATION, 2003	TC<25000, IC<30000 (mg/L) Limite: TC:4, IC:4 (µg/L)
COLIFORMES TOTAL E FECAL	COLIF _{TOTAL} COLIF _{FECAL}	Colilert®	Standard methods (APHA, 1998)	-

FONTE: Adaptado de Knapik (2009)

Tabela 14 - Descrição dos equipamentos para medições de parâmetros *in loco*

VARIÁVEL	UNIDADE	SENSOR	MARCA	FAIXA DE DETECÇÃO
OD	mg/L	Handylab OX 12/SET	SCHOTT	Escala: 0 a 19,99 Resolução: 0,01 Precisão: $\pm 0,5\%$ do valor medido (5° a 30°C)
pH	-	pH 330i/SET	WTW	Escala: -2,000 a +19,999 Resolução: 0,001 Precisão: $\pm 0,003$ (15° a 35°C)
CONDUTIVIDADE	$\mu\text{S/cm}$	Handylab LF1	SCHOTT	Escala: 0,0 a +199,9 Resolução: 0,1 μS Precisão: $\pm 1\%$ do valor medido (15° a 35°C)
TEMPERATURA DA ÁGUA	°C	Leitura por condutivímetro ou pHmetro		pHmetro: -5,0 a 105,0 Resolução: 0,1 Precisão: $\pm 0,1$
				Condutivímetro: -5,0 a 99,9 Resolução: 0,1 K Precisão: $\pm 0,1$ K
TURBIDEZ	NTU	WQ770 Turbidimeter	Global Water	Ecalas: 0 a 50 ou 0 a 1000 Precisão: $\pm 2\%$

FONTE: Adaptado de Knapik (2009)

3.2 CARACTERÍSTICAS DAS SÉRIES

Em uma primeira etapa, realizou-se uma análise prévia da distribuição das frequências de amostragem quanto a sua adequação aos principais padrões de variação da qualidade da água, isto é, variação sazonal, ciclo diurno, ciclo semanal e variação associada a eventos de chuva ou períodos de seca. Para esta última, foram analisados os dados de precipitação da estação pluviométrica 2549075 (código no Sistema Nacional de Informações Hidrológicas – HIDROWEB/ANA), localizada na bacia do rio Belém para o mesmo período da série histórica utilizada.

A verificação da presença de sazonalidade foi realizada separando-se os dados das séries entre as quatro estações do ano, conforme a data em que foram coletados. O verão foi representado pelos meses de dezembro, janeiro e fevereiro, o outono pelos meses de março, abril e maio, o inverno pelos meses de junho, julho e agosto e a primavera pelos meses de setembro, outubro e novembro. Em seguida estes dados foram comparados pela aplicação dos testes de hipóteses não paramétricos de Kruskal-Wallis, descrito em Gilbert (1987), e das Medianas, descrito no *software* SPSS 20 ©IBM Statistics a um nível de significância de 5%.

3.3 REPRESENTATIVIDADE TEMPORAL

As hipóteses de aleatoriedade, homogeneidade e independência foram testadas pelo Teste das Sequências (*Runs Test*) (SHESKI, 2007), Teste de Wilcoxon-Mann-Whitney (HELSEL e HIRSCH, 2002; GILBERT, 1987; NAGHETTINI e PINTO, 2007) e Teste de Wald e Wolfowitz (1943) (NAGHETTINI e PINTO, 2007), respectivamente. A análise de tendências foi realizada com a aplicação do teste de Mann-Kendall (GILBERT, 1987) com correção de Hamed e Rao (1998) para séries com dependência.

Os testes de aleatoriedade e homogeneidade foram aplicados com auxílio do *software* SPSS 20 ©IBM Statistics. O teste de independência foi realizado com auxílio do *software* Excel 2010 ©Microsoft e a análise de tendências com auxílio do *software* XLSTAT 2013 ©Addinsoft.

As análises foram aplicadas às séries de qualidade e quantidade de cada ponto individualmente sendo fixado o nível de significância de 5% para todos os testes.

3.4 REPRESENTATIVIDADE ESPACIAL

3.4.1 Box Plots

A construção dos gráficos *box plot* foi realizada com o auxílio do *software* SPSS 20 ©IBM Statistics a partir da série histórica de qualidade e quantidade de cada variável para cada ponto de monitoramento. Cada ponto foi ordenado no eixo das abcissas conforme suas posições reais em relação aos outros pontos de monitoramento.

3.4.2 Balanço de Massa Simplificado

Tomando-se um ponto no rio principal como referência, a análise consistiu na soma da carga no ponto imediatamente a montante, no rio principal, com a carga dos afluentes entre estes dois pontos. Os cálculos foram realizados em 3 trecho do rio Iguaçu, conforme as Equações 33, 34 e 35. Utilizou-se a média entre IG2A e

IG2B, pois, estes pontos representam a margem esquerda e direita, respectivamente, cujas condições de qualidade da água são distintas, em função da proximidade com a foz do rio Atuba.

$$\text{Trecho I} = \frac{\text{IG2A} + \text{IG2B}}{2} - (\text{IG1} + \text{PA} + \text{AT}) \quad (33)$$

$$\text{Trecho II} = \text{IG3} - \left(\frac{\text{IG2A} + \text{IG2B}}{2} + \text{BE} \right) \quad (34)$$

$$\text{Trecho III} = \text{IG4} - (\text{IG3} + \text{BA}) \quad (35)$$

3.4.3 Curva Duplo Cumulativa

A aplicação do método foi realizada conforme descrito por Tucci (1993) e considerações de Cluis (1983) para aplicação em dados da qualidade da água. Acumulou-se nos eixos das ordenadas e abcissas os dados de carga de cada ponto e a média das cargas entre todos os pontos, respectivamente, ao longo do período analisado. Foram consideradas apenas as datas em que todos os pontos possuíam dados, para cada variável da qualidade da água, no intuito de que fosse acumulada a mesma quantidade de valores em cada eixo.

O método foi aplicado nos dados de quantidade (cargas), referentes às cinco coletas realizadas, que incluíram os 12 pontos de monitoramento (Análise I) e, separadamente, para as 37 coletas anteriores, realizadas em apenas 8 pontos de monitoramento no rio principal (Iguaçu) (Análise II). Na Análise I a coleta do dia 28/08/12 foi excluída devido à ausência de dados para esta data no ponto IG7. Os pontos e datas considerados na Análise I encontram-se na Tabela 15. Os pontos IG1, IG2B e IG7 foram excluídos da Análise II por possuírem quantidade bastante reduzida de dados em relação aos outros pontos. As datas e pontos considerados na Análise II encontram-se na Tabela 16.

Tabela 15 – Pontos, variáveis e datas consideradas na aplicação do método curva duplo cumulativa (Análise I)

PONTOS, VARIÁVEIS E DATAS CONSIDERADAS					
PONTOS: IG1/ IG2A/ IG2B/ IG3/ IG4/ IG5/ IG6/ IG7/ PA/ AT/ BE/ BA	VARIÁVEL	02/out	24/out	21/nov	12/dez
		DQO	✓	✓	✓
	DBO ₅	✓	✓	✓	✓
	STT	✓	✓	✓	✓
	STF	✓	✓	✓	✓
	STV	✓	✓	✓	✓
	SDT	✓	✓	✓	✓
	SDF	✓	✓	✓	✓
	SDV	✓	✓	✓	✓
	SST	✓	✓	✓	✓
	SSF	✓	✓	✓	✓
	SSV	✓	✓	✓	✓
	NH ₄ ⁺	✓		✓	✓
	N _{ORG}		✓	✓	✓
	N _{KJEHDHAL}	✓	✓	✓	✓
	NO ₂ ⁻	✓	✓	✓	✓
	NO ₃ ⁻	✓	✓	✓	✓
	N _T	✓	✓	✓	✓
	P _T	✓	✓		✓
	PO ₄ ³⁻	✓	✓	✓	✓
	P _{DISS}	✓	✓	✓	✓
	DOC	✓	✓	✓	
	OD	✓	✓	✓	✓
	OD _{WINKLER}	✓	✓	✓	
	Q	✓	✓	✓	✓

FONTE: O autor

Tabela 16 - Pontos, variáveis e datas consideradas no método curva duplo cumulativa (Análise II)

		PONTOS, VARIÁVEIS E DATAS CONSIDERADAS																					
		2005					2006					2008	2009	2010	2012								
VARIÁVEIS		10/ago	05/out	14/set	19/out	31/out	14/nov	10/abr	26/abr	07/jun	21/jun	19/jul	07/mai	20/ago	01/jul	22/set	09/jun	20/out	28/ago	02/out	24/out	21/nov	12/dez
		PONTOS: IG2A/ IG3/ IG4/ IG5/ IG6	DQO	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
DBO ₅	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
STT	✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓
STF	✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
STV	✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
SDT	✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
SDF	✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
SDV	✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
SST	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
SSF	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
SSV	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
S _{SED}															✓	✓	✓		✓	✓	✓		✓
NH ₄ ⁺	✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓
N _{ORG}	✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
N _{KJEHDHAL}	✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
NO ₂ ⁻	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
NO ₃ ⁻	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
N _T															✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
P _T	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
PO ₄ ³⁻															✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
P _{DISS}															✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
P _{PART}															✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
P _{ORG DISS}															✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓
DOC													✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
OD	✓			✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
OD _{WINKLER}														✓	✓	✓		✓	✓	✓		✓	
Q	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	

FONTE: O autor

3.4.4 Probabilidades Condicionais

O cálculo da probabilidade da cada ponto posicionar-se acima ou abaixo do limite de classe foi realizado conforme Equação 36. A probabilidade condicional foi calculada conforme Equações 37 e 38.

$$P(B) = \frac{\text{n}^\circ \text{ de valores acima ou abaixo do limite}}{\text{total de dados}} \quad (36)$$

B= evento “ponto está acima ou abaixo o limite de classe”

$$P(A|B) = \frac{P(A \cap B)}{P(B)} \quad (37)$$

A= evento “outro ponto está acima ou abaixo do limite”

$$P(A \cap B) = \frac{\text{n}^\circ \text{ de eventos simultâneos A e B}}{\text{n}^\circ \text{ de eventos comparados}} \quad (38)$$

A análise foi realizada para os limites das classes 2 e 3, que são as classes de enquadramento do rios monitorados, conforme mostrado no item 2.1.1. Foram analisadas as concentrações obtidas nas 4 últimas coletas, no entanto, somente as variáveis especificadas na resolução CONAMA nº 357/2005, e que foram também monitoradas pelo presente projeto, foram consideradas (DBO, OD, NH_4^+ , TURB e P_T).

4. RESULTADOS

A seguir apresentam-se os resultados referentes à verificação das características das séries, análises de representatividades temporal e espacial e consolidação da estratégia de monitoramento da qualidade da água na Bacia do Alto Iguaçu e bacias urbanas de forma geral. Os resultados são, em geral, apresentados separadamente por séries de qualidade, com valores de concentrações e outras unidades de variáveis como pH, temperatura, condutividade e turbidez, e séries de quantidade, com valores de cargas de variáveis expressas em termos de concentração nas séries de qualidade.

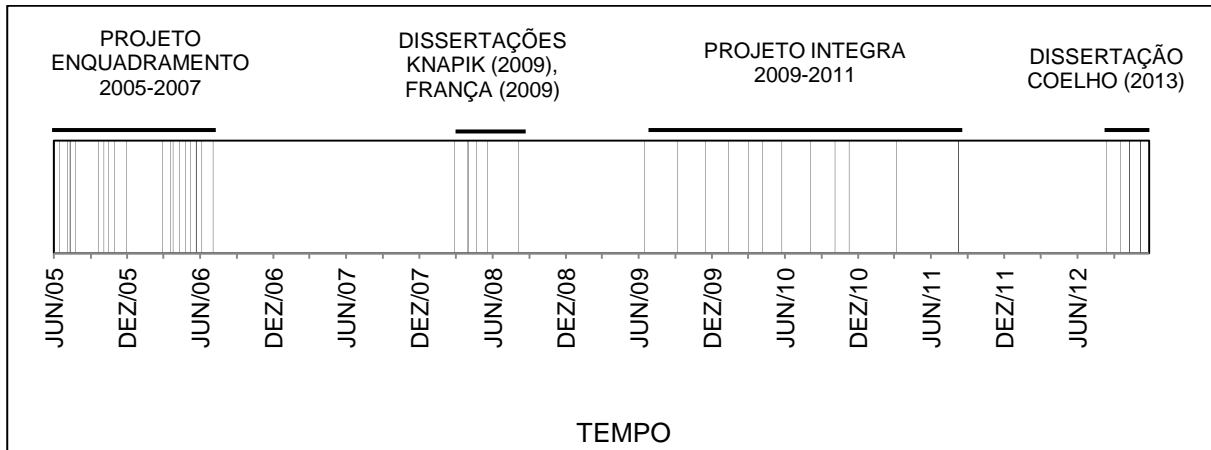
4.1 CARACTERÍSTICA DAS SÉRIES

Frequências de Amostragem

A série histórica de qualidade de água utilizada apresenta frequência de amostragem irregular, motivada principalmente pela existência de projetos, conforme apresentado na Figura 8. Durante o período de atuação dos projetos a frequência mais comum é aproximadamente quinzenal, com alguns eventos isolados de frequência semanal ou mensal. Intervalos trimensais são também verificados em períodos de férias no calendário escolar. Os meses de junho a novembro, referentes ao período compreendido pelo inverno e primavera na Bacia do Alto Iguaçu, concentram de 60 a 80% dos dados. A distribuição sazonal dos dados pode ser visualizada na Figura 9.

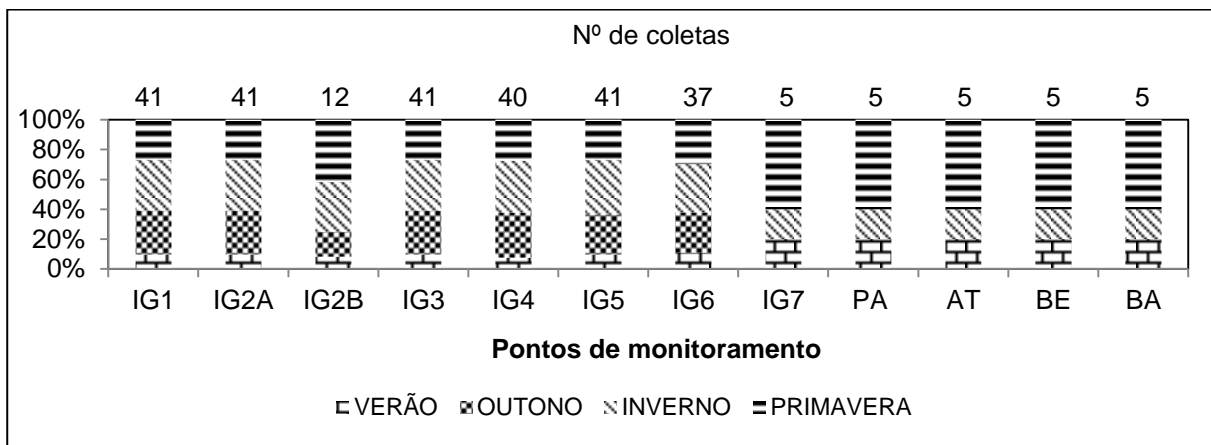
De acordo com informações provenientes de Knapik (2009) e França (2009) e outros autores dos projetos Enquadramento e Integra (ver item 1.1), as coletas foram realizadas em dias úteis, geralmente entre 8:00 h e 17:00 h, não havendo registros de coletas em períodos noturnos e fins de semana. Há grande quantidade de coletas após períodos tanto chuvosos como de estiagem. Na Figura 10 são apresentados os valores acumulados de precipitação durante a semana anterior a cada coleta. Estes valores variam entre 0 e 140 mm, sendo bastante heterogêneos em relação as

frequências de amostragem. Na Figura 11, observa-se que valores elevados de chuva estão associados a concentrações mais baixas e vice-versa, refletindo o processo de diluição das cargas orgânicas.



FONTE: O autor

Figura 8 – Frequência de amostragens



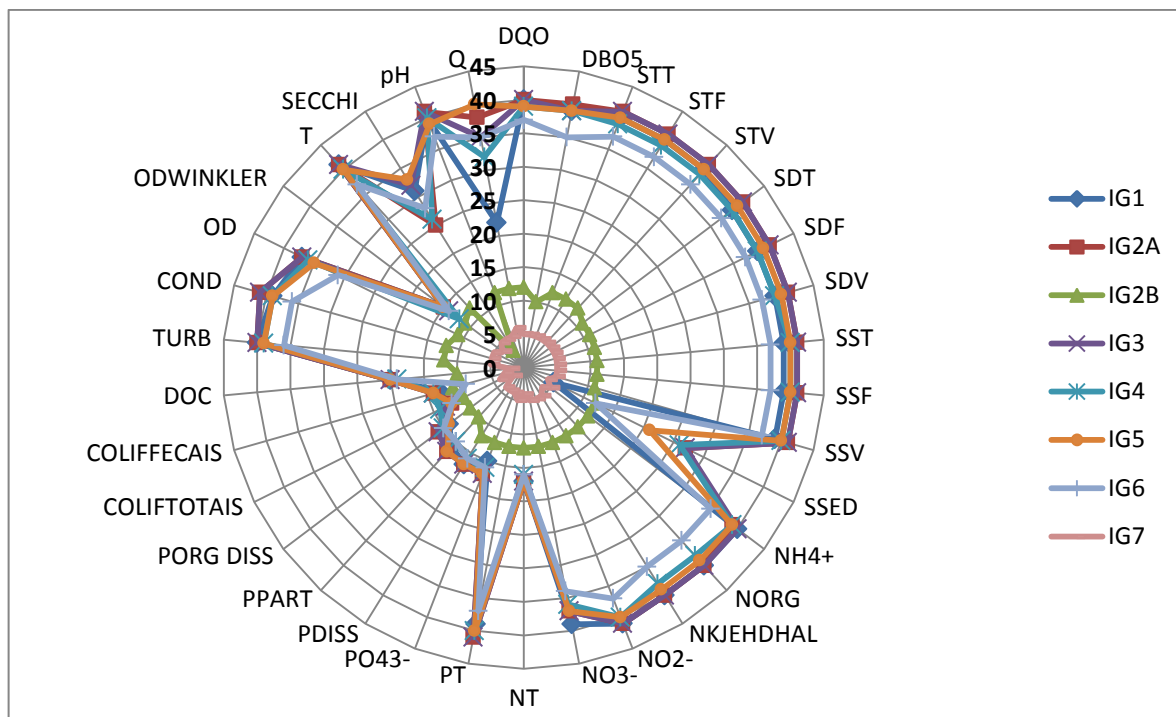
FONTE: O autor

Figura 9 - Distribuição sazonal dos dados da série histórica de qualidade da água por ponto de monitoramento

Tamanho das Amostras

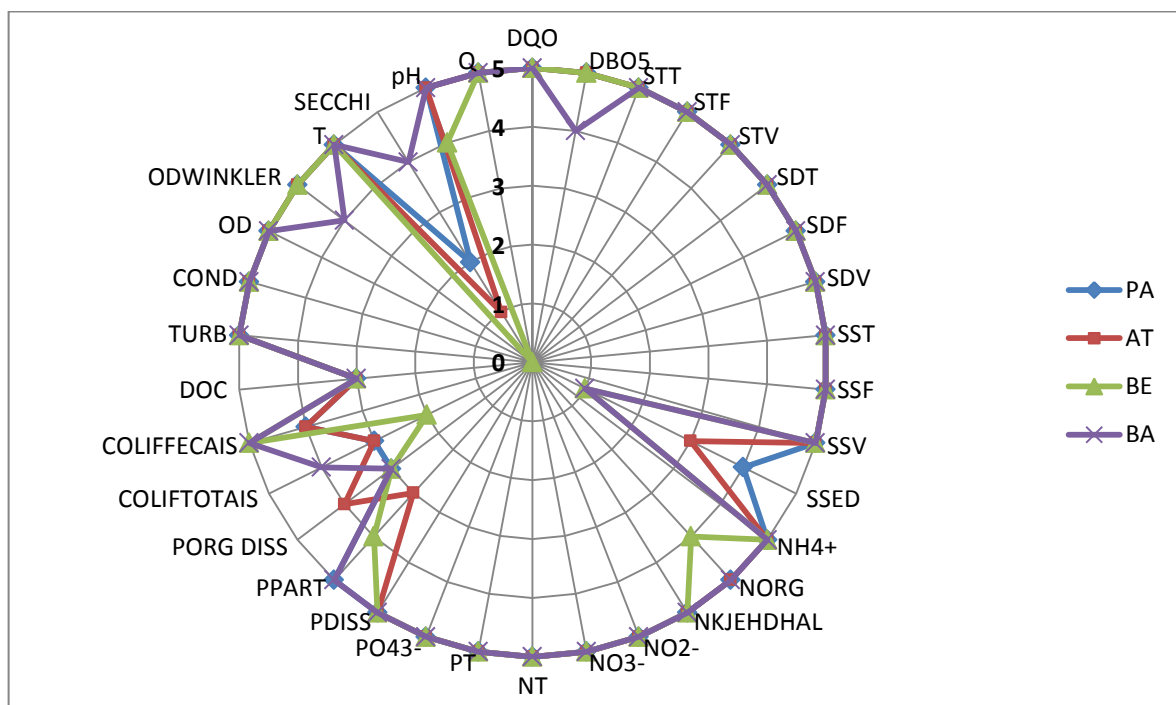
Em função das modificações que vão ocorrendo na estratégia de monitoramento em novos projetos, como inclusão de novas variáveis e novos pontos de monitoramento, as amostras, ou séries de cada ponto de monitoramento possuem diferentes tamanhos. A Figura 12 e Figura 13 apresentam o tamanho das séries de qualidade por variável e por ponto de monitoramento, no rio principal (Iguaçu) e nos afluentes, respectivamente. A Figura 14 e Figura 15 apresentam o tamanho das séries de quantidade, no rio principal e nos afluentes, respectivamente. Em termos de cargas, as séries de alguns pontos no rio principal são menores, em função da falta de dados de vazão nos pontos IG1, IG3, IG4 e IG6, sem esta falta, séries de qualidade e quantidade apresentariam tamanhos iguais.

As séries de fósforo, com exceção de P_T , as séries de coliformes, DOC, N_T , $OD_{WINKLER}$ e S_{SED} possuem quantidade bastante reduzida de dados comparados às outras variáveis em todos os pontos de monitoramento. As séries referentes aos afluentes (Palmital (PA), Atuba (AT), Belém (BE) e Barigui (BA)) e pontos IG2B e IG7, também possuem quantidade bastante reduzida de dados comparados aos outros pontos de monitoramento, porém, estes, em função de sua inclusão posterior na estratégia de monitoramento (IG2B em 2010, afluentes e IG7 em 2012).



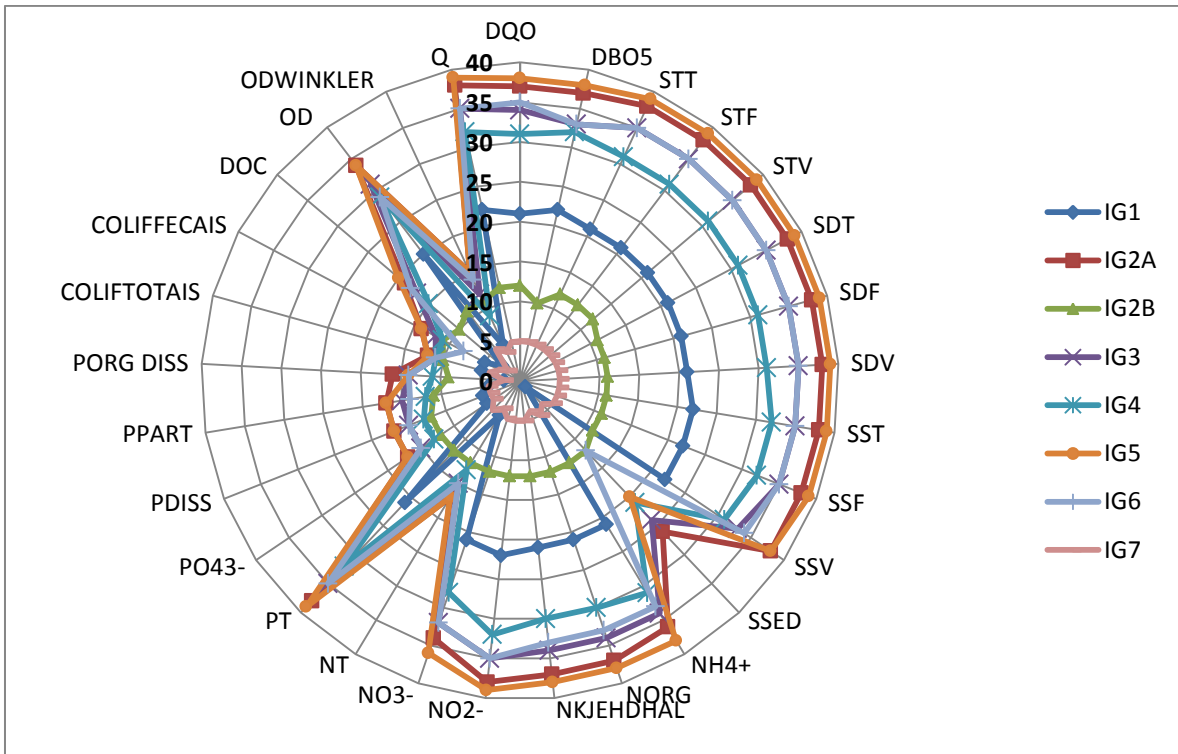
FONTE: O autor

Figura 12 – Tamanho da amostra para as séries de qualidade no rio principal (rio Guaçu) por ponto e variável de monitoramento



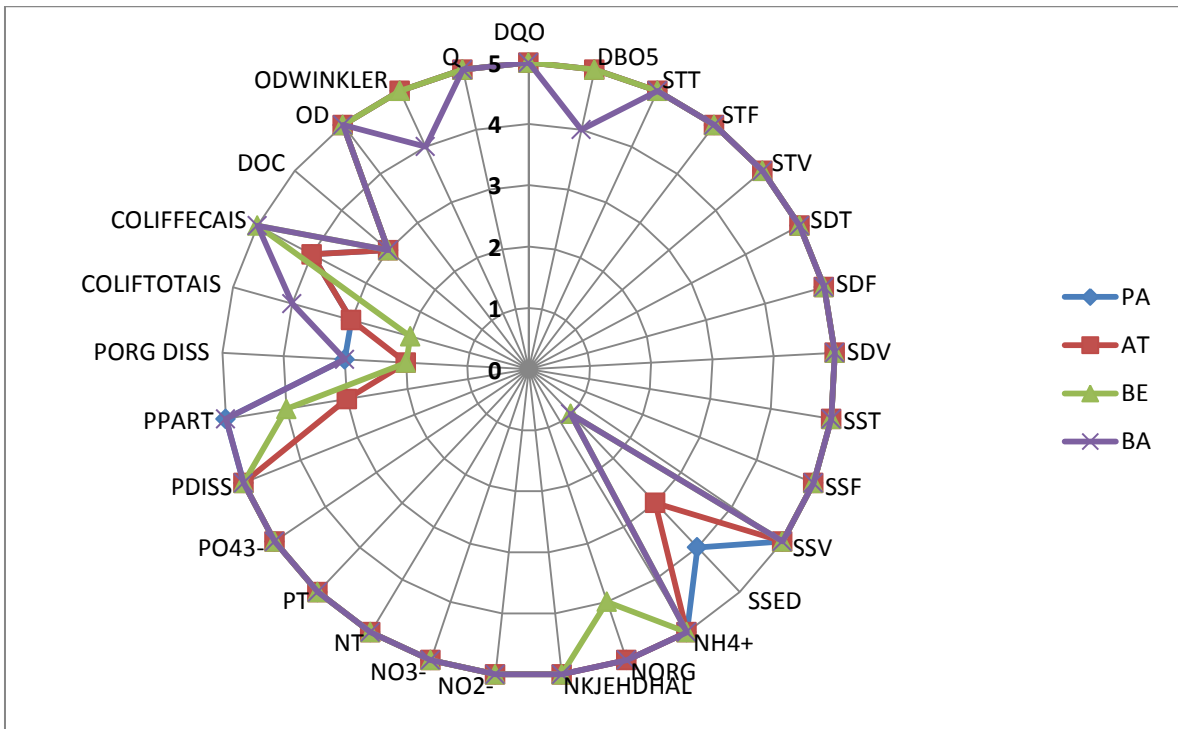
FONTE: O autor

Figura 13 - Tamanho da amostra para as séries de qualidade dos afluentes por ponto e variável de monitoramento



FONTE: O autor

Figura 14 – Tamanho da amostra de dados de carga no rio principal (rio Iguaçu) por ponto e variável de monitoramento



FONTE: O autor

Figura 15 - Tamanho da amostra de dados de carga nos afluentes por ponto e variável de monitoramento

Sazonalidade

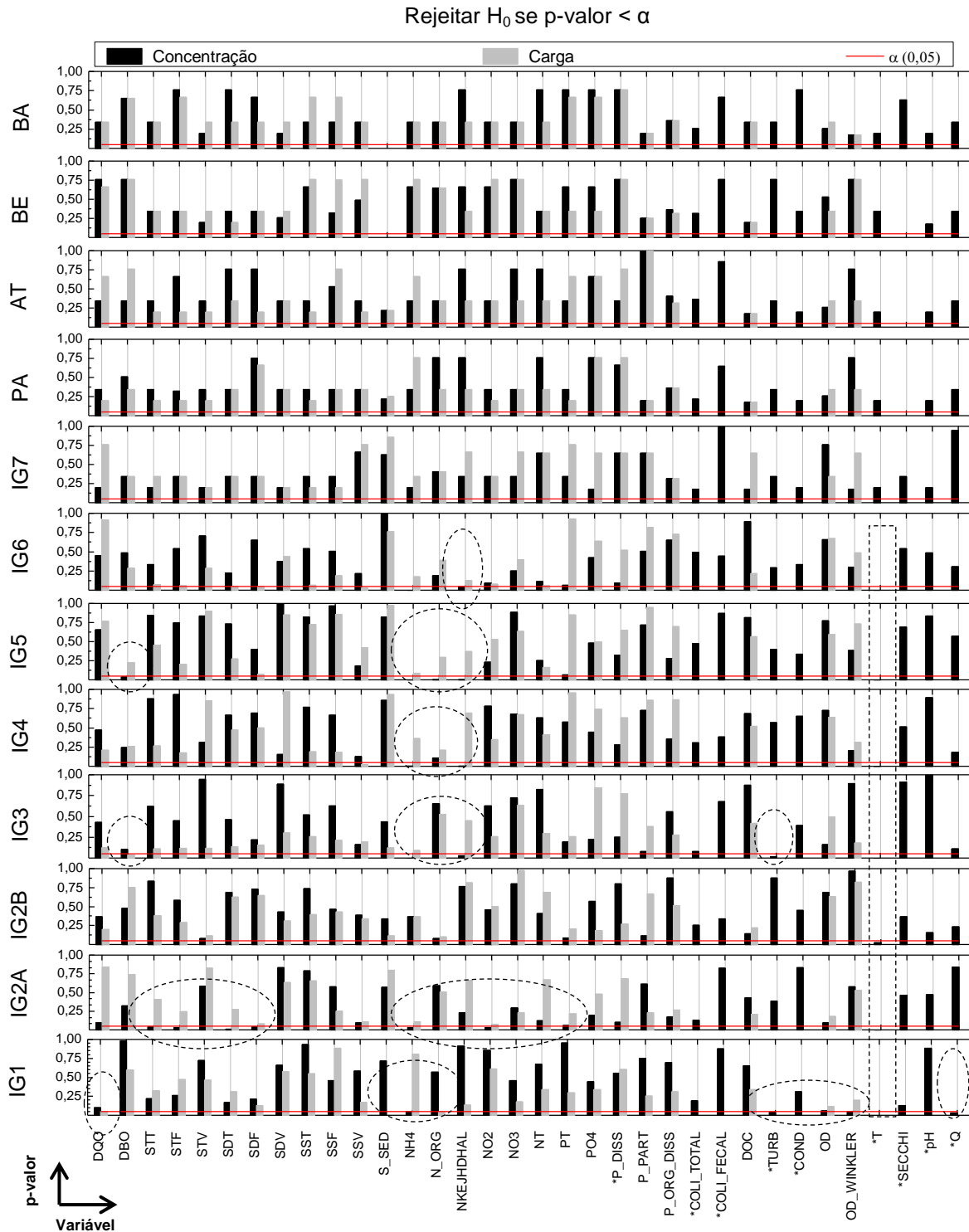
A influência da sazonalidade foi verificada por meio do teste de hipótese de Kruskal-Wallis, que compara as distribuições entre as populações dos dados agrupados de cada estação do ano, e complementarmente pelo teste de hipótese das medianas, que compara as medianas das populações. Estes dois testes foram aplicados, pois, as distribuições das populações podem ser similares, mas ao mesmo tempo apresentarem medianas diferentes, assim como, suas medianas podem ser iguais, mas suas distribuições diferentes. Assim, a presença de sazonalidade foi verificada pela rejeição da hipótese de homogeneidade sazonal no Teste de Kruskal-Wallis e reforçada pela rejeição da hipótese de similaridade entre as medianas no Teste das Medianas.

É de conhecimento geral que as diferentes estações do ano induzem comportamentos diferentes na população, assim como, na quantidade de chuvas que incide sobre uma bacia hidrográfica e, certamente, estas diferenças se refletem na qualidade das águas. De acordo com os resultados apresentados na Figura 16 e Figura 17, por mais que não haja rejeição de H_0 em muitas séries, a rejeição de várias outras como T, frações de nitrogênio, principalmente as que representam estágios recentes de decomposição (NH_4^+ e N_{ORG}), DBO, DQO e TURB, indicam uma variação sazonal significativa na qualidade das águas na Bacia do Alto Iguaçu. É importante ressaltar a baixa quantidade de dados nos afluentes (PA, AT, BE e BA), nos pontos IG2B e IG7, assim como, dos dados de fósforo (exceto P_T), coliformes, DOC, S_{SED} e dados de verão em todos os pontos, favorecendo a não rejeição de H_0 por falta de evidência nos dados (ver item 4.1).

As rejeições de H_0 em ambos os testes evidenciam que a sazonalidade altera não apenas a distribuição dos dados em torno de um valor central, como o próprio valor central. Como a mediana é uma medida resistente de caráter central, não é influenciada pela presença de *outliers* e, portanto, seu deslocamento sazonal deve-se a um deslocamento real das condições típicas de qualidade da água.

É importante ressaltar que, em geral, as séries não apresentam sazonalidade, mas a presença de sazonalidade em algumas séries indica que existem variações significativas que não são captadas pela estratégia adotada, uma vez que há forte

correlação entre os pontos do rio principal conforme resultados de França (2009) (ver item 2.3).



FONTE: O autor

* Sem análise de carga

PA, AT e BE sem dados de SECCHI

Figura 16 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis para verificação de homogeneidade sazonal nas séries de qualidade e quantidade por ponto de monitoramento

4.2 REPRESENTATIVIDADE TEMPORAL

Na Figura 18, Figura 19 e Figura 20, são apresentados os resultados dos testes das hipóteses de aleatoriedade, homogeneidade e independência, e das análises de tendências.

4.2.1 Aleatoriedade

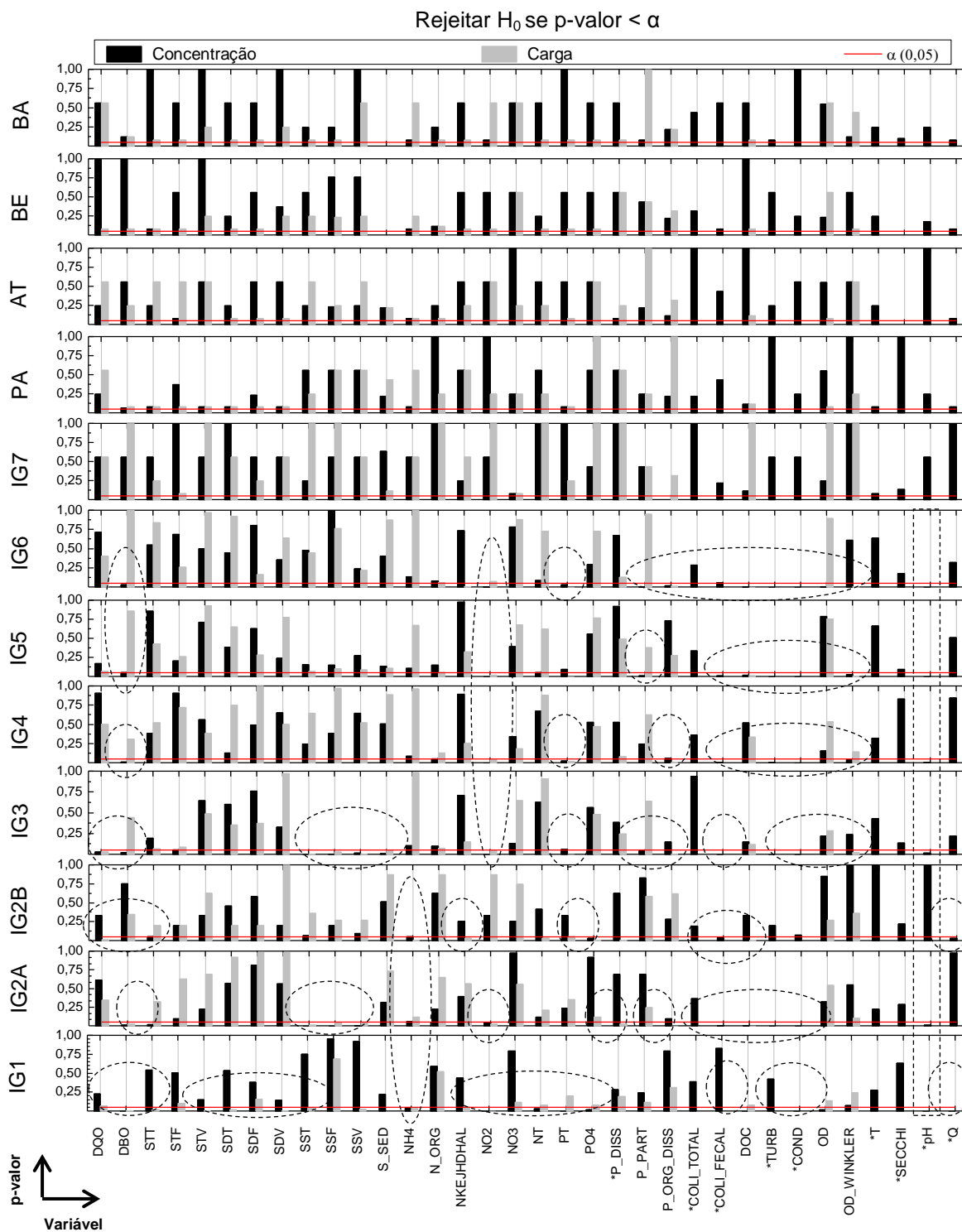
Na Figura 18, uma primeira visualização permite constatar, a um nível de significância de 5%, que a maior parte das séries é aleatória, ou ao menos, não há evidência suficiente nos dados para rejeição da hipótese de aleatoriedade. Uma visualização mais detalhada permite verificar que houve rejeição da hipótese de aleatoriedade em algumas séries históricas de variáveis que indicam a presença de matéria orgânica como DBO, DQO, as frações de nitrogênio (NH_4^+ , N_{ORG} , NO_2^- , N_T e $\text{N}_{\text{KEJHDHAL}}$), frações de fósforo (P_T , P_{PART} e $\text{P}_{\text{ORG DISS}}$), frações voláteis de sólidos (STV e SDV) e condutividade (COND). Algumas destas variáveis representam estágios recentes de decomposição.

A rejeição é observada tanto para séries de qualidade como de quantidade, no entanto, nem sempre em conjunto, como consequência do tamanho reduzido das séries de quantidade. Uma possível causa para rejeição da hipótese de aleatoriedade pode ser a presença de sazonalidades. No teste de aleatoriedade, as sequências ou *runs*, quando há sazonalidade, ocorrem de forma padronizada de acordo com as estações do ano. Portanto, ao traçar a mediana dos dados, conforme o método de aplicação do teste, a sequência verão-inverno será predominante, com dados de verão abaixo da mediana e dados de inverno acima (ou vice-versa) e, assim, periodicamente ao longo do período de monitoramento da série. Esta situação é evidente nas séries de temperatura, exceto nos pontos com baixa quantidade de dados.

4.2.2 Homogeneidade

Os resultados do Teste de Mann-Whitney para verificação da homogeneidade, apresentados na Figura 19, revelam que há bastante heterogeneidade nas séries de qualidade e quantidade. Algumas séries, apesar de não apresentarem rejeição de H_0 , possuem p-valor muito próximo à faixa de rejeição, abaixo de 0,05. Em grande parte, as rejeições ocorrem de forma conjunta pelas séries de qualidade e quantidade.

A homogeneidade nos dados de vazão (Q), exceto nos pontos IG1 e IG2B, indica que a heterogeneidade nas demais séries ocorre devido a variações intrínsecas às respectivas variáveis de qualidade de água. Entre as possíveis causas estão: presença de tendências no aporte de matéria orgânica na bacia, mudanças metodológicas, sazonalidades, erros sistemáticos na manipulação dos dados e presença de muitos *outliers* (valores atípicos). Como o método utilizado consiste em dividir a série ao meio e comparar a distribuição das duas metades, é pouco provável que a sazonalidade seja a causa principal de heterogeneidades. Neste caso, é aconselhável a realização de uma investigação mais detalhada sobre as causas ou fontes de heterogeneidades, uma vez que a aplicação de métodos estatísticos para análise de frequências, como cálculo de médias, desvios e intervalos de confiança não é válida para séries não homogêneas.



FONTE: O autor

* Sem análise de carga

PA, AT, BE sem dados de SECCHI

Figura 19 - Resultados do Teste de Mann-Whitney para verificação de homogeneidade nas séries de qualidade e quantidade por ponto de monitoramento

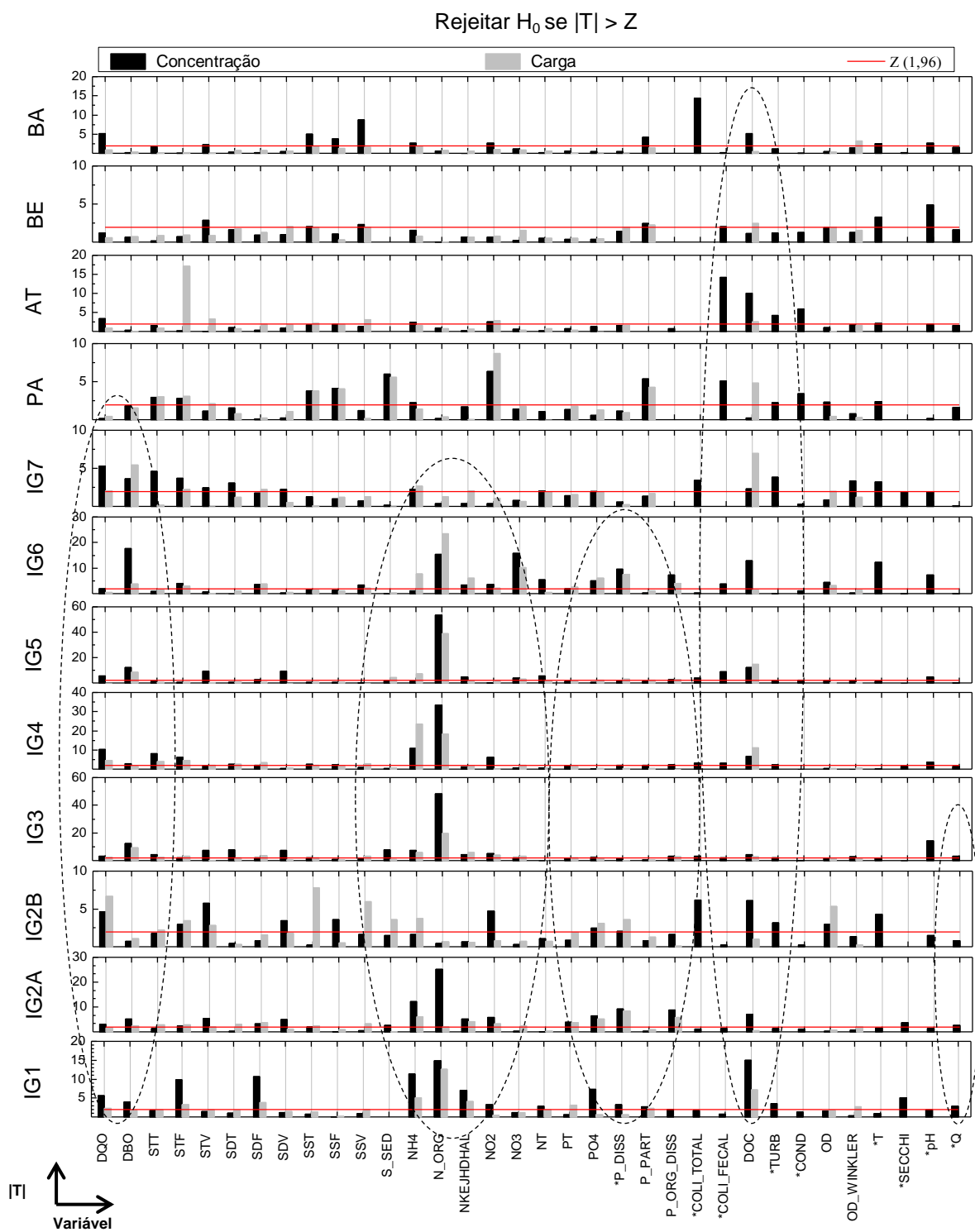
4.2.3 Independência

Os resultados na Figura 20 devem ser visualizados de forma inversa aos testes anteriores, isto é, a rejeição de H_0 é representada pelas barras com valores acima a linha vermelha referente à estatística do teste.

O Teste de Wald e Wolfowitz para verificação da independência nas séries históricas revela dependência na maioria das séries mas, principalmente, nas séries representantes exclusivamente do aporte de matéria orgânica em estágios recentes de decomposição (DBO, NH_4^+ , N_{ORG}). A rejeição da hipótese de independência, na maior parte, ocorre de forma conjunta entre séries de qualidade e quantidade.

Apesar da falta de evidências para rejeição da hipótese de independência nas séries de vazão a partir do ponto IG4, a dependência nas demais séries revela que há uma variação nas vazões, referentes aos diferentes períodos hidrológicos do ano, que não é detectada pela estratégia de monitoramento e análise estatística em termos de quantidade de água, mas que causa dependência significativa em termos de cargas e concentrações, isto é, valores altos na sequência de valores altos e valores baixos na sequência de valores baixos.

Uma vez que a frequência típica adotada na estratégia de monitoramento é aproximadamente quinzenal, a presença de dependência em grande parte das séries sugere que frequências de amostragem de menor resolução podem ser adotadas como a mensal ou trimensal, a fim de captar variações mais significativas e independentes.



FONTE: O autor

* Sem análise de carga

PA, AT, BE sem dados de SECCHI

Figura 20 - Resultados do Teste de Wald e Wolfowitz para verificação de independência nas séries de qualidade e quantidade por ponto de monitoramento

4.2.4 Análise de Tendências

Os resultados do Teste de Mann-Kendall para análise de tendências, apresentados na Figura 21 e Figura 22, mostram que há presença de tendências nas séries de quantidade e qualidade de algumas variáveis em todos os pontos. Inicialmente, é importante ressaltar que a análise de tendências nos afluentes (PA, AT, BE, BA) foi realizada com dados de 5 coletas (28/08/12, 02/10/12, 24/10/12, 21/11/12 e 12/12/12), enquanto no rio principal (pontos IG), com dados de 42 coletas (2005 a 2012). Portanto, não é possível realizar comparações entre afluentes e rio principal.

Na Figura 21, observa-se que há tendência de aumento de concentração de várias variáveis, como P_T , N_{ORG} , COND e TURB, que representam o aporte de matéria orgânica nas águas do rio Iguaçu, desde pontos de cabeceira até IG6, no fim da bacia. No entanto, observa-se também redução das concentrações de DBO e nitrogênio amoniacal (NH_4^+), o que revela uma inconsistência destes resultados, considerando que estas variáveis são fortemente relacionadas com as anteriormente citadas. Atualmente, também, é esperada a redução das concentrações de fósforo em função da resolução CONAMA nº 359/2005, que estabelece reduções obrigatórias no teor de fósforo em detergentes em pó. Conforme observado por Wahlin e Grimvall (2008), as tendências de longo período detectadas em medições de concentração de nutrientes podem ser mais extensivamente influenciadas por mudanças em técnicas de amostragem e práticas de laboratório do que por mudanças reais no estado do meio ambiente. Esta, possivelmente, pode ser a causa desta inconsistência.

Em termos de quantidade, na Figura 22 verifica-se que, predominantemente, não há tendências nos dados de carga, exceto para os afluentes, mostrando que na realidade o aumento das concentrações pode ser simplesmente o efeito de dados coletas em épocas de menos chuvas. Nas cargas afluentes, as tendências de aumento, possivelmente, refletem o efeito da sazonalidade, que pode ser verificada na Figura 21 nas séries de temperatura dos afluentes.

Na região de cabeceira (IG1, IG2A e IG2B) verificam-se algumas tendências de redução de carga em variáveis com DQO, DBO, NH_4^+ , frações de fósforo e DOC, assim como, para as séries de qualidade, associando a redução das concentrações à redução do aporte.

VARIÁVEIS	IG1	IG2A	IG2B	IG3	IG4	IG5	IG6	IG7	PA	AT	BE	BA
DQO	→	→	→	↑	→	→	→	→	→	→	→	→
DBO ₅	↓	↓	→	↓	↓	↓	↓	→	→	→	→	→
STT	→	↑	→	↑	→	→	→	→	→	→	↑	→
STF	→	↑	→	↑	→	↑	→	→	→	→	→	→
STV	↓	→	→	→	→	→	→	→	↑	→	→	→
SDT	→	→	→	→	→	→	→	→	↑	→	→	→
SDF	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→
SDV	↓	→	→	→	→	→	→	→	↑	→	→	→
SST	→	↑	→	↑	→	→	→	→	→	→	→	→
SSF	↓	↑	→	↑	→	→	→	→	→	→	→	→
SSV	↓	↑	→	↑	→	→	→	→	→	→	→	→
S _{SED}	→	→	→	↑	→	→	↑	→	→	→	#	#
NH ₄ ⁺	↓	↓	↓	↓	↓	↓	→	→	→	→	→	→
N _{ORG}	→	→	→	↑	↑	↑	↑	→	→	→	→	→
N _{KJEHDHAL}	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→
NO ₂ ⁻	↓	↓	→	↓	↓	↓	↓	→	→	→	→	→
NO ₃ ⁻	→	→	→	↓	→	→	→	→	→	→	→	→
N _T	↑	→	→	→	→	↑	↑	→	→	→	→	→
P _T	↑	↑	→	↑	↑	↑	↑	→	→	→	→	→
PO ₄ ³⁻	↓	→	↓	→	→	→	→	→	→	→	→	→
P _{DISS}	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→
P _{PART}	→	→	↓	↑	→	↑	↑	→	→	→	→	↓
P _{ORG DISS}	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→
COLIF _{TOTAIS}	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→
COLIF _{FECAIS}	→	↑	↑	↑	↑	↑	↑	→	→	→	→	→
DOC	↓	↓	→	→	→	↓	↓	→	↓	→	→	→
TURB	→	↑	→	↑	↑	↑	↑	→	→	→	→	↓
COND	↑	↑	→	↑	↑	↑	↑	→	↑	→	→	→
OD	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→
OD _{WINKLER}	→	→	→	↓	→	↓	↓	→	→	→	→	→
T	→	→	→	→	→	→	→	↑	↑	↑	→	↑
SECCHI	→	↓	→	↓	→	→	→	→	#	#	#	→
pH	↑	↑	→	↑	↑	↑	↑	→	→	→	→	→
Q	→	↓	↓	→	→	→	→	→	→	→	→	→
# SEM DADOS			↑ TENDÊNCIA ASCENDENTE				↓ TENDÊNCIA DESCENDENTE		→ SEM TENDÊNCIA			

FONTE: O autor

Figura 21 - Resultados de análise de tendências nas séries de qualidade da água

Do ponto IG3 em diante, observa-se tendência de redução de cargas de frações dissolvidas como NH₄⁺, NO₂⁻, P_{DISS} e P_{ORG DISS} e DOC, e tendência de aumento, principalmente em P_T, N_{ORG} e N_{KEJHDAHL}, evidenciando mudanças na

composição de aporte, ou ainda, redução da capacidade de autodepuração das águas a montante, dificultando a passagem do particulado para a forma dissolvida.

A análise de tendências indica a necessidade de análise detalhada das séries durante a aplicação de métodos estatísticos, pois, os parâmetros populacionais, como média e desvio padrão, deslocam-se ao longo do tempo. A análise direta, sem o prévio cuidado com a presença de tendências, irá inserir maior variabilidade aos dados e, conseqüentemente, não representatividade e inconsistência na informação.

VARIÁVEIS	IG1	IG2A	IG2B	IG3	IG4	IG5	IG6	IG7	PA	AT	BE	BA
DQO	↓	↓	↓	→	→	→	→	→	→	→	→	→
DBO ₅	↓	↓	→	↓	→	→	→	→	→	→	→	→
STT	↓	→	→	→	→	→	→	→	↑	→	↑	↑
STF	→	→	→	→	→	→	→	→	↑	→	↑	→
STV	↓	→	→	→	→	→	→	→	↑	→	→	→
SDT	→	→	→	→	→	→	→	→	↑	→	↑	↑
SDF	→	→	→	→	→	→	→	→	→	↑	↑	↑
SDV	↓	→	→	→	→	→	→	→	↑	→	→	→
SST	↓	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→
SSF	→	→	→	↑	→	→	→	→	→	→	→	→
SSV	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→
S _{SED}	#	→	→	↑	→	→	→	→	→	→	#	#
NH ₄ ⁺	↓	↓	↓	→	→	↓	→	→	→	→	→	→
N _{ORG}	→	→	→	→	→	→	↑	→	→	↑	→	↑
N _{KJEHDHAL}	→	↓	→	→	→	→	↑	→	→	→	→	→
NO ₂ ⁻	↓	↓	→	↓	↓	↓	↓	→	↑	→	→	→
NO ₃ ⁻	→	→	→	→	↓	→	→	→	→	→	→	→
N _T	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	↑	↑
P _T	→	→	↓	↑	↑	↑	↑	→	↑	→	↑	→
PO ₄ ³⁻	→	→	↓	→	→	→	→	→	→	→	→	→
P _{DISS}	#	↓	↓	→	→	→	↓	→	→	→	→	→
P _{PART}	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→
P _{ORG DISS}	#	→	→	↓	↓	→	↓	#	→	→	#	→
DOC	→	↓	↓	→	→	↓	↓	→	→	→	↑	↑
OD	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→
OD _{WINKLER}	→	↓	→	↓	→	↓	↓	→	→	→	→	→
Q	→	↓	↓	→	→	→	→	→	→	→	→	→
#		↑				↓				→		
SEM DADOS	TENDÊNCIA ASCENDENTE			TENDÊNCIA DESCENDENTE				SEM TENDÊNCIA				

FONTE: O autor

Figura 22 - Resultados de análise de tendências em séries de quantidade

4.3 REPRESENTATIVIDADE ESPACIAL

A seguir, no item 4.3.1 são apresentados os *box plots* das séries de qualidade e quantidade, no item 4.3.2 os resultados do balanço de massa simplificado, no item 4.3.3 os resultados das análises de curva duplo cumulativa e no item 4.3.4 os resultados da análise de probabilidades condicionais. No item 4.4 apresenta-se a análise conjunta dos resultados dos resultados, ressaltando as discussões e reflexões mais relevantes, e finalmente, a proposta de monitoramento da qualidade da água para a Bacia do Alto Iguaçu e bacias urbanas.

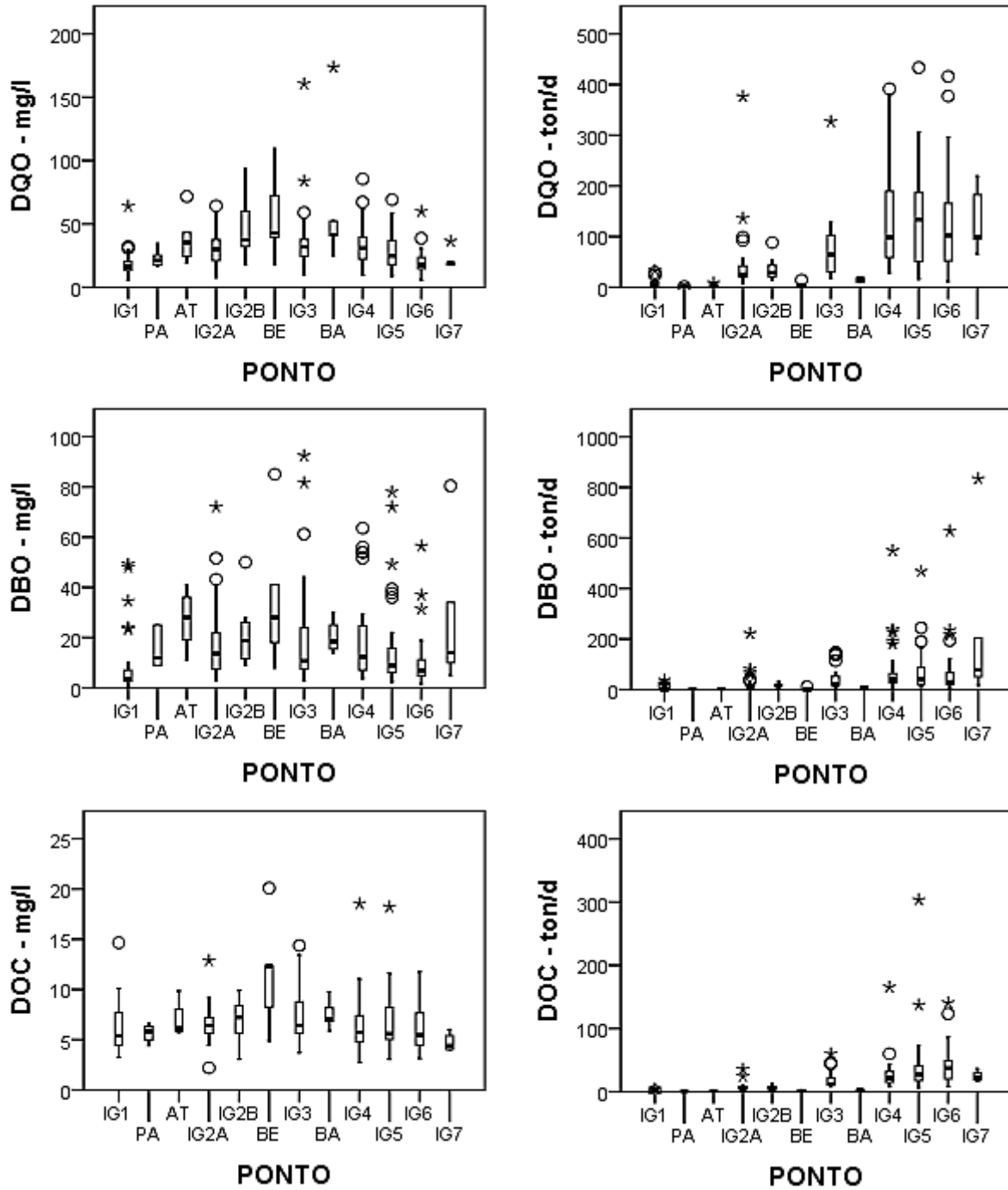
4.3.1 Box Plots

Nas Figuras 23 a 33, são apresentados os *box plots* das séries de qualidade (lado esquerdo) e quantidade (lado direito). Em função das diferenças de escala entre os valores dos afluentes e do rio principal nas séries de quantidade, por vezes não é possível visualizar com detalhes os *box plots* dos afluentes.

Como uma análise inicial, verifica-se a assimetria positiva e não normalidade dos dados, assim como, a presença de muitos *outliers* superiores, principalmente em variáveis frequentemente utilizadas na modelagem matemática de qualidade da água e na construção de indicadores de qualidade de água, como DBO, NH_4^+ e OD. Estes *box plots* confirmam a necessidade de aplicação dos testes não paramétricos, intervalos de confiança assimétricos entre outros métodos para análise de dados com estas características. Os *outliers* maiores que 3 vezes o intervalo interquartil, representados pelos asteriscos, reforçam a não-normalidade e heterogeneidade, anteriormente já verificada, uma vez que deveriam ocorrer 1 em cada 300.000 vezes para dados com distribuição normal.

Na Figura 23, observa-se que, em termos de concentração, os valores são maiores na parte central da bacia, representada pelos pontos IG2A/IG2B, BE e IG3, coincidentes com o núcleo urbano, na margem direita da bacia (ver item 2.1.1). Além das concentrações de DBO, DQO e DOC, os *box plots* de COND e SECCHI, apresentados na Figura 24, confirmam maiores concentrações de sais nesta região da bacia, neste caso, em grande parte provenientes da decomposição da matéria orgânica.

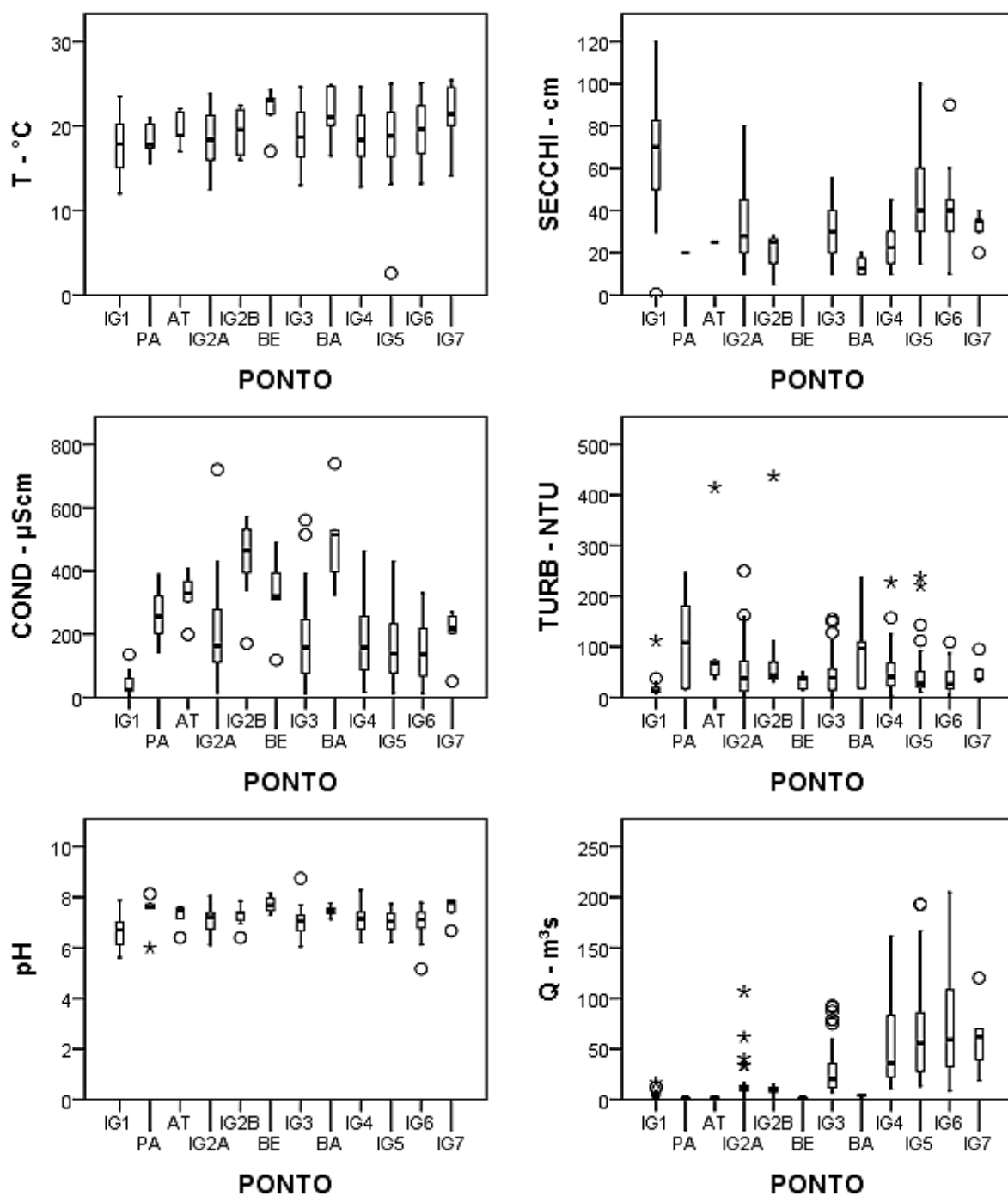
A elevação dos *box plots* de cargas a partir de IG3 mostra que apesar do efeito de diluição proporcionado pelo aumento considerável das vazões (Q, Figura 24) de montante para jusante na bacia, reduzindo as concentrações, o aporte de cargas orgânicas a jusante do núcleo de urbanização é ainda bastante significativo.



FONTE: O autor

Figura 23 - Box plots de concentração e carga (DQO, DBO, DOC)

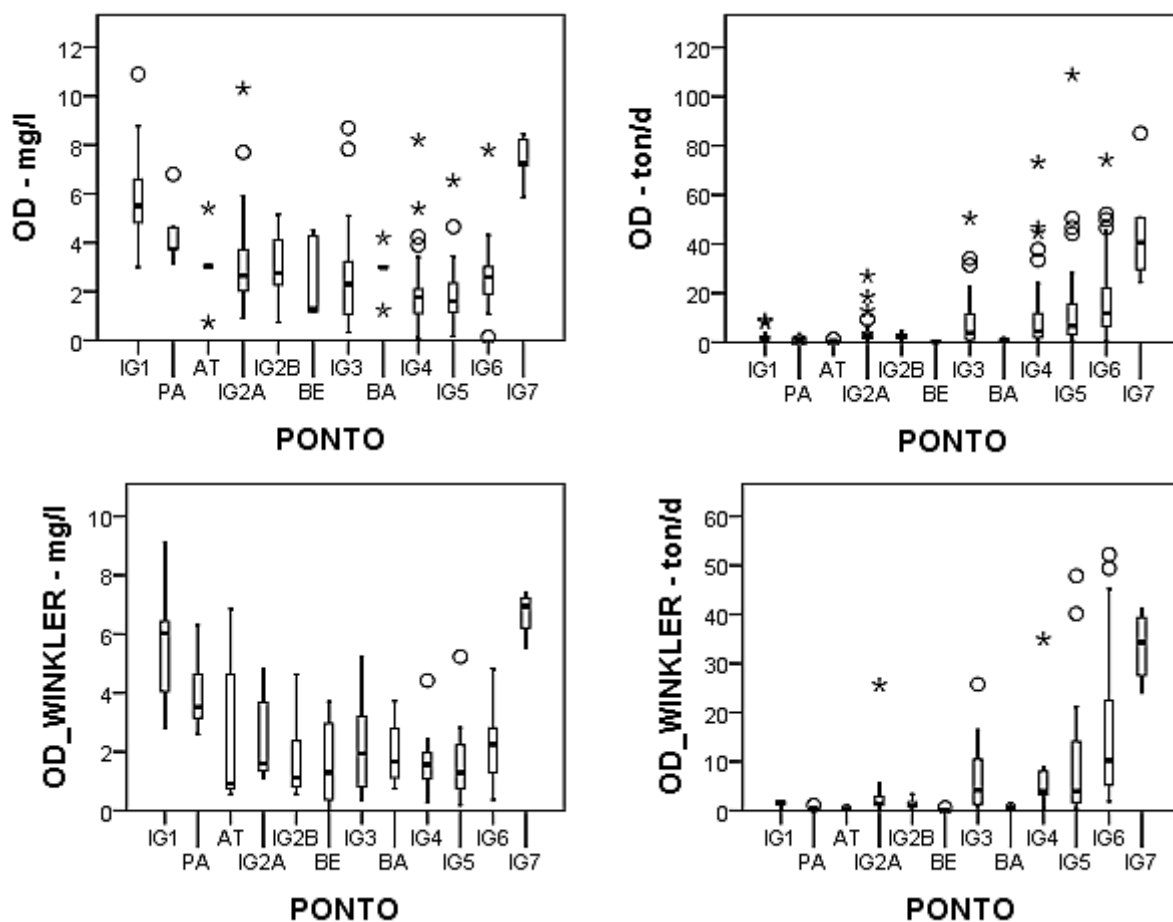
A inferioridade dos *box plots* afluentes frente aos do rio principal sugere a presença de aportes orgânicos adicionais consideráveis ao longo de todo o percurso do rio. Este aporte adicional pode estar relacionado a fontes difusas ou outras fontes pontuais não monitoradas.



FONTE: O autor

Figura 24 - Box plots das variáveis T, SECCHI, COND, TURB, pH e Q

As consequências do aporte orgânico, principalmente biodegradável, após a passagem do rio pelo núcleo urbano e áreas a jusante, refletem-se na depleção contínua do OD até o último ponto na bacia (IG6). Mesmo recebendo as contribuições de vários afluentes da margem esquerda, teoricamente, com elevada concentração de OD, a recuperação inicia-se apenas num ponto mais afastado, dentro da Bacia do Médio Iguaçu (IG7), conforme mostram os *box plots* de OD na Figura 25.

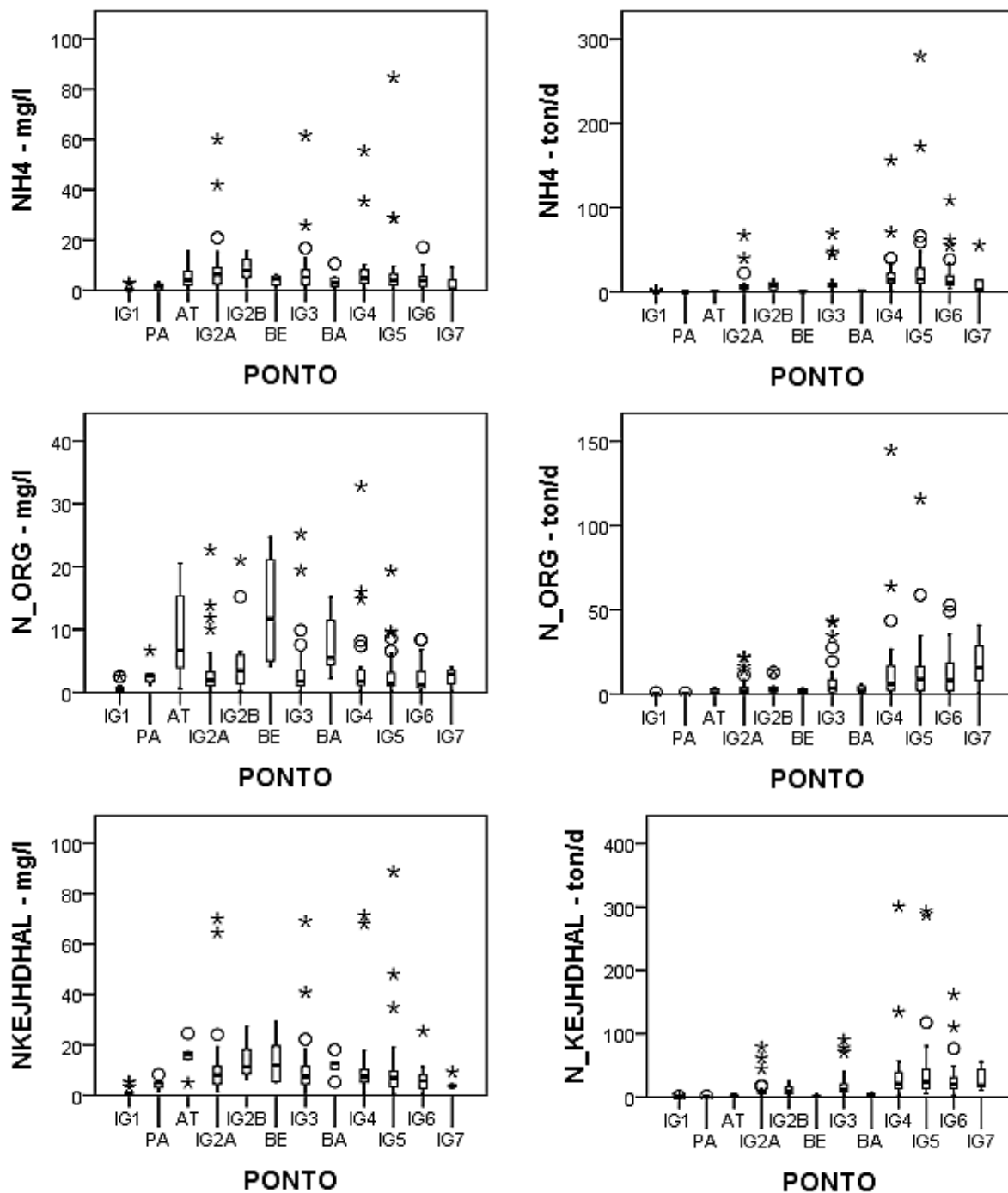


FONTE: O autor

Figura 25 - Box plots de concentração e carga (OD e OD_{WINKLER})

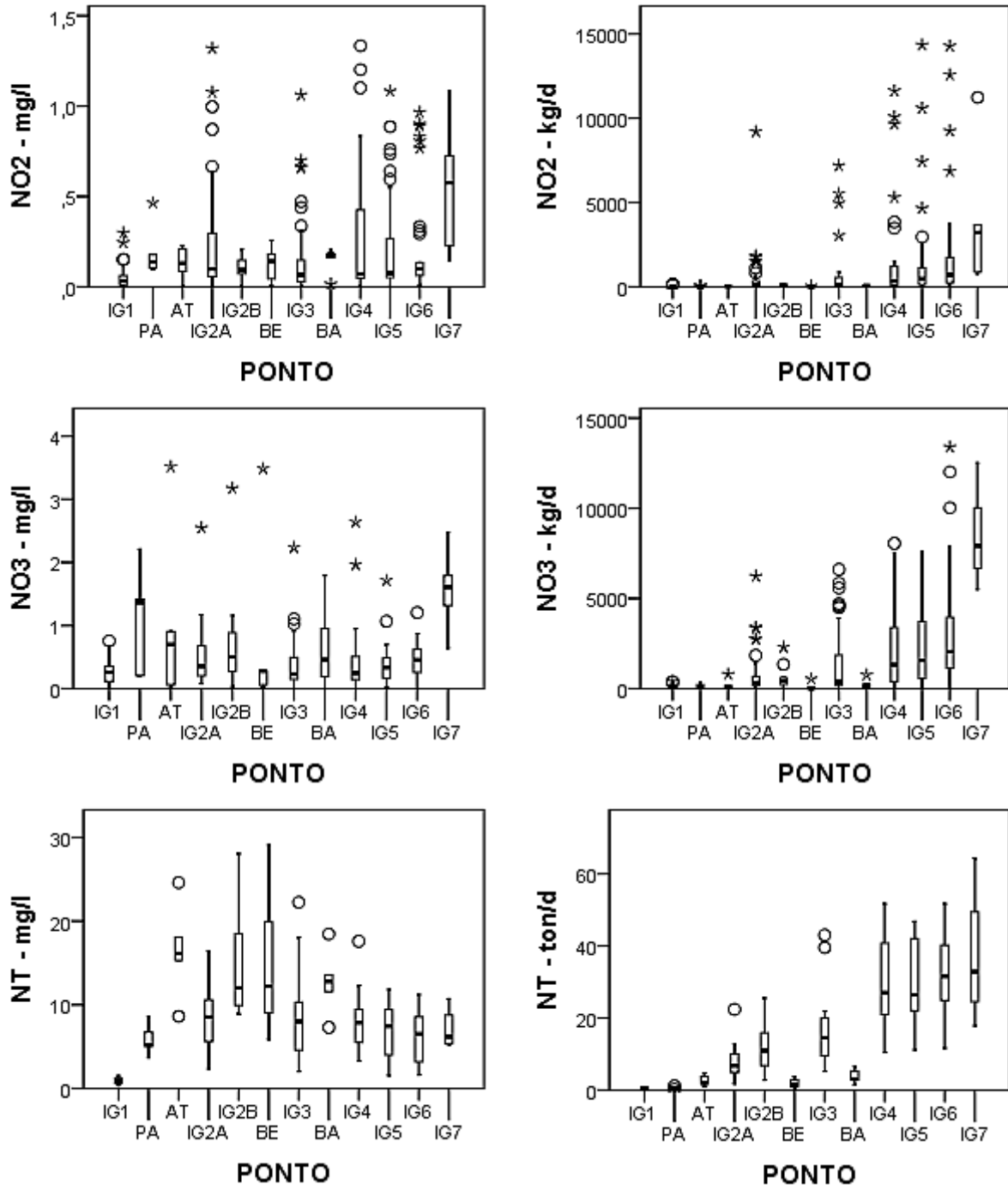
As frações de nitrogênio NH_4^+ , N_{ORG} e $\text{N}_{\text{KEJHDHAL}}$, representantes dos estágios recentes da decomposição da matéria orgânica apresentam uma disposição similar dos *box plots* às variáveis DQO, DBO e DOC, em termos de qualidade e quantidade, conforme mostram os gráficos na Figura 26. Estes *box plots* evidenciam a relação entre estas variáveis, assim como, a presença de matéria orgânica em estágios

recentes de decomposição ao longo de todo o comprimento do rio na Bacia do Alto Iguçu.



FONTE: O autor

Figura 26 - Box plots de concentração e carga (NH_4^+ , N_{ORG} , $\text{N}_{\text{KEJHDHAL}}$)

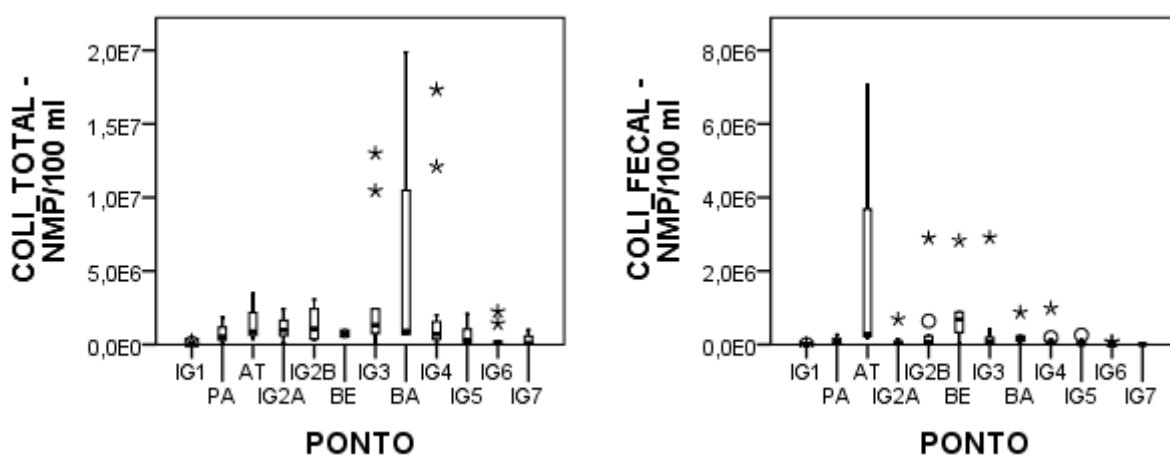


FONTE: O autor

Figura 27 - Box plots de carga e concentração (NO₂⁻, NO₃⁻, N_T)

À medida que este material avança em direção ao último ponto na bacia, o processo de decomposição eleva as concentrações das frações mais oxidadas. Na Figura 27 pode ser visto o aumento, tanto de concentrações como de cargas, das variáveis NO_2^- e NO_3^- . O aumento geral do nitrogênio, indicando a continuidade das injeções de cargas orgânicas e inorgânicas, mesmo em áreas a jusante do núcleo de urbanização, pode ser visto na fração N_T .

A presença de coliformes totais e, principalmente, fecais, associada à todas as variáveis anteriormente citadas e também ao fósforo, em nível muito acima dos limites (ver item 2.1.1), indica a associação da matéria orgânica com o lançamento de esgotos domésticos. Observam-se valores próximos a 2 milhões para coliformes totais e ½ milhão para coliformes fecais, principalmente nos pontos mais centrais da bacia.

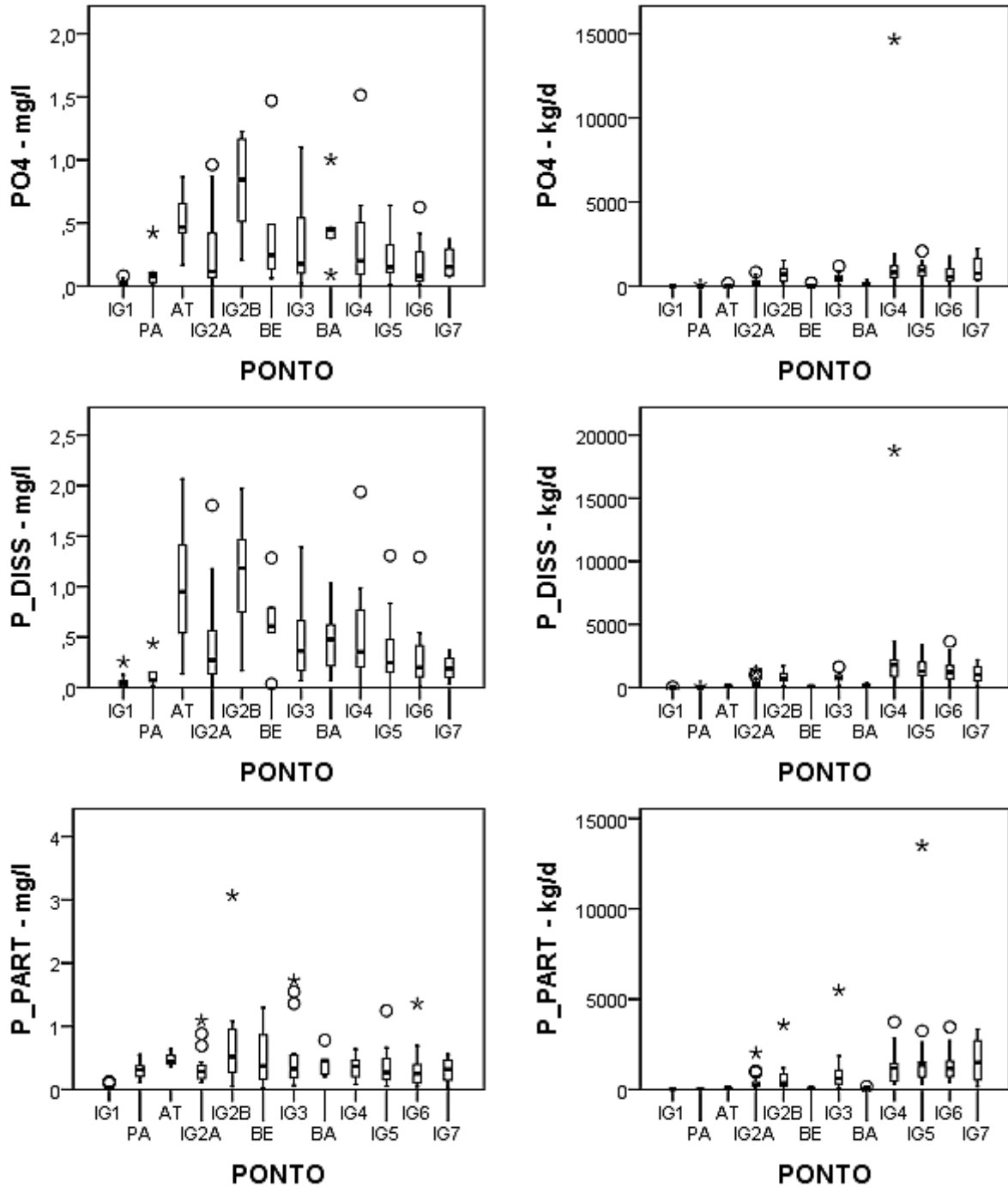


FONTE: O autor

Figura 28 – Box plots das variáveis Coliformes totais e Coliformes Fecais

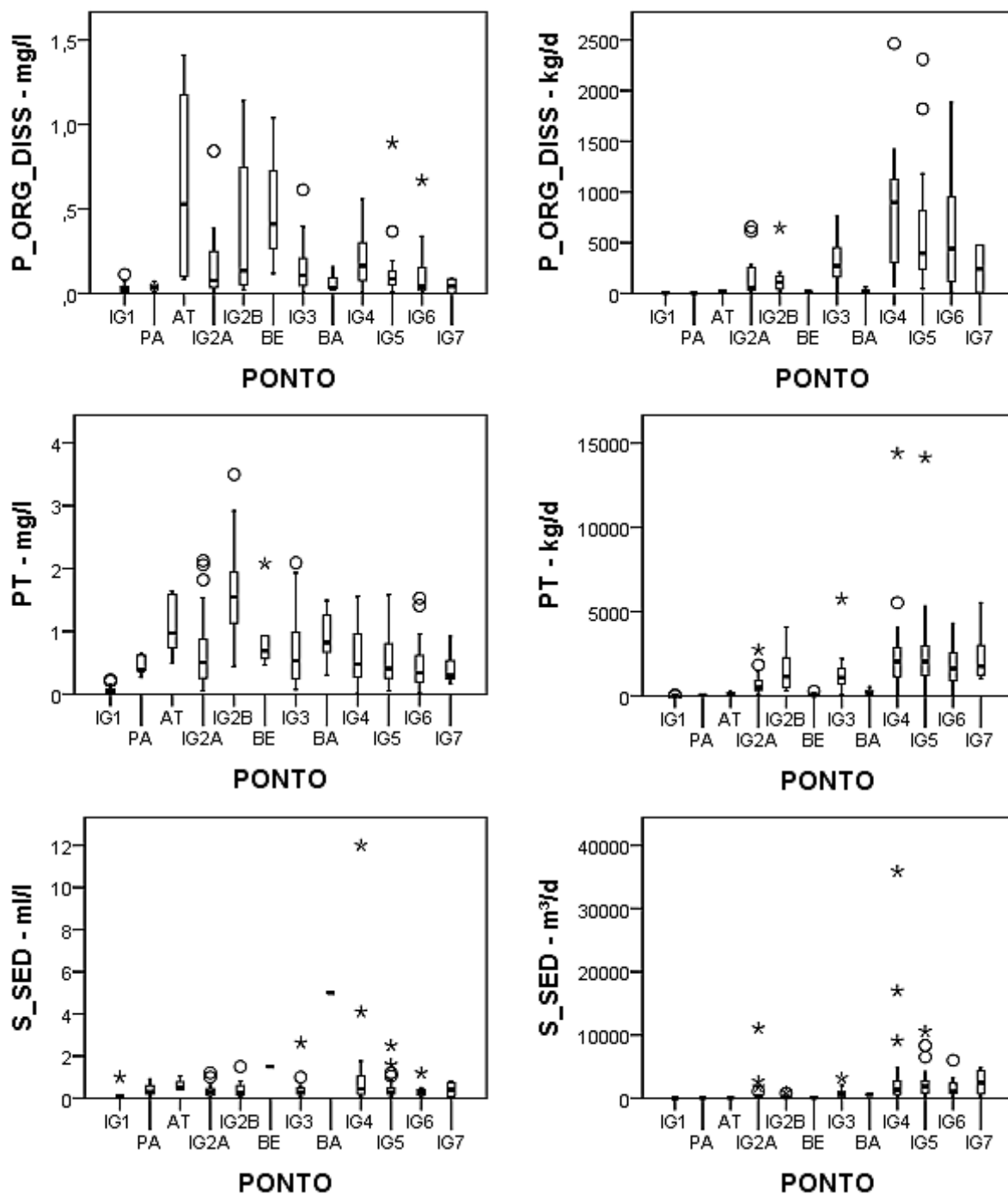
Assim como o nitrogênio recente, as concentrações e cargas de fósforo apresentadas na Figura 29 e Figura 30 assumem disposição similar à de DQO, DBO e DOC, com concentrações maiores na região central e cargas maiores no final da bacia. Entretanto, as cargas de fósforo são consideravelmente menores que as de nitrogênio. Enquanto o nitrogênio varia entre 0 e 100 ton/d o fósforo varia entre 0 e 5 ton/d. Esta diferença se reflete nas concentrações reduzidas de produtos da decomposição do fósforo, como PO_4^{3-} e P_{DISS} , no fim da bacia, ao contrário dos produtos da decomposição do nitrogênio, NO_2^- e NO_3^- , cujas concentrações,

aumentam na parte final da bacia, mesmo sob a forte influência da diluição proporcionada pelo aumento das vazões.



FONTE: O autor

Figura 29 - Box plots de carga e concentração (PO_4^{3-} , P_{DISS} , P_{PART})



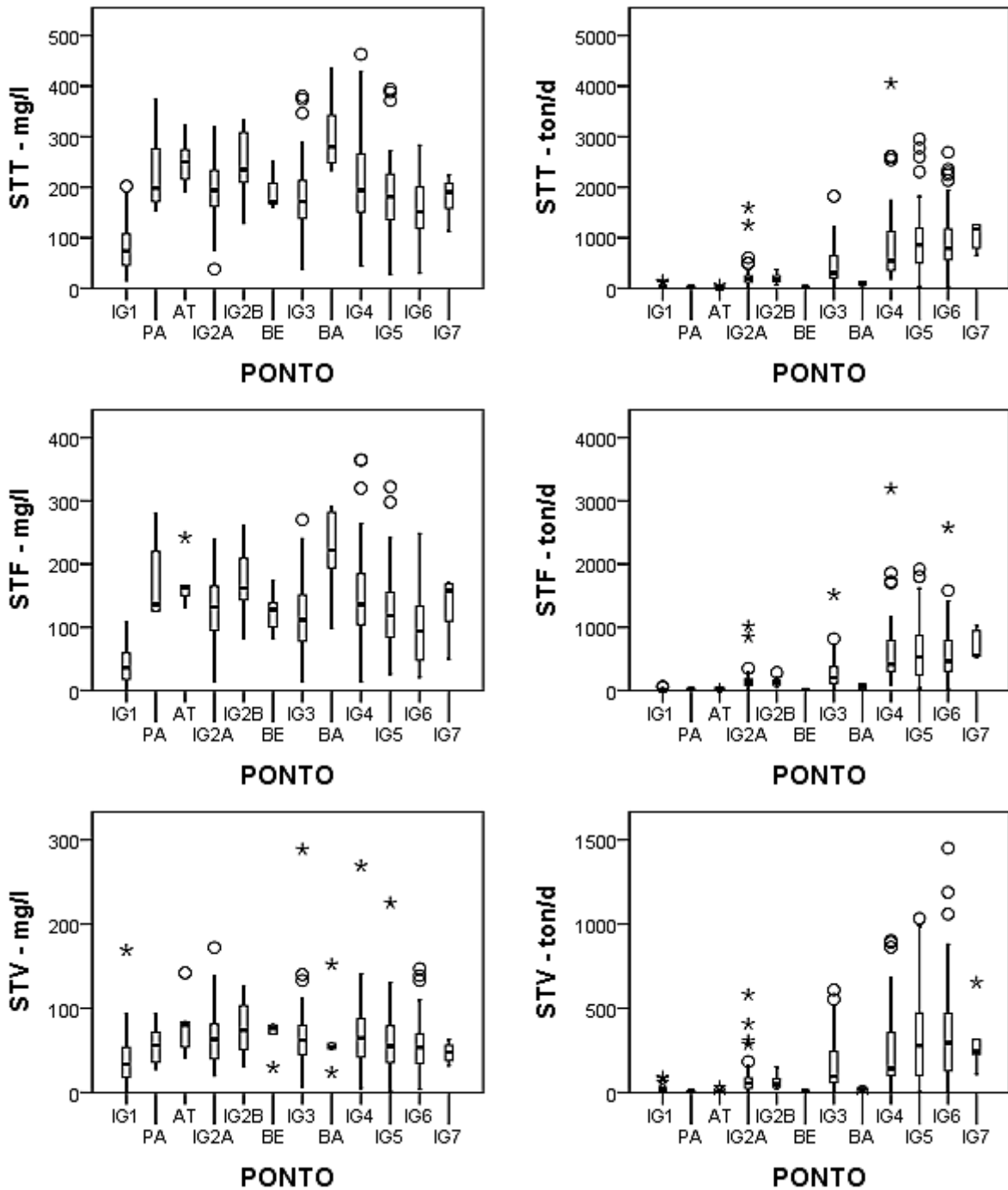
FONTE: O autor

Figura 30 - Box plots de carga e concentração ($P_{ORG DISS}$, $OD_{WINKLER}$, S_{SED})

As frações de sólidos, começando pelos sedimentáveis, ainda na Figura 30, seguem a disposição dos demais *box plots*, principalmente as frações voláteis, uma vez que representam o conjunto de todos os elementos, exceto gases.

A fração STT, representando o impacto de todos os tipos de sólidos, entre orgânicos e inorgânicos, particulados e dissolvidos, apresenta concentrações que

aumentam repentinamente a partir da entrada do primeiro afluente em área urbana (PA) e se mantém num mesmo patamar até o fim da bacia. Nas cargas desta fração também se refletem as mesmas observações feitas para frações de nitrogênio, fósforo, DQO, DBO e DOC, referente à continuidade do aporte orgânico em partes mais a jusante na bacia.



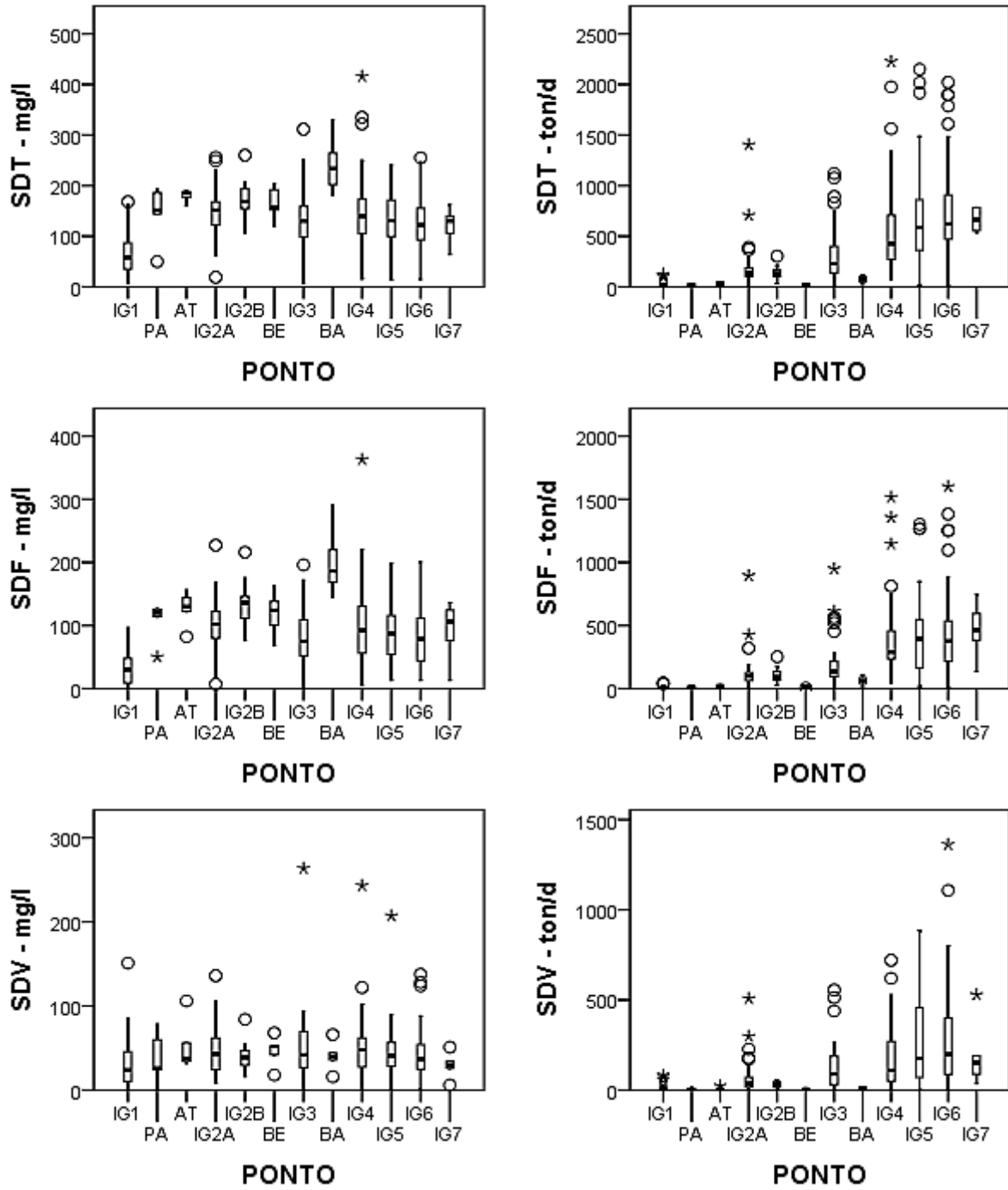
FONTE: O autor

Figura 31 - Box plots de carga e concentração (STT, STF, STV)

A análise das demais frações de sólidos (STF e STV) mostra que a maior parte dos sólidos corresponde à fração inorgânica, representada pela variável STF, cujos valores medianos de carga em regiões a jusante na bacia, estão próximos a 750 ton/d. A menor parte corresponde à fração orgânica, representada pela variável STV atingindo valores medianos de 250 ton/d.

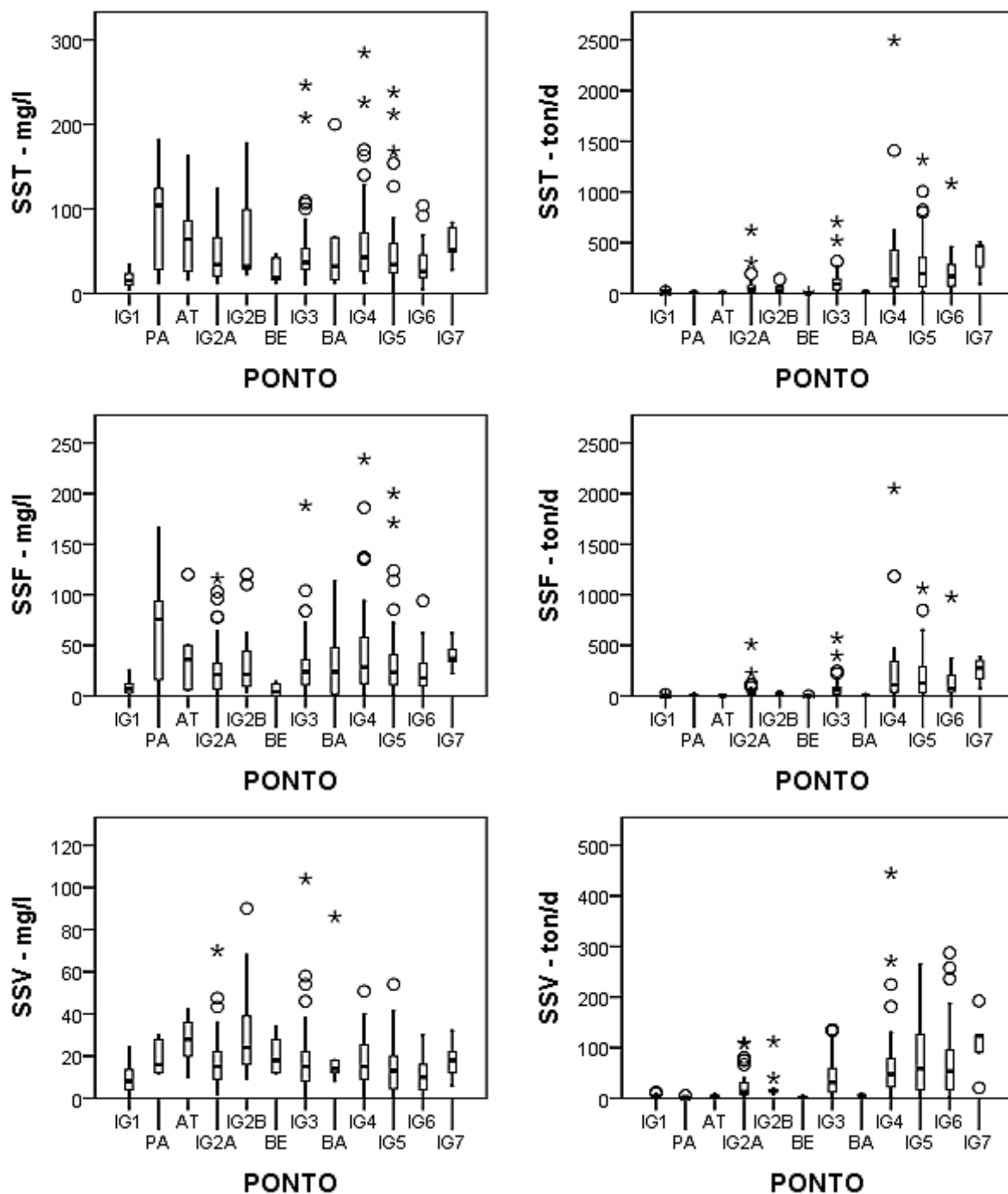
Na Figura 32 observa-se que os *box plots* da fração dissolvida total apresentam uma disposição similar aos *box plots* da fração total (STT), mas com concentrações e cargas levemente menores, indicando a predominância da fração dissolvida. Os valores medianos de carga da fração inorgânica (SDF) chegam a 500 ton/d, enquanto os da fração orgânica (SDV) chegam próximos a 250 ton/d. Como a fração dissolvida representa a maior parte do aporte de sólidos na bacia, e a fração orgânica representa a menor parte desta fração, conclui-se que o aporte maior de sólidos na bacia refere-se à fração inorgânica dissolvida, que compreende entre outros compostos de diâmetro inferior a 10^{-3} μm (SPERLING, 2005), os sais originados nos processos de decomposição da matéria orgânica.

A parte menor, porém, não menos importante do aporte de sólidos refere-se aos sólidos em suspensão. Na Figura 33, observa-se que os valores de carga são crescentes até o último ponto de monitoramento. Assim como na fração dissolvida, a maior parte dos sólidos em suspensão é constituída pela fração inorgânica, conforme observado nos *box plots* das frações SSF e SSV, com cargas medianas de até 300 ton/d e 100 ton/d respectivamente.



FONTE: O autor

Figura 32 - Box plots de carga e concentração (SDT, SDF, SDV)



FONTE: O autor

Figura 33 - Box plots de carga e concentração (SST, SSF, SSV)

Os *box plots* mostram que há um aporte significativo de material orgânico e inorgânico ao longo do rio Iguazu, inclusive nas partes mais a jusante da bacia, representadas pelos pontos IG4, IG5, IG6 e IG7. Entretanto, o aporte realizado pelos afluentes principais, responsáveis pela drenagem da maior parte das áreas urbanas da bacia, é relativamente baixo comparado às cargas no rio principal. Considerando

o decaimento da matéria orgânica, em função do processo de decomposição e sedimentação, as contribuições afluentes tornam-se ainda menores ao chegar até o próximo ponto no rio principal. Apesar do aporte contínuo, além dos afluentes, ao longo de todo o rio na bacia, o processo de diluição passa a exercer maior influência a partir de IG3, tornando as concentrações menores nestas áreas.

4.3.2 Balanço de Massa Simplificado

O balanço de massa simplificado foi realizado em três trechos do rio Iguaçu sendo o trecho I, entre os pontos IG1 e IG2A/IG2B, representando o impacto dos afluentes Palmital e (PA) e Atuba (AT), trecho II, entre os pontos IG2A/IG2B e IG3, representando o impacto do rio Belém (BE) e trecho III, entre os pontos IG3 e IG4, representando o impacto do rio Barigui (BA). O resultado negativo indica ausência de aporte adicional, além dos afluentes monitorados no trecho de rio, ou um aporte adicional que não supera a perda de carga em processos de decaimento por decomposição ou sedimentação e vice-versa. Os sinais do balanço de massa simplificado, realizado nos dados de carga das 5 coletas em 2012, são apresentados na Tabela 17, e a magnitude das diferenças nas Figuras 34 a 36.

Para esta análise considerou-se como representante do aporte orgânico as variáveis DBO, $N_{KEJHDHAL}$ ($NH_4^+ + N_{ORG}$), P_{PART} , STV e SSV, as quais encontram-se em destaque na tabela e figuras de resultados. O aporte de material orgânico e inorgânico, biodegradável e não biodegradável, pode ser representado pelas variáveis DQO, DBO, TOC, Sólidos e algumas frações de nitrogênio e fósforo. No entanto, apenas algumas destas variáveis representam o aporte exclusivamente orgânico. A demanda por oxigênio para biodegradação da matéria orgânica (DBO) e o carbono orgânico total, teoricamente, só devem aumentar se houver o aporte orgânico por fontes pontuais (não necessariamente de efluentes domésticos e industriais) ou difusas e liberação pelo sedimento, enquanto a DQO pode, também, aumentar em função do aporte inorgânico pelas mesmas fontes (KNAPIK, 2009). Como não houve análise de carbono orgânico total (TOC) esta variável não pôde ser incluída.

O aumento de carbono orgânico dissolvido, frações dissolvidas de sólidos e estágios mais avançados de oxidação de compostos de nitrogênio e de fósforo,

como NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , P_{DISS} , $\text{P}_{\text{ORG DISS}}$, entre outros, pode ocorrer, não apenas pelo aporte de matéria orgânica, mas também em decorrência da decomposição da matéria orgânica já inserida no corpo aquático. Das frações de sólidos, apenas as frações voláteis representam exclusivamente material orgânico (SPERLING, 2005). As frações dissolvidas e demais variáveis foram analisadas como complementares para análise do aporte orgânico na bacia.

Verificam-se na Tabela 17 resultados positivos na maior parte das variáveis. Grande parte dos resultados negativos refere-se a variável OD, mostrando que os afluentes da margem esquerda, teoricamente com concentrações elevadas de OD, não conseguem suprir as perdas de oxigênio derivadas da biodegradação da matéria orgânica durante o percurso até pontos mais a jusante.

Além dos resultados positivos observados nas variáveis em destaque, verifica-se que há, paralelamente, o aumento das cargas das demais variáveis, que pode ser tanto em função do aporte, como do processo decomposição. O sinal positivo nas frações STF e SSF indica um aporte inorgânico adicional aos afluentes. Em outras palavras, estes resultados evidenciam a existência de aportes de material inorgânico e orgânico, biodegradável e não biodegradável, significativos entre os trechos I, II, II, adicionais aos afluentes monitorados.

Num primeiro olhar para as Figuras 34 a 36, observa-se que a magnitude dos aportes adicionais e déficits de carga são maiores nos trechos II e III, e que os déficits de carga de algumas frações de variáveis ou variáveis são acompanhados por cargas adicionais das outras frações, refletindo apenas a variabilidade na composição destes aportes adicionais.

No trecho I, as cargas orgânicas adicionais atingem valores próximos a 10 ton/d para DBO e estágios recentes da oxidação do nitrogênio, menos de $\frac{1}{2}$ ton/d para frações de fósforo com estágios recentes de oxidação como P_{PART} e $\text{P}_{\text{ORG DISS}}$ menores que 100 kg/d, e até 50 ton/d para sólidos totais, com demais frações abaixo. Observam-se magnitudes maiores nas frações dissolvidas e estágios mais avançados de oxidação como NO_2^- , PO_4^- e P_{DISS} .

Tabela 17 - Sinal do balanço de massa simplificado

VARIÁVEL	BALANÇO DE CARGAS SIMPLIFICADO > OU < 0														
	$(IG2A+IG2B)/2-(IG1+PA+AT)$					$IG3-((IG2A+IG2B)/2+BE)$					$IG4-(IG3+BA)$				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
DQO	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▼
DBO	▼	▲	▼	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▲	#	▲	▲	▲	▼
DOC	▲	▼	▼	▲		▲	▲	▲	▲	▲	▼	▼	▲	▲	▲
OD	▲	▲	▼	▼	▼	▼	▼	▲	▲	▼	▼	▼	▼	▼	▲
OD _{WINKLER}	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▲	▲	#	▼	▼	▲	▼
NH ₄ ⁺	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▲
N _{ORG}	▼	▲	▲	▲	▲	#	▼	▲	▲	▲	▲	▼	▲	▲	▲
N _{KEJHDHAL}	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▲
NO ₂ ⁻	▲	▲	▲	▲	▲	▼	▼	▲	▼	▼	▼	▼	▲	▲	▼
NO ₃ ⁻	▼	▲	▲	▼	▼	▼	▼	▲	▲	▼	▼	▼	▲	▼	▼
N _T	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▲
P _T	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▼	▼	▲	▲	▲
PO ₄ ³⁻	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▼	▼	▲	▼	▼	▲	▼	▲	▲
P _{DISS}	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▼	▲	▼	▲	▲
P _{PART}	#	#	▼	▲	▲	▲	#	▲	▲	▲	▲	▼	▲	▼	▲
P _{ORG DISS}	▲	#	#	▼	▲	▼	#	#	#	▲	▼	#	#	▲	▼
STT	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▼
STF	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲
STV	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▼	▼
SDT	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲
SDF	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲
SDV	▲	▲	▼	▲	▲	▼	▼	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▼	▼
SST	▲	▲	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▼
SSF	▲	▲	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▼
SSV	▲	▲	▼	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▼	▲	▼	▲	▲

▲ Positivo ▼ Negativo # sem dados

FONTE: O autor

Obs.: Os nº de 1 a 5 referem-se às 5 coletas realizadas em 2012. Variáveis em destaque utilizadas como indicativas, exclusivamente, de aporte de matéria orgânica.

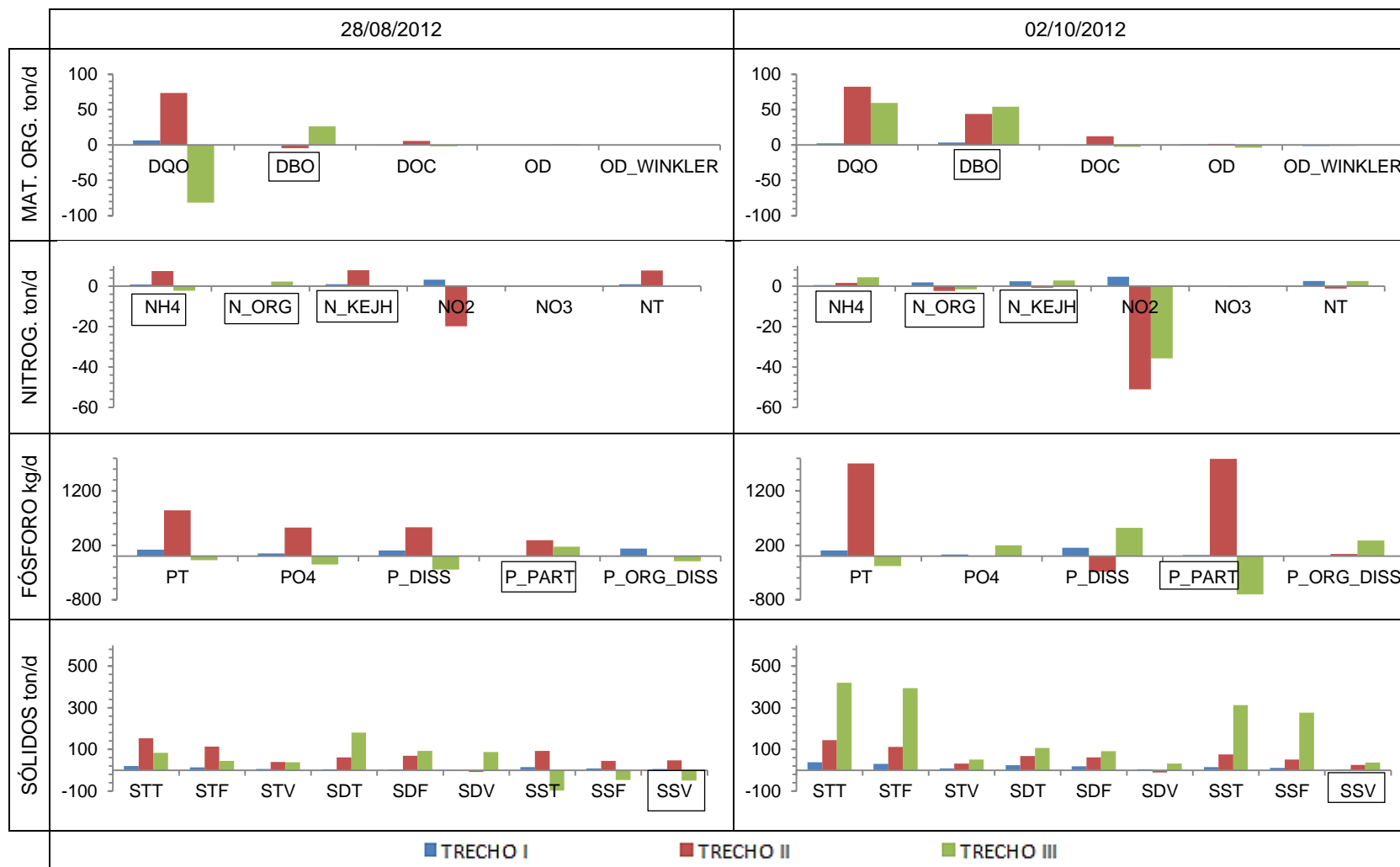
No trecho II, as cargas adicionais de DBO situam-se entre 10 e 50 ton/d com eventuais déficits, frações recentes do nitrogênio próximas a 10 ton/d, com alguns valores maiores e eventuais déficits, estágios recentes da oxidação do fósforo como P_{PART} apresentam valores que variam entre ½ ton/d e 2 ton/d, e sólidos totais entre 100 e 500 ton/d. Estes valores, principalmente as cargas adicionais de P_{PART} são consideravelmente maiores que no trecho I.

No trecho III, observam-se cargas adicionais de magnitudes próximas ao trecho II com eventuais valores maiores, principalmente nas frações de sólidos e menores

em geral. Na Figura 36, os valores de todas as variáveis são inferiores aos do trecho III.

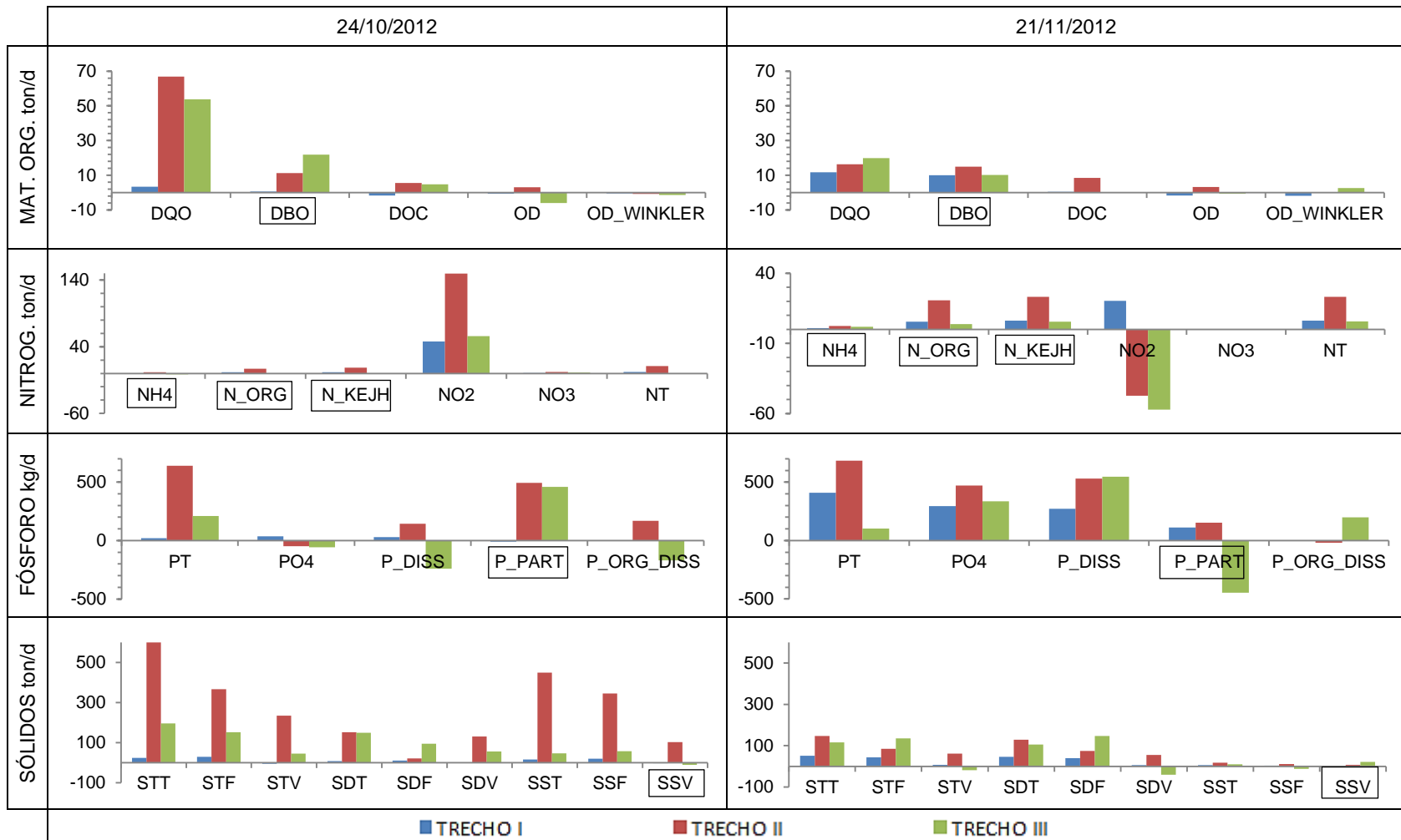
Estes resultados evidenciam a grande variabilidade do comportamento de aportes orgânicos e inorgânicos entre diferentes trechos de rio, assim como, a grande variabilidade da sua composição, ora com predominância de material em estágios avançados de decomposição, ora de estágios recentes.

As magnitudes do aporte adicional são elevadas, equiparando-se muitas vezes à magnitudes afluentes ou maiores. Na Figura 37, são apresentadas as médias do excesso de carga em cada trecho, juntamente com as cargas médias de cada afluente para as variáveis representantes do aporte orgânico. O excesso de cargas no trecho I é aproximadamente da magnitude do aporte médio realizado pelos afluentes Palmital e Atuba. No trecho II a carga excedente é aproximadamente 10 vezes a carga média do rio Belém, chegando a 20 vezes para a variável SSV. No trecho III é de aproximadamente 2 a 3 vezes a carga média do rio Barigui.



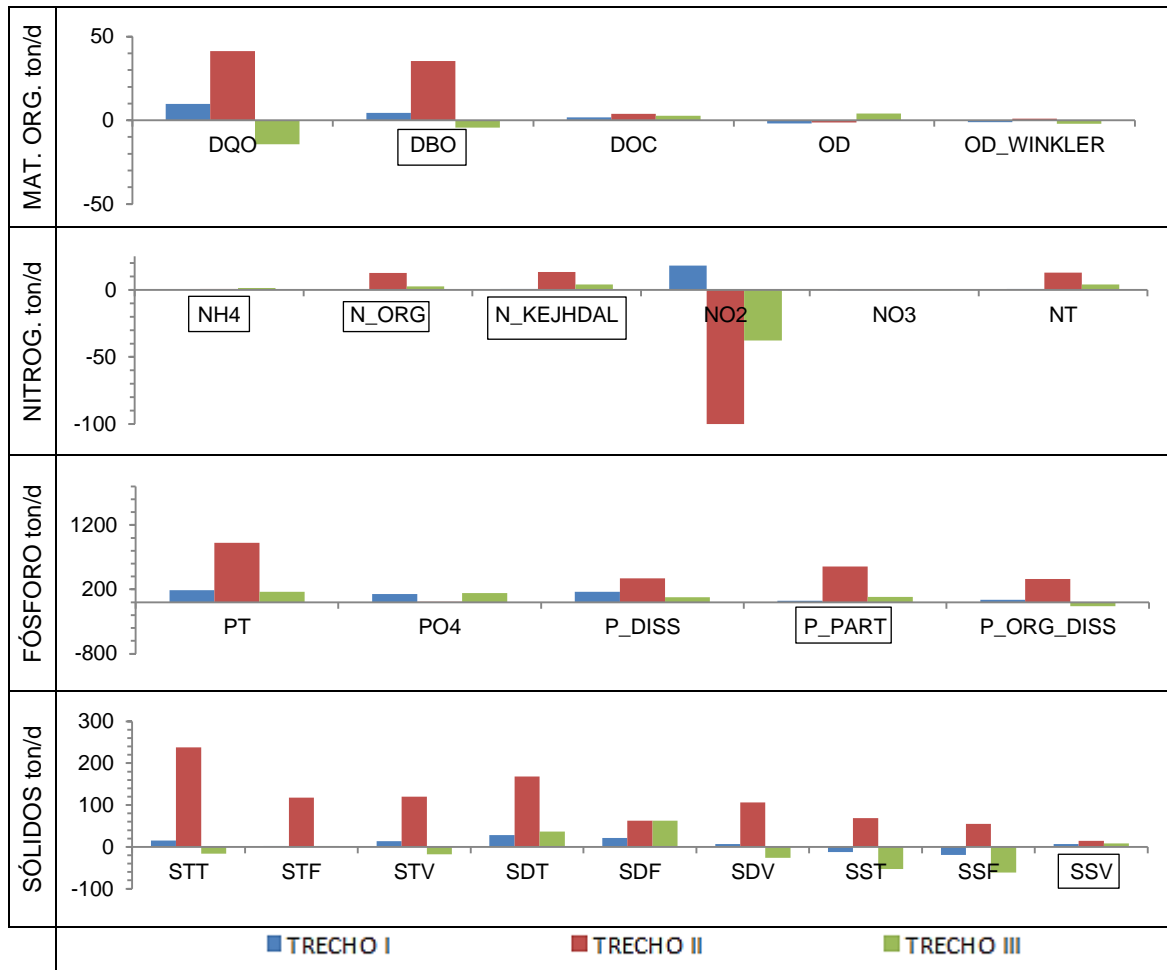
FONTE: O autor

Figura 34 – Balanço de massa simplificado das coletas de 28/08/12 e 02/10/12



FONTE: O autor

Figura 35 - Balanço de massa simplificado das coletas de 24/10/12 e 21/11/12



FONTE: O autor

Figura 36 - Balanço de massa simplificado da coleta de 12/12/12

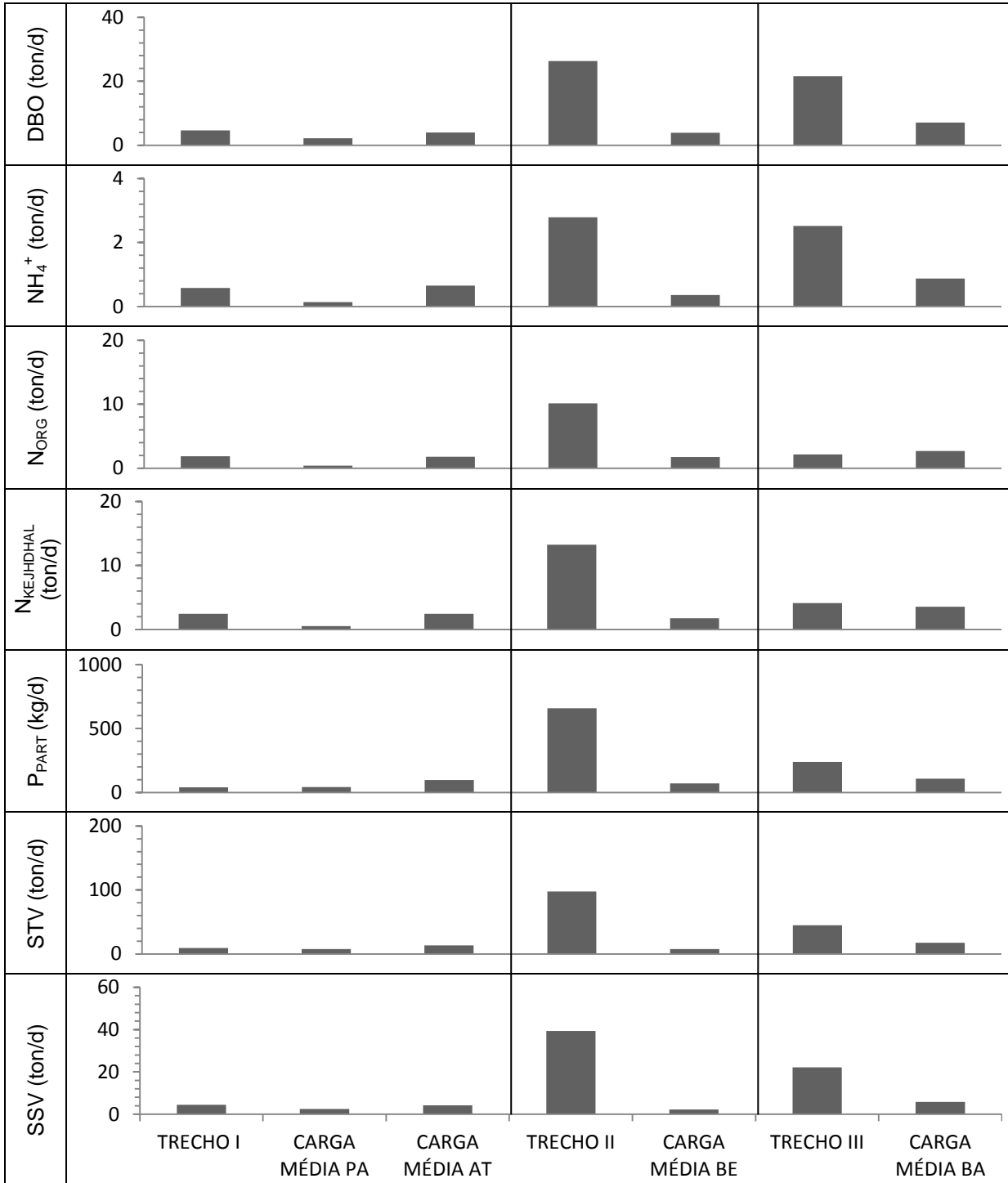
Para o trecho I, conclui-se que metade do aporte orgânico verificado na seção do rio Iguaçu representada pelos pontos IG2A e IG2B é realizado pelos afluentes, que podem ser considerados fontes pontuais de poluição. A outra metade é realizada por contribuições de fontes difusas ou outras fontes pontuais não monitoradas como efluentes industriais, uma vez que não existem outros afluentes no trecho.

Para o trecho II, conclui-se que há muitas contribuições adicionais à contribuição do rio Belém. Além deste afluente, neste trecho existem as entradas referentes a mais dois afluentes, também da margem direita (rios Padilhas e Alto Boqueirão), ao Canal Paralelo, pertencente à margem esquerda e responsável por conduzir parte das águas do ponto IG1, onde tem seu início, e água dos rios Itaqui, Pequeno, Avariú e Ressaca, e por último, ao rio Miringuava, pertencente à margem esquerda. Teoricamente, espera-se que as contribuições maiores sejam

provenientes da margem direita (rios Padilhas e Alto Boqueirão), onde está concentrada a mancha urbana na bacia. Entretanto, as áreas de drenagem dos rios Padilhas e Alto Boqueirão, juntas, representam menos da metade da área do rio Belém, tornando incoerente atribuir contribuições adicionais 10 vezes maiores que a do rio Belém apenas a estes dois afluentes.

Para o trecho III, conclui-se que há uma grande quantidade de cargas orgânicas que vão sendo adicionadas ao longo das margens do Iguaçu, de aproximadamente o triplo da carga média do rio Barigui. Estas cargas podem ser referentes aos afluentes da margem esquerda, que são os rios Cotia, Despique, Divisa, Mascate, Maurício e Faxinal representando uma área total de drenagem de 402,5 km², contribuições por fontes difusas ou outras fontes pontuais não controladas.

O balanço de massa simplificado complementa a existência de aporte adicional aos afluentes considerável entre os pontos no rio principal. O conhecimento prévio sobre as características gerais de uso e ocupação do solo na Bacia do Alto Iguaçu indicam que o aporte adicional é realizado pela área de contribuição do próprio rio Iguaçu, uma vez que nas bacias de afluentes de margem esquerda não há presença de grandes concentrações urbanas e os afluentes da margem direita não monitorados possuem área de drenagem muito pequena comparado aos demais.



FONTE: O autor

Figura 37 - Excesso de cargas médio no balanço de massa simplificado de cada trecho do rio Iguazu e cargas médias dos afluentes entre cada do trecho

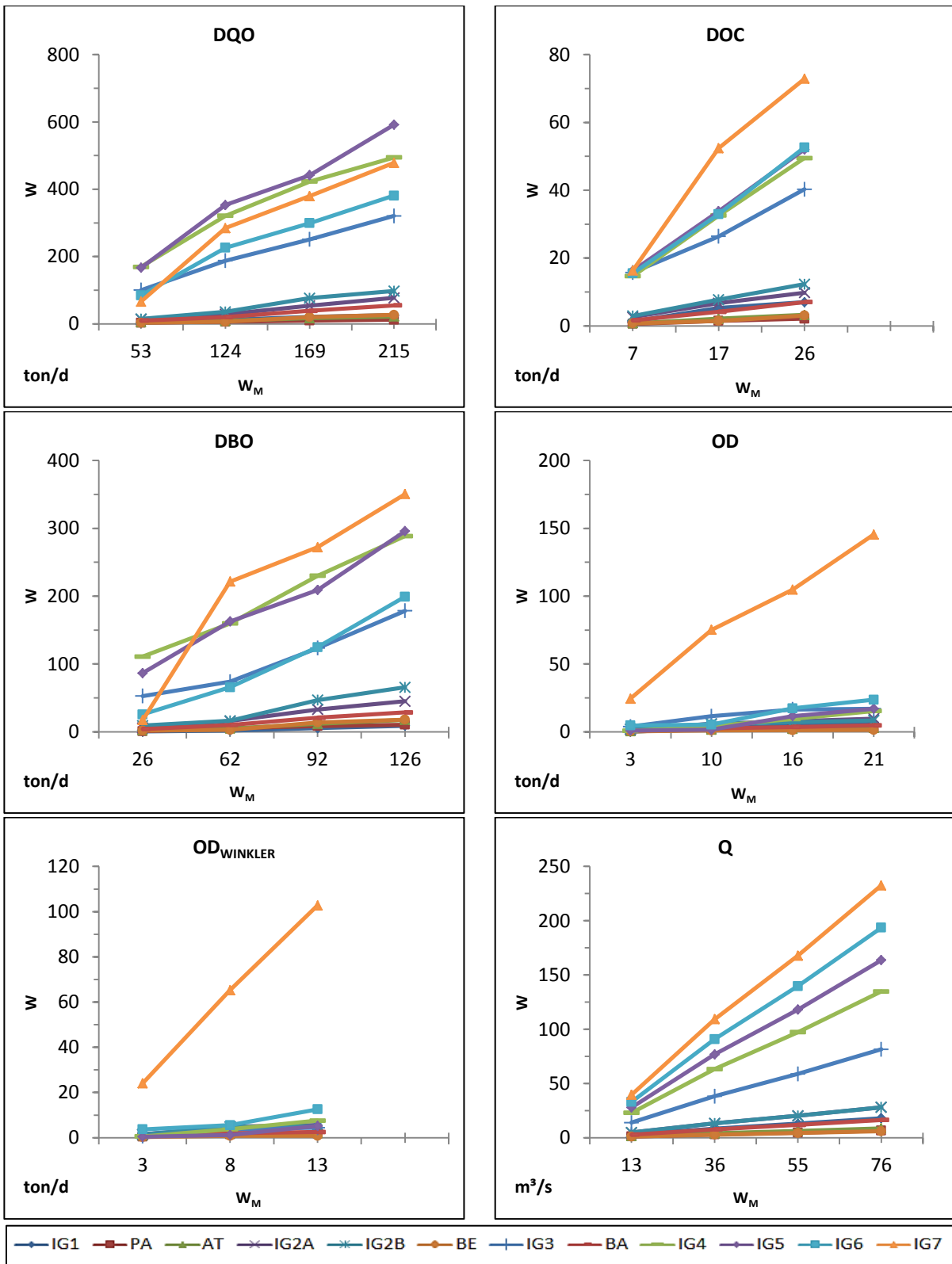
4.3.3 Curva Duplo Cumulativa

O objetivo da análise é verificar se os pontos são homogêneos em relação ao comportamento médio das cargas. A ideia conceitual é a avaliar de maneira simples e objetiva a estabilidade de aportes em sua distribuição espacial e temporal, como se refere o conceito de curva duplo cumulativa. Quanto mais próximo a uma linha reta os valores acumulados se alinharem, maior representatividade pode ser associada ao ponto referente à curva. Optou-se pela utilização da carga média entre os pontos como parâmetro de comparação. No eixo das abcissas encontram-se as médias das cargas de cada coleta (2012 p/ Análise I e 2005 a 2012 p/ Análise II) acumuladas, e no eixo das ordenadas encontram-se os valores das cargas de cada ponto acumuladas ao longo das coletas consideradas em cada análise.

Análise I

A Análise I considerou as coletas realizadas em 02/10/12, 24/10/12, 21/11/12 e 12/12/12, que são, respectivamente, a 2ª, 3ª, 4ª e 5ª coleta. Nesta análise estão inclusos os afluentes (PA, AT, BE e BA). Nas Figuras 38, 39, 40 e 41 podem ser vistos os gráficos com as curvas duplo cumulativas de cada ponto, para cada variável. No gráfico de algumas variáveis podem ser vistos pontos de monitoramento em que a curva apresenta menor quantidade de dados, pois, para uma mesma coleta algumas variáveis não puderam ser analisadas para alguns pontos.

Na Figura 38 as mudanças de inclinação das curvas, principalmente nos gráficos de DQO, DBO e OD, mostram que a proporcionalidade entre a taxa de acumulação de carga dos pontos e da média não é constante. Isto reflete os processos de transformação que a matéria orgânica está sujeita no percurso entre um ponto e outro, fazendo com eles não variem na mesma proporção, como ocorre, por exemplo, com a vazão (Q), que sendo simplesmente uma quantidade de água, permite a transferência completa desta quantidade de montante para jusante e a curva de cada ponto se alinha numa única reta. Nas 5 coletas consideradas, entretanto, a vazão foi calculada pelo método de vazões específicas, o que torna este alinhamento mais preciso. O caso de vazões medidas em campo será apresentado na Análise II.

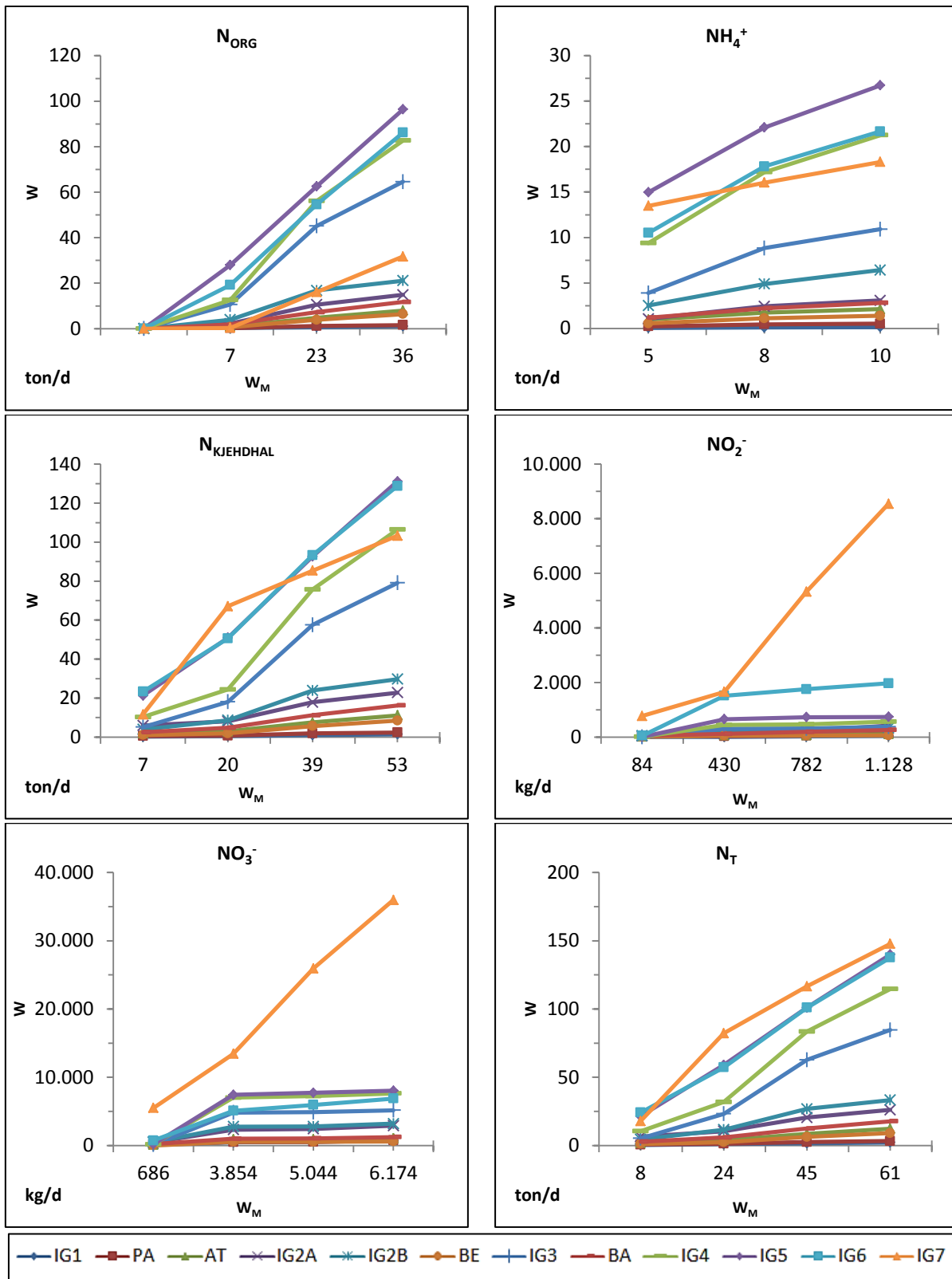


FONTE: O autor
 W cargas acumuladas, W_M cargas médias acumuladas

Figura 38 - Curva duplo cumulativa para as variáveis DQO, DBO, DOC, OD, $OD_{WINKLER}$ e Q (Análise I)

A variação da proporcionalidade é esperada em termos de qualidade da água, justamente em função da grande variabilidade associada às variáveis de qualidade da água. Entretanto, a curva de alguns pontos se alinha próximo a uma reta, como IG3 e IG5 para DQO, IG4 e IG5 para DBO e IG7 para OD. Para as formas de nitrogênio, cujas curvas são apresentadas na Figura 39, observam-se grandes variações da proporcionalidade entre o comportamento das cargas dos pontos e da média entre eles, refletindo novamente a influência dos processos de transformação da matéria orgânica no percurso da água de um ponto a outro. A curva dos pontos IG5 e IG6, entretanto, se alinham próximos a uma reta para as variáveis N_{ORG} , $N_{KEJHDHAL}$ e N_T .

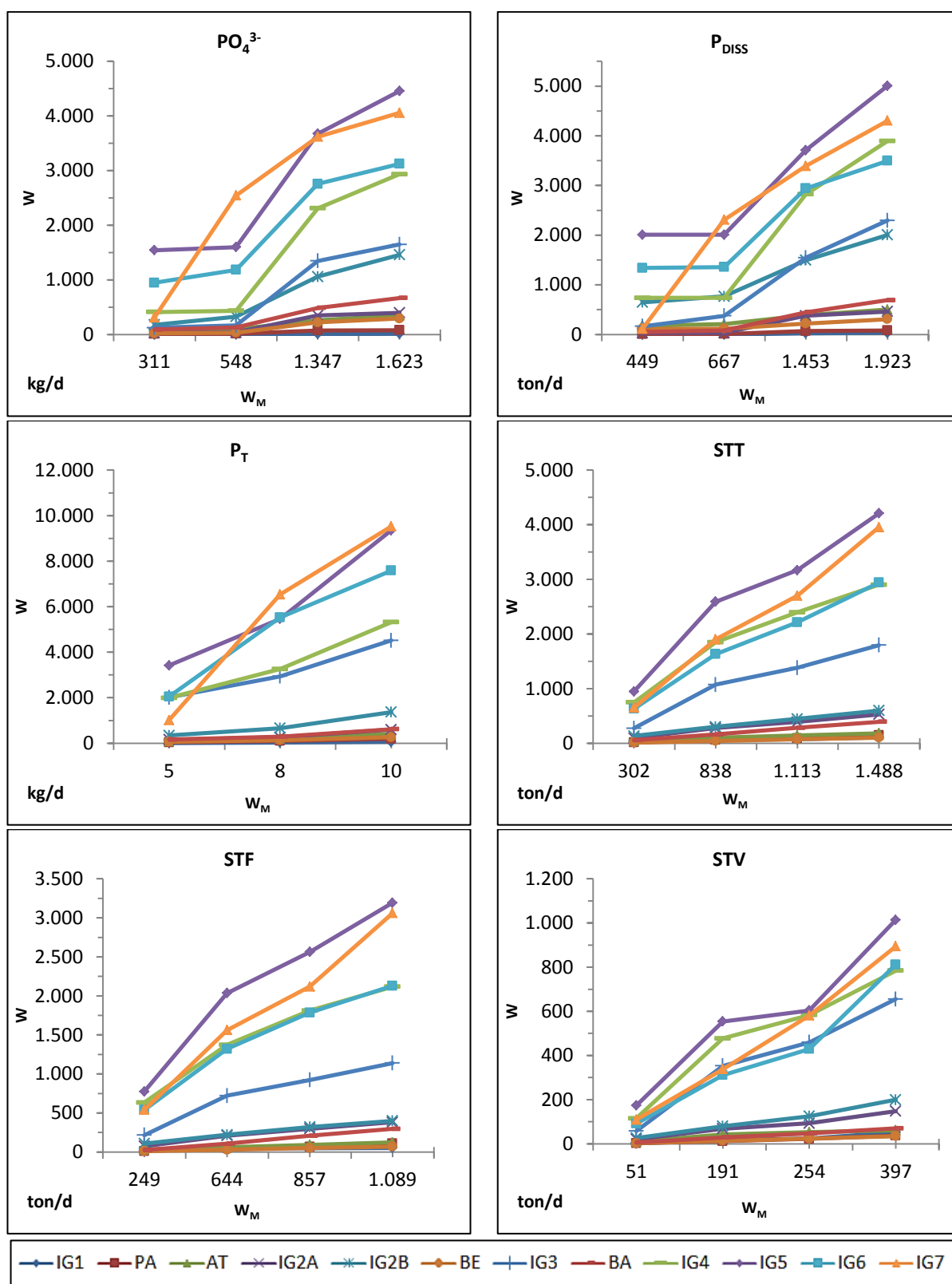
As variações de proporcionalidade tornam-se mais evidentes para as frações dissolvidas do fósforo, sendo a parte inorgânica representada pela variável PO_4^{3-} e inorgânica mais orgânica por P_{DISS} na Figura 40. A forma mais abrangente da análise do fósforo (P_T), que envolve todas as outras formas, apesar de menos pontos para construção da curva, demonstra maior estabilidade. É esperado que as frações totais de variáveis de qualidade sejam mais estáveis, uma vez que a variação de suas quantidades depende de menos fatores que suas frações. As variáveis totais variam em função do aporte de cargas e da perda do constituinte para a atmosfera, para o sedimento ou para assimilação por seres aquáticos. As demais frações representam os diversos estágios de transformação em função de processos físicos, químicos e biológicos e variam também em função do aporte e perdas de carga.



FONTE: O autor

W cargas acumuladas, W_M cargas médias acumulada

Figura 39 - Curva duplo cumulativa das variáveis N_{ORG}, NH₄⁺, N_{KJEHDHAL}, NO₂⁻, NO₃⁻, N_T (Análise I)



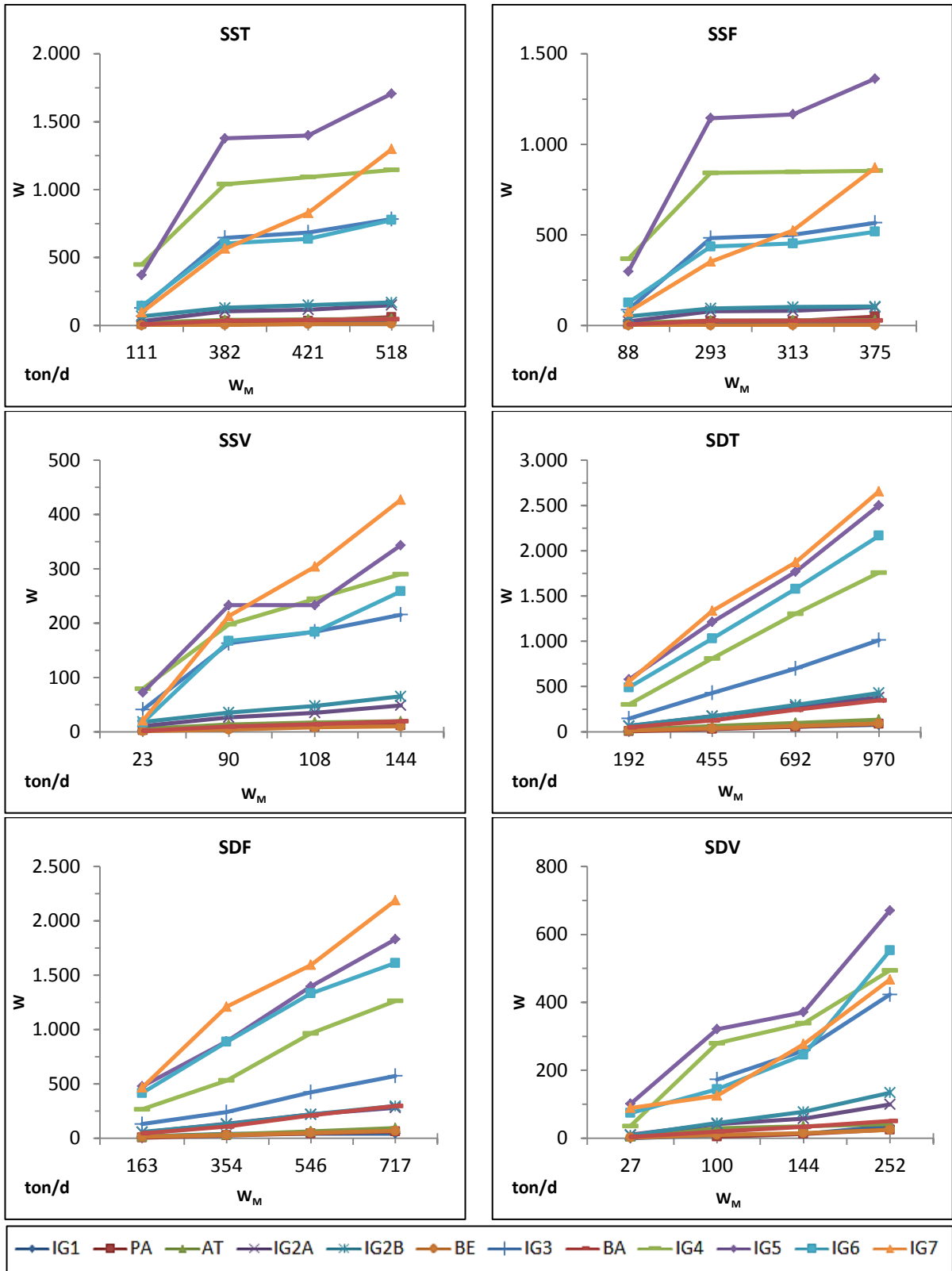
FONTE: O autor

W cargas acumuladas, W_M cargas médias acumuladas

Figura 40 - Curva duplo cumulativa das variáveis PO₄³⁻, P_{DISS}, P_T, STT, STF E STV (Análise I)

Ainda na Figura 40, pode-se observar a maior variabilidade da proporcionalidade dos sólidos totais voláteis (STV) em comparação com a fração inorgânica (STF) e sólidos totais (STT), complementando a discussão anterior. As frações de sólidos suspensos, totais, fixos e voláteis (SST, SSF e SSV), apresentadas na Figura 41, apresentam maior variação de proporcionalidade que os sólidos totais e sólidos dissolvidos, refletindo a influência de transformações por processos físicos, químicos e biológicos nesta fração, que passa então para fração dissolvida. A fração dissolvida dos sólidos demonstra maior estabilidade e conseqüentemente maior homogeneidade entre os pontos, no entanto, não para a fração orgânica SDV, sendo coerente com as conclusões anteriores. As curvas de sólidos evidenciam maior homogeneidade nos afluentes e pontos de cabeceira a montante de IG3. No entanto, a fração dissolvida inorgânica (SDF), que representa estágios finais da decomposição da matéria orgânica, entre outros materiais de diâmetro inferior a 10^{-3} μm , confere maior homogeneidade a todos os pontos monitorados, assim como os sólidos totais.

Maior homogeneidade está associada às frações totais, como N_T , P_T , STT, pois, representam o conjunto de todas as frações, sendo alteradas apenas pelo aporte, sedimentação, ou perdas para atmosfera, DBO e DQO, pois, representam o impacto da presença de todas as outras variáveis, sendo alteradas principalmente pelo aporte, decomposição e sedimentação. As demais frações, mais específicas, dependem das diferentes composições do aporte orgânico e inorgânico, perdas e ganhos em função de processos físicos, químicos e biológicos, apresentando um comportamento de maior variabilidade.



FONTE: O autor

W cargas acumuladas, W_M cargas médias acumuladas

Figura 41 - Curva duplo cumulativa das variáveis SST, SSF, SSV, SDT, SDF, SDV (Análise I)

Análise II

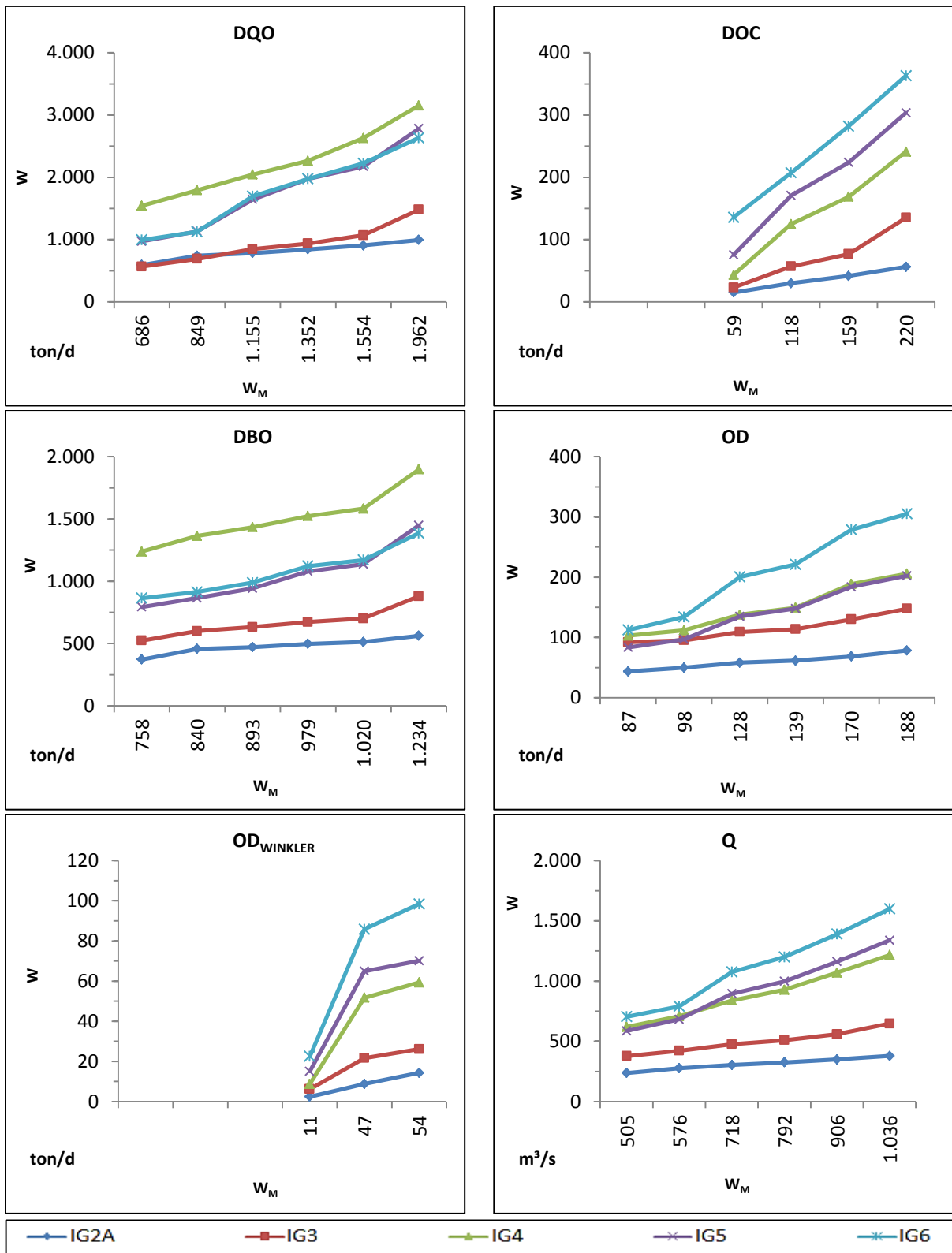
A análise II refere-se às curvas duplo cumulativas construídas a partir da série histórica anterior ao presente projeto, incluindo parte dos dados gerados entre 2005 e 2011. As curvas são apresentadas nas Figuras 42, 43, 44, 45, 46 e 47. Nesta análise não constam os afluentes, apenas alguns pontos do rio principal.

As curvas apresentadas na Figura 42, de variáveis referentes ao impacto do aporte orgânico biodegradável (DBO), presença de material orgânico biodegradável e não biodegradável (DQO), presença de matéria orgânica (DOC) e vazão, mostram que apesar de pequenas variações de proporcionalidade em relação à média, há o alinhamento próximo a uma reta de todos os pontos, mostrando que as cargas orgânicas no rio principal e o impacto gerado em termos de demanda de oxigênio variam em proporções similares à média. O mesmo pode ser observado nas frações de nitrogênio, exceto para N_{ORG} , que apresenta uma variação mais acentuada do penúltimo para o último ponto das 5 curvas, conforme pode ser visto na Figura 43.

Na Figura 44 verifica-se que, assim como na análise I, a variável P_T é mais homogênea que as outras frações de fósforo. Apesar de poucos pontos de dados em algumas frações de fósforo e sólidos sedimentáveis (S_{SED}), observam-se mudanças bruscas de inclinação em P_{PART} , $P_{ORG DISS}$, PO_4^{3-} e S_{SED} .

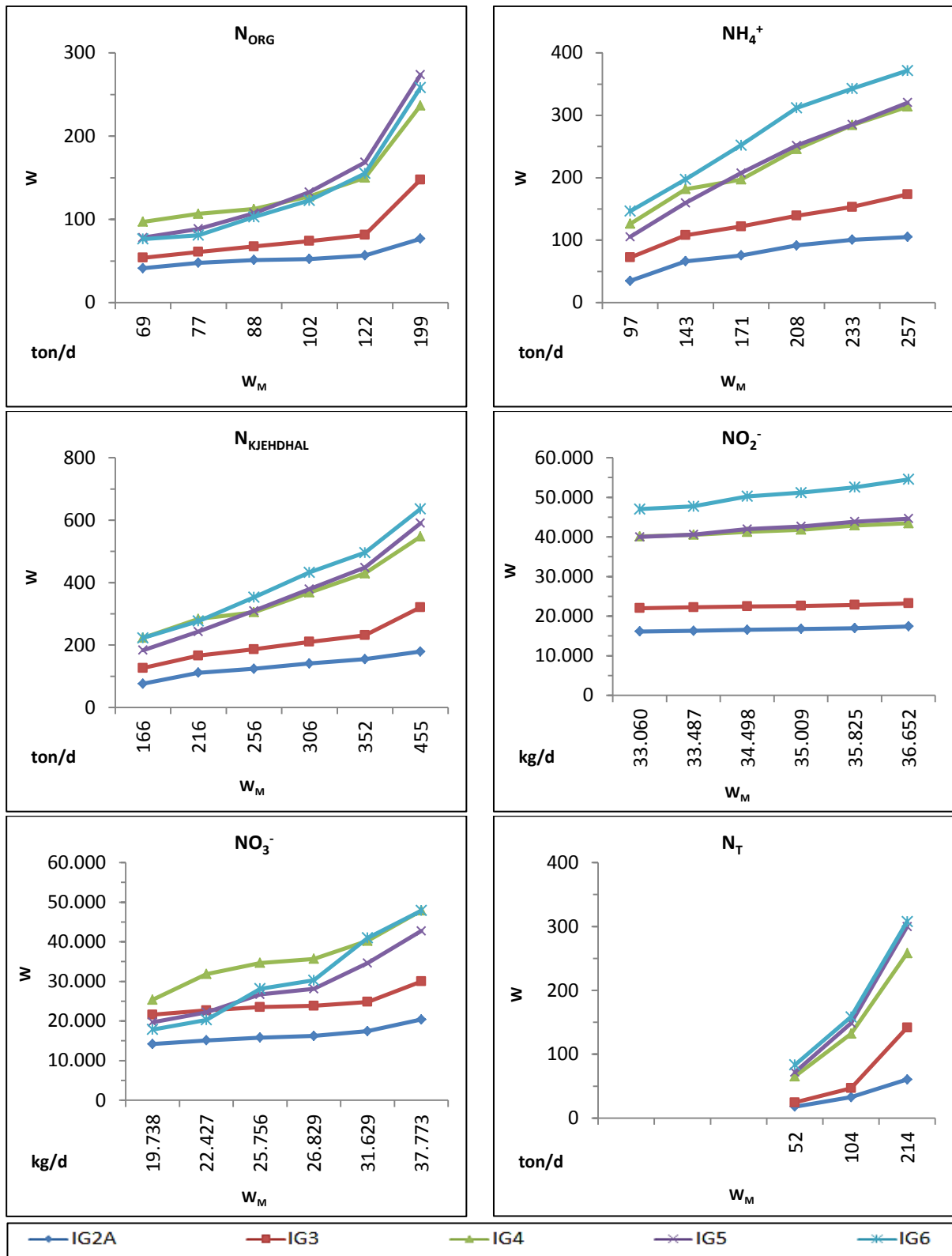
Todas as frações de sólidos se alinham próximos a uma reta, inclusive as frações orgânicas STV, SSV e SDV, ao contrário da análise anterior, conforme os resultados apresentados nas Figuras 45, 46 e 47.

Da análise II pode-se concluir que os resultados de curva duplo cumulativa em dados de qualidade da água podem variar conforme a referência utilizada para verificação da homogeneidade. Com a exclusão dos afluentes no cálculo da média, utilizada como parâmetro de referência, os resultados demonstraram maior homogeneidade dos pontos, inclusive para as frações orgânicas, evidenciando um comportamento, em termos de variação de carga, diferente entre afluentes e rio principal. Do ponto de vista das tendências e outras variações do aporte orgânico da bacia, pode-se dizer que o rio principal não representa os afluentes e vice-versa. As cargas dos afluentes não influem significativamente na proporcionalidade entre os pontos no rio principal, que se mantém aproximadamente constante, conforme constatado por esta análise sem afluentes.



FONTE: O autor
 W cargas acumuladas, W_M cargas médias acumuladas

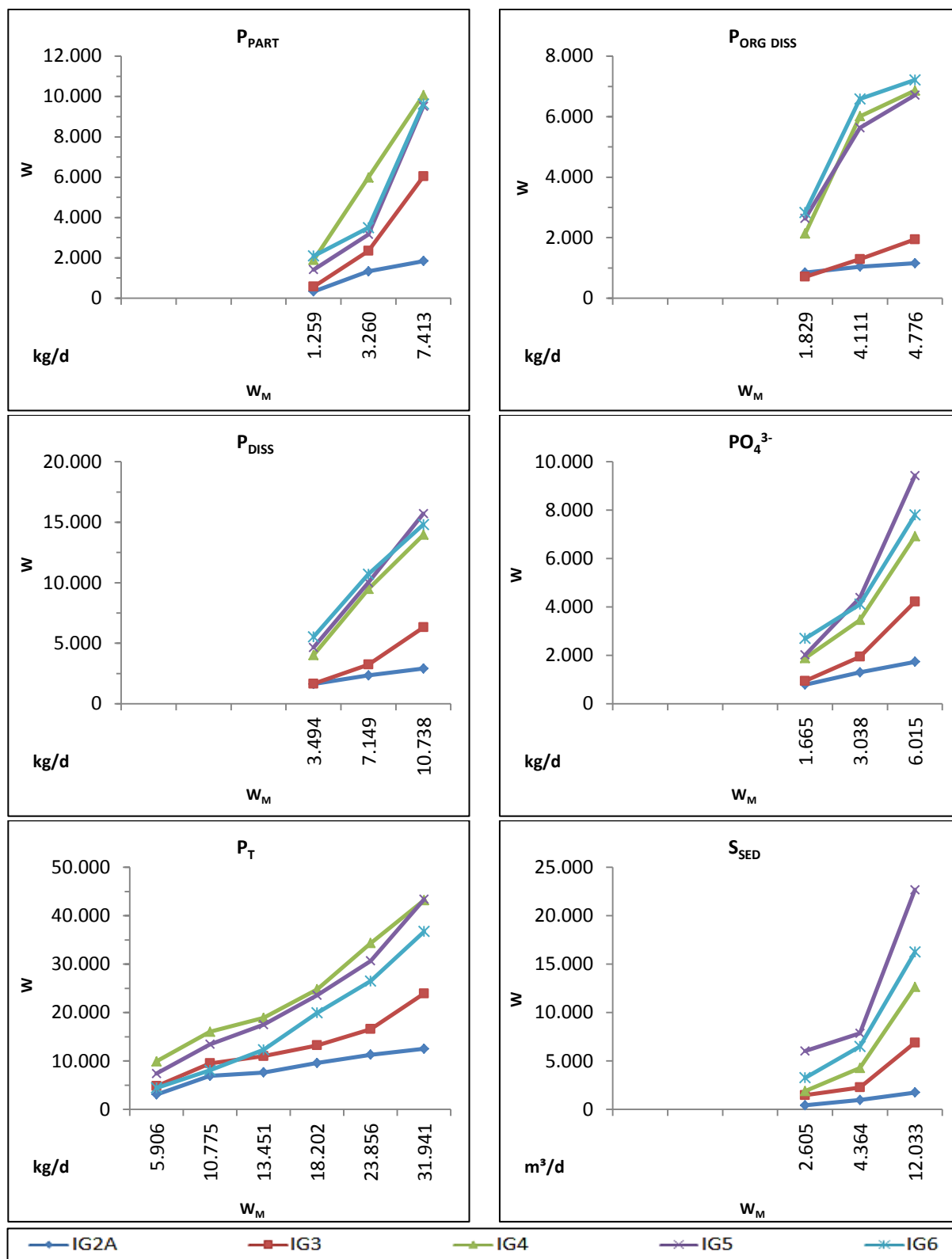
Figura 42 - Curva duplo cumulativa das variáveis DQO, DBO, DOC, OD, OD_{WINKLER} e Q (Análise II)



FONTE: O autor

W cargas acumuladas, W_M cargas médias acumuladas

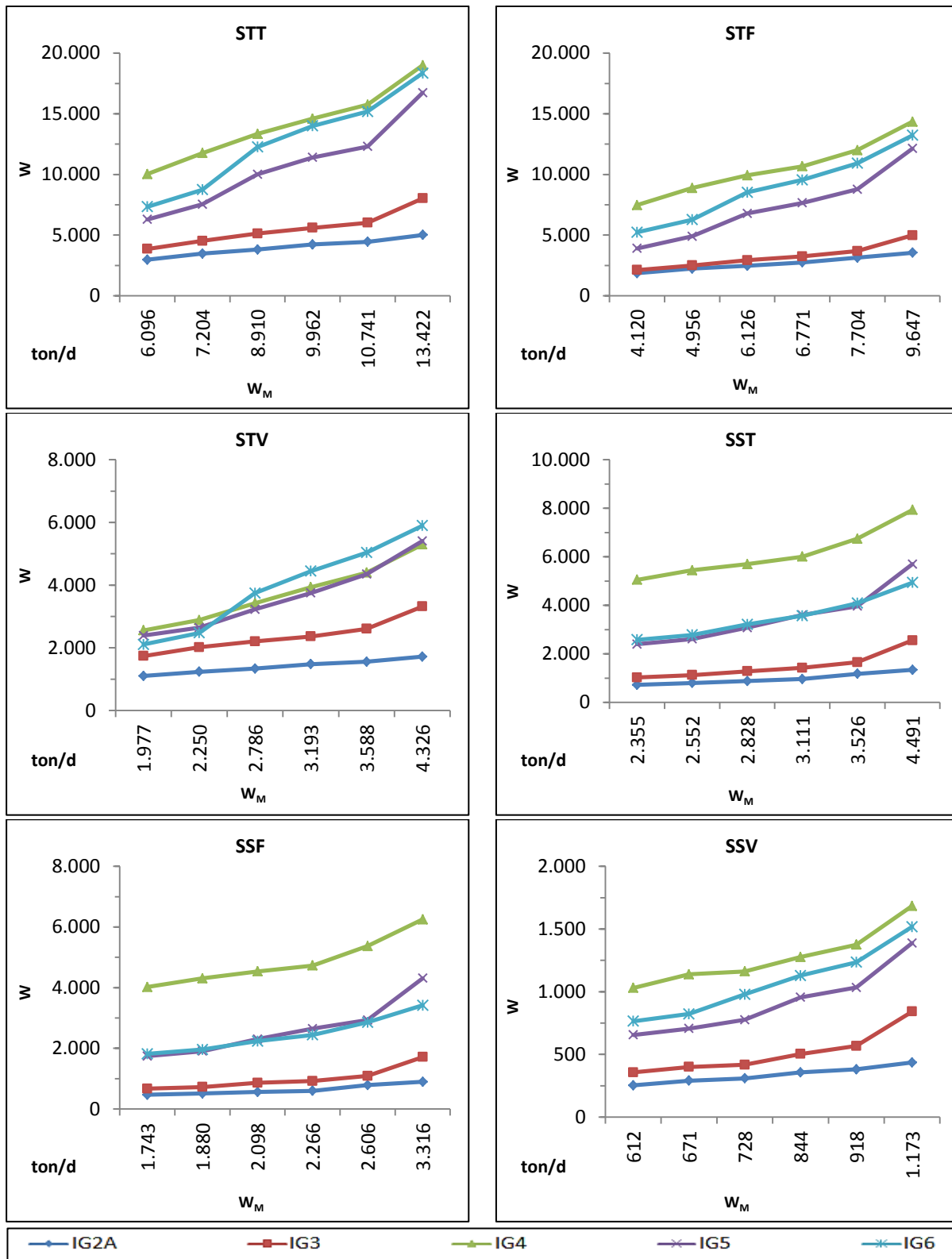
Figura 43 - Curva duplo cumulativa das variáveis N_{ORG}, NH₄⁺, N_{KJEHDHAL}, NO₂⁻, NO₃⁻, N_T (Análise II)



FONTE: O autor

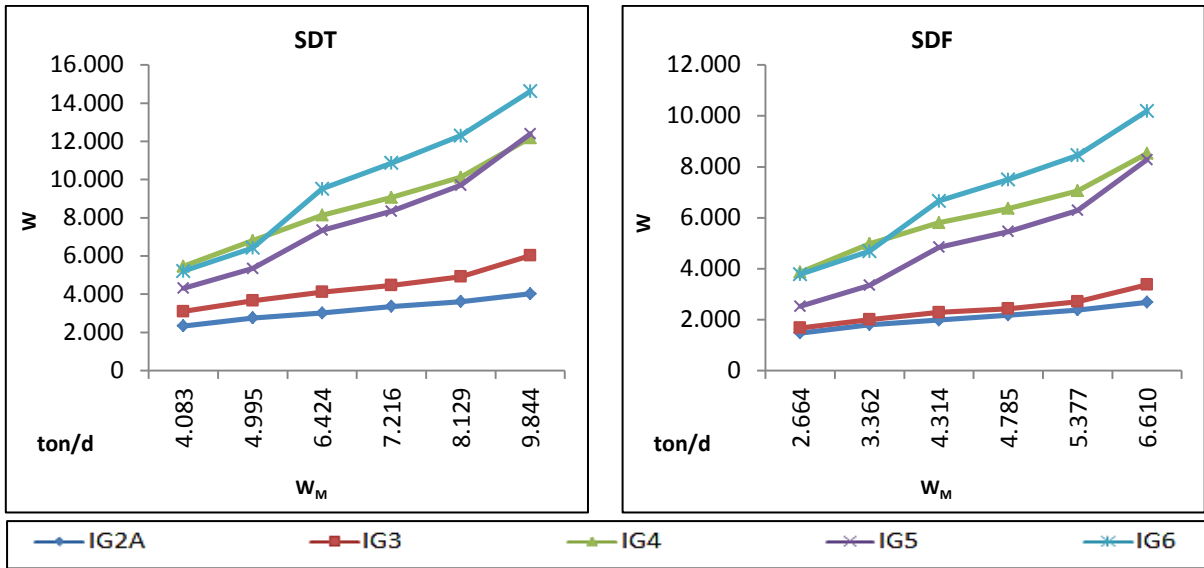
W cargas acumuladas, W_M cargas médias acumuladas

Figura 44 - Curva duplo cumulativa das variáveis P_{PART} , $P_{ORG DISS}$, P_{DISS} , PO_4^{3-} , P_T , S_{SED} (Análise II)



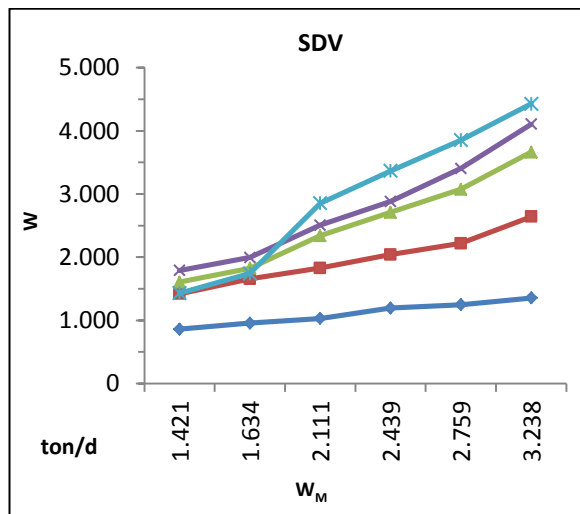
FONTE: O autor
 W cargas acumuladas, W_M cargas médias acumuladas

Figura 45 - Curva duplo cumulativa das variáveis STT, STF, STV, SST, SSF, SSV (Análise II)



FONTE: O autor
 W cargas acumuladas, W_M cargas médias acumuladas

Figura 46 - Curva duplo cumulativa das variáveis SDT e SDF (Análise II)



FONTE: O autor
 W cargas acumuladas, W_M cargas médias acumuladas

Figura 47 - Curva duplo cumulativa da variável SDV (Análise II)

4.3.4 Probabilidades Condicionais

A análise de probabilidade condicional ($P(A|B)$) fundamenta-se na possibilidade de se definir uma quantidade reduzida de pontos capaz de fornecer informações consistentes de qualidade da água. Em especial, avaliar a possibilidade de se obter informações sobre afluentes a partir do rio principal. Os parâmetros de comparação utilizados foram os limites estabelecidos em termos de qualidade pela legislação.

Na Bacia do Alto Iguaçu os limites são estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/2005. De acordo com a portaria SUREHMA nº 20/1992 todos os rios monitorados neste projeto estão enquadrados na classe 2, exceto os rios Belém e Barigui, que possuem regiões classe 2 e regiões classe 3, sendo classe 3 nos pontos em que foram monitorados.

Nas Figuras 48, 49, 50, 51 e 52 são apresentadas as probabilidades de um ponto posicionar-se acima ou abaixo do limite de classe, dada a condição de qualidade, em relação ao limite, observada em outro ponto. As linhas representam o evento B e as colunas o evento A. A leitura deve ser realizada da seguinte forma: “dado que um ponto do evento B está acima ou abaixo do limite de classe, qual a probabilidade de um ponto do evento A também estar?”.

As figuras encontram-se divididas em duas partes maiores, referentes à análise para as classes 2 e 3 que, por sua vez, encontram-se subdivididas em duas partes, referentes as probabilidades condicionais de estarem acima e abaixo do limite da classe. Na parte superior de cada classe encontram-se as probabilidades condicionais dos pontos posicionarem-se acima do limite de classe e, na parte inferior, de posicionarem-se abaixo. Apenas para OD esta ordem é invertida.

Com respeito à visualização e organização dos resultados, os afluentes encontram-se destacados pela cor cinza para dar ênfase a sua visualização e as diagonais encontram-se em branco, pois, representam a probabilidade condicional de um ponto com ele mesmo. À direita da diagonal leem-se as probabilidades condicionais dos pontos a jusante de um ponto de referência para o evento B, e à esquerda, dos pontos a montante.

Na Figura 48, verifica-se a partir dos resultados para DBO que todos os pontos apresentam simultaneamente iguais condições de qualidade em relação ao limite de rio classe 2, com apenas um ponto de cabeceira (IG1), e outro do final da bacia

(IG7), não acompanhando os demais e posicionando-se abaixo do limite. A probabilidade dos pontos se posicionarem abaixo do limite é nula, exceto para IG1, entretanto, a probabilidade dos demais pontos estarem abaixo do limite quando IG1 está, é nula.

As probabilidades mostram que, enquanto a poluição está além dos limites de forma generalizada, o monitoramento de DBO para os rios classe 2 poderia ser realizado em apenas um ponto. Da análise de tendências, cujos resultados foram apresentados no item 4.2.4, tem-se que os pontos IG3, IG4, IG5 e IG6 possuem dinâmicas muito similares, tanto em termos de concentrações como de cargas. Destes pontos, apenas os pontos IG5 e IG6 situam-se a jusante da mancha urbana na bacia, entretanto, o ponto IG6 nem sempre está acima do limite para classe 3 demonstrando condições um pouco melhores que IG5. Assim o monitoramento de IG5 seria suficiente para fornecer informações de qualidade da água sobre o rio principal, exceto regiões de cabeceira a montante de IG2A/2B.

O monitoramento de afluentes para verificação das condições de qualidade continua sendo necessário enquanto sua influência em termos de aporte orgânico no rio principal for baixa, e enquanto uma relação entre suas condições de qualidade e a do rio principal não for identificada, por exemplo, similaridade de tendências ou probabilidades altas de estarem tanto acima como abaixo do limite simultaneamente.

Estas constatações devem ser verificadas para as demais variáveis, cujos limites, são estabelecidos pela legislação. Na Figura 49 são apresentados os resultados para OD. Observa-se que a bacia é dividida em duas partes. Considerando a análise de classe 2, verifica-se que a montante de IG2A/2B (pontos a esquerda), nem sempre as concentrações estão abaixo do limite, enquanto que nos pontos a jusante sempre estão, uma vez que suas probabilidades de estarem abaixo são de 100% e acima de 0%. Na análise de classe 3, observa-se que quando o limite fica mais "rígido", passando para 4 mg/L, a divisão se mantém no rio principal, mesmo com os afluentes Belém e Barigui apresentado melhores condições em termos de OD, indicadas pelas probabilidades condicionais elevadas de situarem-se acima de 4 mg/L, dado que outros pontos situam-se acima de 4 mg/L.

P(A B)		EVENTO A (DBO > 5 mg/L)											
		IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7
EVENTO B (DBO > 5 mg/L)	IG1		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	PA	50%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	75%
	AT	50%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	75%
	IG2A	50%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	75%
	IG2B	50%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	75%
	BE	50%	100%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	75%
	IG3	50%	100%	100%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	75%
	BA	50%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	75%
	IG4	50%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		100%	100%	75%
	IG5	50%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		100%	75%
IG6	50%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		75%	
IG7	67%	75%	75%	75%	75%	75%	75%	75%	75%	75%	75%		
P(A B)		EVENTO A (DBO < 5 mg/L)											
		IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7
EVENTO B (DBO < 5 mg/L)	IG1		0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	PA	#		#	#	#	#	#	#	#	#	#	#
	AT	#	#		#	#	#	#	#	#	#	#	#
	IG2A	#	#	#		#	#	#	#	#	#	#	#
	IG2B	#	#	#	#		#	#	#	#	#	#	#
	BE	#	#	#	#	#		#	#	#	#	#	#
	IG3	#	#	#	#	#	#		#	#	#	#	#
	BA	#	#	#	#	#	#	#		#	#	#	#
	IG4	#	#	#	#	#	#	#	#		#	#	#
	IG5	#	#	#	#	#	#	#	#	#		#	#
IG6	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#		#	
IG7	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#		
P(A B)		EVENTO A (DBO > 10 mg/L)											
		IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7
EVENTO B (DBO > 10 mg/L)	IG1		#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#
	PA	0%		100%	100%	67%	67%	67%	100%	100%	100%	67%	67%
	AT	0%	75%		100%	75%	75%	75%	100%	100%	100%	50%	50%
	IG2A	0%	75%	100%		75%	75%	75%	100%	100%	100%	50%	50%
	IG2B	0%	67%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	67%	33%
	BE	0%	67%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	67%	33%
	IG3	0%	67%	100%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	67%	33%
	BA	0%	75%	100%	100%	75%	75%	75%		100%	100%	50%	50%
	IG4	0%	75%	100%	100%	75%	75%	75%	100%		100%	50%	50%
	IG5	0%	75%	100%	100%	75%	75%	75%	100%	100%		50%	50%
IG6	0%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		50%	
IG7	0%	100%	100%	100%	50%	50%	50%	100%	100%	100%	50%		
P(A B)		EVENTO A (DBO < 10 mg/L)											
		IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7
EVENTO B (DBO < 10 mg/L)	IG1		25%	0%	0%	0%	25%	0%	0%	0%	0%	50%	25%
	PA	100%		0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%	100%
	AT	#	#		#	#	#	#	#	#	#	#	#
	IG2A	#	#	#		#	#	#	#	#	#	#	#
	IG2B	#	#	#	#		#	#	#	#	#	#	#
	BE	100%	0%	0%	0%	0%		0%	0%	0%	0%	100%	0%
	IG3	#	#	#	#	#	#		#	#	#	#	#
	BA	#	#	#	#	#	#	#		#	#	#	#
	IG4	#	#	#	#	#	#	#	#		#	#	#
	IG5	#	#	#	#	#	#	#	#	#		#	#
IG6	100%	50%	0%	0%	0%	50%	0%	0%	0%	0%		50%	
IG7	100%	100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%		

FONTE: O autor. # Probabilidade do evento B é zero

Figura 48 – Probabilidades condicionais para DBO

CLASSE 2	P(A B)		EVENTO A (OD < 5 mg/L)											
			IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7
	EVENTO B (OD < 5 mg/L)	IG1		50%	50%	50%	50%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%
		PA	25%		100%	100%	75%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%
		AT	25%	100%		100%	75%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%
		IG2A	25%	100%	100%		75%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%
		IG2B	33%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%
		BE	40%	80%	80%	80%	60%		100%	100%	100%	100%	100%	0%
		IG3	40%	80%	80%	80%	60%	100%		100%	100%	100%	100%	0%
		BA	40%	80%	80%	80%	60%	100%	100%		100%	100%	100%	0%
		IG4	40%	80%	80%	80%	60%	100%	100%	100%		100%	100%	0%
		IG5	40%	80%	80%	80%	60%	100%	100%	100%	100%		100%	0%
	IG6	40%	80%	80%	80%	60%	100%	100%	100%	100%	100%		0%	
	IG7	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	
	P(A B)		EVENTO A (OD > 5 mg/L)											
			IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7
	EVENTO B (OD > 5 mg/L)	IG1		0%	0%	0%	33%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%
		PA	0%		100%	100%	100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%
		AT	0%	100%		100%	100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%
IG2A		0%	100%	100%		100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%	
IG2B		50%	50%	50%	50%		0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%	
BE		#	#	#	#	#		#	#	#	#	#	#	
IG3		#	#	#	#	#	#		#	#	#	#	#	
BA		#	#	#	#	#	#	#		#	#	#	#	
IG4		#	#	#	#	#	#	#	#		#	#	#	
IG5		#	#	#	#	#	#	#	#	#		#	#	
IG6	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#		#		
IG7	60%	20%	20%	20%	40%	0%	0%	0%	0%	0%	0%			
CLASSE 3	P(A B)		EVENTO A (OD < 4 mg/L)											
			IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7
	EVENTO B (OD < 4 mg/L)	IG1		#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#
		PA	0%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%
		AT	0%	75%		75%	75%	75%	100%	100%	100%	100%	100%	0%
		IG2A	0%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%
		IG2B	0%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%
		BE	0%	100%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	0%
		IG3	0%	60%	80%	60%	60%	60%		80%	100%	100%	100%	0%
		BA	0%	75%	100%	75%	75%	75%	100%		100%	100%	100%	0%
		IG4	0%	60%	80%	60%	60%	60%	100%	80%		100%	100%	0%
		IG5	0%	60%	80%	60%	60%	60%	100%	80%	100%		100%	0%
	IG6	0%	60%	80%	60%	60%	60%	100%	80%	100%	100%		0%	
	IG7	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	
	P(A B)		EVENTO A (OD > 4 mg/L)											
			IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7
	EVENTO B (OD > 4 mg/L)	IG1		40%	20%	20%	40%	40%	0%	20%	0%	0%	0%	100%
		PA	100%		50%	50%	100%	100%	0%	50%	0%	0%	0%	100%
		AT	100%	100%		100%	100%	100%	0%	100%	0%	0%	0%	100%
IG2A		100%	100%	100%		100%	100%	0%	100%	0%	0%	0%	100%	
IG2B		100%	100%	50%	50%		100%	0%	50%	0%	0%	0%	100%	
BE		100%	100%	50%	50%	100%		0%	50%	0%	0%	0%	100%	
IG3		#	#	#	#	#	#		#	#	#	#	#	
BA		100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%		0%	0%	0%	100%	
IG4		#	#	#	#	#	#	#	#		#	#	#	
IG5		#	#	#	#	#	#	#	#	#		#	#	
IG6	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#		#		
IG7	80%	40%	20%	20%	40%	40%	0%	20%	0%	0%	0%			

FONTE: O autor. # Probabilidade do evento B é zero

Figura 49 – Probabilidades condicionais para OD

Ainda na Figura 49, pode-se observar na região a montante de IG2A/2B algumas probabilidades condicionais de 100% ou próximas, tanto de estar acima como abaixo do limite, para os pontos IG2A, IG2B, AT e PA, indicando que esta região de cabeceira, exceto IG1, possui uma relação forte em termos de concentração, possibilitando apenas o monitoramento do rio principal, em IG2A ou IG2B, ou ainda, em algum ponto mais adiante onde o processo de mistura estivesse concluído, não sendo necessário o monitoramento das duas margens.

Em termos de nitrogênio amoniacal, a bacia divide-se em duas regiões, a região de cabeceira, representada pelos pontos IG1 e PA, que nunca está acima do limite de classe 2, e a região a jusante, frequentemente acima do limite, conforme as probabilidades apresentadas na Figura 50. Esta região a jusante apresenta elevadas probabilidades de estar acima, e abaixo do limite classe 2, mostrando que grande parte do tempo os pontos apresentam posicionamentos iguais em relação ao limite da classe. Neste caso, um dos pontos de jusante e um dos pontos de montante poderia ser selecionado para o monitoramento.

Para o nitrogênio amoniacal os resultados indicam que o monitoramento de IG5 forneceria informações suficientes para verificação de atendimento ao limite da classe 2, uma vez que 100% das vezes que ele está acima, a maioria dos outros, com exceção principalmente de IG1 e PA, também está, e 100% das vezes que ele está abaixo, a maioria dos demais também está, exceto os pontos AT, IG2A/2B e BE, que apresentam probabilidade um pouco menor, no entanto alta.

Em geral, 13,3 mg/L de nitrogênio amoniacal é um limite praticamente nunca excedido em qualquer região bacia, inclusive nos pontos BE e BA que estão enquadrados nesta classe. Observam-se excessos em AT e IG3, mas que se diluem e não se propagam até o próximo ponto a jusante.

Contrariamente, ambos os limites do fósforo total estão bem abaixo das concentrações observadas. As probabilidades condicionais do fósforo, apresentadas na Figura 51, revelam que 100% do tempo os valores estão acima dos limites de classe 2 e 3, podendo-se concluir o mesmo que para análise de DBO e monitorar apenas um ponto. Como os pontos no rio principal apresentam tendências iguais, reduções de concentração verificadas em IG5, provavelmente representariam reduções nos demais.

P(A B)		EVENTO A (NH ₄ ⁺ > 3,7 mg/L)												
		IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7	
CLASSE 2	EVENTO B (NH ₄ ⁺ > 3,7 mg/L)	IG1	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	
		PA	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	
		AT	0%	0%			100%	100%	33%	67%	67%	67%	33%	42%
		IG2A	0%	0%	80%		80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%	0%
		IG2B	0%	0%	100%	33%		100%	33%	67%	67%	67%	33%	42%
		BE	0%	0%	100%	33%	100%		33%	67%	67%	67%	33%	42%
		IG3	0%	0%	100%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	0%
		BA	0%	0%	100%	50%	100%	100%	50%		100%	100%	50%	63%
		IG4	0%	0%	100%	50%	100%	100%	50%	100%		100%	50%	63%
		IG5	0%	0%	100%	50%	100%	100%	50%	100%	100%		50%	63%
		IG6	0%	0%	80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%		0%
		IG7	0%	0%	40%	0%	40%	40%	0%	40%	40%	40%	0%	
		P(A B)		EVENTO A (NH ₄ ⁺ < 3,7 mg/L)										
		IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7	
CLASSE 2	EVENTO B (NH ₄ ⁺ < 3,7 mg/L)	IG1		100%	40%	75%	40%	40%	80%	60%	60%	60%	80%	50%
		PA	100%		40%	75%	40%	40%	80%	60%	60%	60%	80%	50%
		AT	100%	100%		50%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	50%
		IG2A	80%	80%	27%		27%	27%	80%	53%	53%	53%	80%	67%
		IG2B	100%	100%	100%	50%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	50%
		BE	100%	100%	100%	50%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	50%
		IG3	100%	100%	50%	75%	50%	50%		75%	75%	75%	100%	50%
		BA	100%	100%	67%	67%	67%	67%	100%		100%	100%	100%	67%
		IG4	100%	100%	67%	67%	67%	67%	100%	100%		100%	100%	67%
		IG5	100%	100%	67%	67%	67%	67%	100%	100%	100%		100%	67%
		IG6	100%	100%	50%	75%	50%	50%	100%	75%	75%	75%		50%
		IG7	80%	80%	40%	100%	40%	40%	80%	80%	80%	80%	80%	
		P(A B)		EVENTO A (NH ₄ ⁺ > 13,3 mg/L)										
		IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7	
CLASSE 3	EVENTO B (NH ₄ ⁺ > 13,3 mg/L)	IG1	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	
		PA	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#
		AT	0%	0%		0%	0%	0%	100%	0%	0%	0%	0%	0%
		IG2A	#	#	#		#	#	#	#	#	#	#	#
		IG2B	#	#	#	#		#	#	#	#	#	#	#
		BE	#	#	#	#	#		#	#	#	#	#	#
		IG3	0%	0%	100%	0%	0%	0%		0%	0%	0%	0%	0%
		BA	#	#	#	#	#	#	#		#	#	#	#
		IG4	#	#	#	#	#	#	#	#		#	#	#
		IG5	#	#	#	#	#	#	#	#	#		#	#
		IG6	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#		#
		IG7	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	
		P(A B)		EVENTO A (NH ₄ ⁺ < 13,3 mg/L)										
		IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7	
CLASSE 3	EVENTO B (NH ₄ ⁺ < 13,3 mg/L)	IG1		100%	80%	100%	100%	100%	80%	100%	100%	100%	100%	100%
		PA	100%		80%	100%	100%	100%	80%	100%	100%	100%	100%	100%
		AT	100%	100%		75%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
		IG2A	100%	100%	75%		100%	100%	75%	100%	100%	100%	100%	100%
		IG2B	100%	100%	80%	100%		100%	80%	100%	100%	100%	100%	100%
		BE	100%	100%	80%	100%	100%		80%	100%	100%	100%	100%	100%
		IG3	100%	100%	100%	75%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%
		BA	100%	100%	80%	100%	100%	100%	80%		100%	100%	100%	100%
		IG4	100%	100%	80%	100%	100%	100%	80%	100%		100%	100%	100%
		IG5	100%	100%	80%	100%	100%	100%	80%	100%	100%		100%	100%
		IG6	100%	100%	80%	100%	100%	100%	80%	100%	100%	100%		100%
		IG7	80%	80%	80%	75%	80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%	

FONTE: O autor. # Probabilidade do evento B é zero

Figura 50 - Probabilidades condicionais para NH₄⁺

P(A B)		EVENTO A (PT > 0,1 mg/L)													
		IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7		
CLASSE 2	EVENTO B (PT > 0,1 mg/L)	IG1	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#		
		PA	0%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		
		AT	0%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		
		IG2A	0%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		
		IG2B	0%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	100%		
		BE	0%	100%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%		
		IG3	0%	100%	100%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%		
		BA	0%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		100%	100%	100%		
		IG4	0%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		100%	100%		
		IG5	0%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		100%		
		IG6	0%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%			
		IG7	0%	80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%		
		P(A B)		EVENTO A (PT < 0,1 mg/L)											
		IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7		
CLASSE 2	EVENTO B (PT < 0,1 mg/L)	IG1		0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%		
		PA	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#		
		AT	#	#		#	#	#	#	#	#	#	#		
		IG2A	#	#	#		#	#	#	#	#	#	#		
		IG2B	#	#	#	#		#	#	#	#	#	#		
		BE	#	#	#	#	#		#	#	#	#	#		
		IG3	#	#	#	#	#	#		#	#	#	#		
		BA	#	#	#	#	#	#	#		#	#	#		
		IG4	#	#	#	#	#	#	#	#		#	#		
		IG5	#	#	#	#	#	#	#	#	#		#		
		IG6	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#			
		IG7	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#		
		CLASSE 3	EVENTO B (PT > 0,15 mg/L)	P(A B)		EVENTO A (PT > 0,15 mg/L)									
				IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7
				IG1	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#
				PA	0%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
				AT	0%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
				IG2A	0%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
				IG2B	0%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%	100%
				BE	0%	100%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	100%
				IG3	0%	100%	100%	100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%
				BA	0%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		100%	100%	100%
				IG4	0%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		100%	100%
				IG5	0%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		100%
				IG6	0%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	
		IG7	0%	80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%			
P(A B)		EVENTO A (PT < 0,15 mg/L)													
		IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7		
CLASSE 3	EVENTO B (PT < 0,15 mg/L)	IG1		0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%		
		PA	#		#	#	#	#	#	#	#	#	#		
		AT	#	#		#	#	#	#	#	#	#	#		
		IG2A	#	#	#		#	#	#	#	#	#	#		
		IG2B	#	#	#	#		#	#	#	#	#	#		
		BE	#	#	#	#	#		#	#	#	#	#		
		IG3	#	#	#	#	#	#		#	#	#	#		
		BA	#	#	#	#	#	#	#		#	#	#		
		IG4	#	#	#	#	#	#	#	#		#	#		
		IG5	#	#	#	#	#	#	#	#	#		#		
		IG6	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#			
		IG7	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#		

FONTE: O autor. # Probabilidade do evento B é zero

Figura 51 - Probabilidades condicionais para P_T

A última variável analisada em termos de probabilidades condicionais foi a turbidez. Conforme os resultados na Figura 52, probabilidades maiores apresentam-se na tabela inferior, mostrando que as chances de valores menores que 100 são maiores, em geral. A turbidez apresenta faixas de variação muito distinta entre os pontos, no entanto, assim como para as demais variáveis, suas tendências no rio principal são iguais, demonstrando forte relação de comportamento entre os pontos. Desta forma, reduzindo-se a probabilidade de IG5 posicionar-se acima do limite, provavelmente, reduzir-se-ia também a probabilidade dos demais pontos, desde que as medidas de despoluição ocorressem a montante de todos eles e considerando que a turbidez na Bacia do Alto Iguaçu está associada principalmente ao aporte orgânico proveniente do núcleo de urbanização na bacia.

Estes resultados de probabilidades condicionais mostram que, em termos de qualidade da água, expressa por concentrações de constituintes, o rio principal não representa os afluentes, pois, suas probabilidades de estarem simultaneamente acima ou abaixo do limite são baixas. No entanto, os resultados indicam que no rio principal as chances de um único ponto representar os demais, exceto áreas a montante da mancha urbana na área da bacia, são grandes. Para confirmar esta hipótese sugere-se a análise das correlações entre os pontos para cada uma destas variáveis, além, da análise de probabilidades com maior quantidade de dados. A análise de tendências poderia também auxiliar nas conclusões sobre os afluentes, mas a realização em períodos diferentes nos afluentes e no rio principal impossibilitou sua utilização para este fim.

CLASSE 2 E 3		P(A B)	EVENTO A (TURB > 99 NTU)											
			IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7
			IG1	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#
EVENTO B (TURB > 99 NTU)	IG1		#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#
	PA	0%		33%	33%	33%	0%	33%	33%	67%	67%	33%	0%	
	AT	0%	100%		100%	100%	0%	0%	100%	100%	100%	0%	0%	
	IG2A	0%	100%	100%		100%	0%	0%	100%	100%	100%	0%	0%	
	IG2B	0%	50%	50%	50%		0%	0%	100%	50%	50%	0%	0%	
	BE	0%	0%	0%	0%	0%		0%	0%	0%	0%	0%	0%	
	IG3	0%	100%	0%	0%	0%	0%		0%	100%	100%	100%	0%	
	BA	0%	50%	50%	50%	100%	0%	0%		50%	50%	0%	0%	
	IG4	0%	100%	50%	50%	50%	0%	50%	50%		100%	50%	0%	
	IG5	0%	100%	50%	50%	50%	0%	50%	50%	100%		50%	0%	
IG6	0%	100%	0%	0%	0%	0%	100%	0%	100%	100%		0%		
IG7	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	
CLASSE 2 E 3		P(A B)	EVENTO A (TURB < 100 NTU)											
			IG1	PA	AT	IG2A	IG2B	BE	IG3	BA	IG4	IG5	IG6	IG7
			IG1	40%	80%	80%	60%	100%	80%	60%	60%	60%	80%	100%
EVENTO B (TURB < 100 NTU)	IG1		40%	80%	80%	60%	100%	80%	60%	60%	60%	80%	100%	
	PA	100%		100%	100%	50%	100%	100%	50%	100%	100%	100%	100%	
	AT	100%	50%		100%	75%	100%	75%	75%	75%	75%	75%	100%	
	IG2A	100%	50%	100%		75%	100%	75%	75%	75%	75%	75%	100%	
	IG2B	100%	33%	100%	100%		100%	67%	100%	67%	67%	67%	100%	
	BE	100%	40%	80%	80%	60%		80%	60%	60%	60%	80%	100%	
	IG3	100%	50%	75%	75%	50%	100%		50%	75%	75%	100%	100%	
	BA	100%	33%	100%	100%	100%	100%	67%		67%	67%	67%	100%	
	IG4	100%	67%	100%	100%	67%	100%	100%	67%		100%	100%	100%	
	IG5	100%	67%	100%	100%	67%	100%	100%	67%	100%		100%	100%	
IG6	100%	50%	75%	75%	50%	100%	100%	50%	75%	75%		100%		
IG7	80%	20%	60%	60%	60%	80%	60%	60%	40%	40%	60%			

FONTE: O autor. # Probabilidade do evento B é zero

Figura 52 - Probabilidades condicionais para Turbidez

4.4 SÍNTESE DOS RESULTADOS E PROPOSTA DA ESTRATÉGIA

A verificação da representatividade das séries de qualidade da água por meio dos testes de aleatoriedade, homogeneidade, independência e análise de tendências mostrou que, na Bacia do Alto Iguaçu, há a necessidade de análise cautelosa e detalhada das séries de dados, a fim de se saber o que realmente estas séries representam e como métodos estatísticos para análise de frequências podem ser aplicados para obtenção de informações consistentes.

Pelos testes de aleatoriedade verificou-se que as séries, em geral, mas principalmente as representantes do aporte orgânico na bacia, possivelmente, refletem variações sazonais significativas que, em função de sua periodicidade, são traduzidas como não aleatoriedades.

Os testes de homogeneidade revelaram que estas mesmas séries são heterogêneas, no entanto, o método aplicado consistiu em dividir as séries ao meio e comparar a população das duas metades. Como grande parte das séries representantes do aporte orgânico apresentaram tendências, é esperado que a segunda metade (dados mais recentes) possua mediana menor ou maior que a primeira. No entanto, as heterogeneidades podem ser o resultado de dados referentes às diferentes condições de qualidade da água, em função da quantidade de chuva anterior a cada coleta. Conforme os resultados do item 4.1, as séries possuem dados referentes a condições meteorológicas bastante distintas em dias anteriores as coletas. É aconselhável uma investigação mais detalhada a respeito das fontes de heterogeneidades em séries de qualidade da água, pois, se a causa principal for a presença de tendências, a análise de dados referentes a períodos recentes será suficiente para conferir maior representatividade as informações de qualidade, mas se as causas estiverem mais relacionadas com frequência e intensidade de chuvas, conferir maior representatividade às séries torna-se mais complicado.

Os testes de hipóteses forneceram também informações de que grande parte das séries de qualidade e quantidade são dependentes, indicando presença de valores altos na sequência de valores altos e valores baixos na sequência de valores baixos. A partir desta informação conclui-se que as frequências de amostragem na Bacia do Alto Iguaçu, aproximadamente quinzenais e mensais, tipicamente adotadas pelas estratégias de monitoramento de projetos anteriores (mensal no presente projeto), podem ser reduzidas para frequências como a bimensal ou trimensal, uma vez que a hipótese de independência foi rejeitada nos afluentes, onde a frequência foi mensal. No item 2.3, os resultados de Pinheiro (2007) mostraram que coletas mensais podem chegar a erros de 78% na determinação de concentração máxima, que é o parâmetro utilizado para o estabelecimento de padrões ambientais. No entanto, a estratégia de monitoramento pode ser desenvolvida incluindo o objetivo de detectar concentrações máximas por meio de campanhas associadas a eventos meteorológicos de seca, pois, com pouca água para diluição de efluentes as concentrações tendem a ser mais elevadas, atingindo valores máximos (ver item 4.1). Desta forma, evita-se o gasto financeiro relacionado ao aumento das frequências sugerido em Pinheiro (2007) para determinação de padrões ambientais.

A análise de tendências, além de evidenciar possíveis causas de heterogeneidades, conferiu maior consistência à constatação da influência sazonal nas condições de qualidade da água da Bacia do Alto Iguaçu, uma vez que os afluentes, com dados apenas em 2012, de agosto a dezembro, apresentaram tendências de aumento de cargas e temperatura. Estas tendências, na realidade não são tendências, mas sim, um aumento de carga ou concentração em função da mudança de estação.

Os testes de hipóteses mostraram que a aplicação direta de métodos estatísticos para análise de frequências, sem o devido cuidado quanto à separação dos dados em função das principais causas de variações significativas da qualidade da água, não fornecerá informações consistentes para a gestão de recursos hídricos. A análise direta dos dados resultará em médias, medianas, desvios, entre outras medidas, não representativas. As informações obtidas desta forma podem ser úteis para fins de comparação, como as análises realizadas no presente projeto, comparando pontos e variáveis medidas em mesmas datas, mas que não representam a real condição de qualidade de um corpo hídrico.

O análise de representatividade espacial da rede estabelecida, mostrou que a quantidade de pontos pode ser reduzida, uma vez que um número menor pode representar os demais, dependendo da informação requerida. Por meio da construção de *box plots* verificou-se a não normalidade dos dados, grande quantidade de *outliers*, assimetria positiva da distribuição de probabilidades, e também, a continuidade das contribuições orgânicas e inorgânicas, biodegradáveis e não biodegradáveis, no final da bacia. A inferioridade dos *box plots* de afluentes frente aos do rio principal indicaram possíveis contribuições consideráveis, adicionais aos afluentes, entre pontos no rio principal. A maior parte do aporte está relacionada à fração inorgânica dissolvida, que representa, dentre outros materiais e substâncias de diâmetro inferior a 10^{-3} μm , os elementos provenientes da decomposição da matéria orgânica.

A partir dos balanços de massa simplificados confirmou-se o aporte adicional aos afluentes no rio principal. Estes aportes de material orgânico atingem magnitudes muitas vezes maiores que o aporte realizado pelos afluentes, evidenciando a necessidade de incluir no planejamento da bacia, medidas de despoluição na área de contribuição do próprio rio Iguaçu.

A dinâmica do aporte inorgânico e orgânico, biodegradável e não biodegradável na bacia, quanto às suas variações espaciais e temporais, é bastante heterogênea entre afluentes e rio principal (Iguaçu), conforme os resultados das análises de curvas duplo cumulativas. Entretanto, considerando apenas o rio principal, verificou-se dinâmica aproximadamente homogênea, o que ressaltou o impacto inferior dos afluentes frente a contribuições adicionais entre pontos no rio principal, uma vez que suas contribuições não são suficientes para alterar as proporcionalidades entre as taxas de variação de cargas em pontos no rio principal.

A não representatividade dos afluentes, em termos de impacto de cargas no rio Iguaçu, evidenciou a não representatividade do rio principal quanto ao fornecimento de informações consistentes sobre os afluentes. Em termos de concentrações, a análise de probabilidades condicionais mostrou que o monitoramento de afluentes é necessário quando o objetivo for a obtenção de informações específicas sobre suas condições de qualidade. No entanto, para o entendimento das dinâmicas da poluição orgânica no rio principal, os afluentes não exercem grande influência. Os pontos no rio principal estão fortemente correlacionados em termos de quantidade e qualidade, conforme os resultados da análise de tendências (item 4.2.4), curvas duplo cumulativas (item 4.3.3) e análises de França (2009) (item 2.3). Apenas regiões de cabeceira e mais afastadas, inclusive fora dos limites finais da bacia, como IG1 e IG7, respectivamente, apresentam dinâmicas distintas.

A revisão bibliográfica e estes resultados, em conjunto, fornecem subsídios para o desenvolvimento de estratégias futuras de monitoramento, menos onerosas e mais representativas que possibilitam a obtenção de informações mais consistentes para a Gestão de Recursos Hídricos.

Da revisão bibliográfica tem-se que as variáveis de monitoramento, a princípio deverão ser aquelas estabelecidas em legislação da qualidade da água, assim como variáveis específicas de interesse na bacia hidrográfica. Para a Bacia do Alto Iguaçu França (2009) inicia um estudo sobre um conjunto representativo de variáveis mas conclui que seus estudos devem ser complementados para maior consistência dos resultados. Estas variáveis devem ser monitoradas por meio das técnicas tradicionais de monitoramento, que incluem coleta, armazenamento, transporte e análise das amostras em laboratório, podem ser inclusas novas técnicas como monitoramento biológico, amostradores automáticos, entre outras para estudos mais

específicos. Os locais de amostragem podem ser definidos pelo método Sharp (1971) e complementarmente pelos usos do solo da bacia e matriz de fontes de poluição. A localização na seção transversal deverá ser analisada a cada caso. Para a Bacia do Alto Iguaçu, Gonçalves (2011) concluiu que não há diferenças significativas de variação ao longo de seções transversais no rio Iguaçu, entretanto, isto não será válido para pontos estabelecidos em locais inadequados para o monitoramento como nas zonas de mistura dos rios. A frequência de amostragem deve estar associada às principais causas de variação da qualidade da água que são os ciclos diurno, semanal e anual, e as variações em função de diferentes eventos meteorológicos. Para análises de tendências indica-se a frequência mensal. Esta frequência mensal pode estar distribuída nos diferentes períodos dos ciclos diurno, semanal e associada a diferentes condições meteorológicas.

Dos resultados tem-se que a frequência de amostragem na Bacia do Alto Iguaçu pode ser estabelecida como bimensal, que associada às informações da revisão bibliográfica deverá ser distribuída nos diferentes períodos dos principais ciclos e causas de variação. Para representar o ciclo diurno são necessárias 3 coletas durante o dia e 3 durante a noite. Para o ciclo semanal, afim de manter a proporção de 1 fim de semana e 5 dias úteis, 1 das 6 coletas de cada ano (bimensal) deve ser realizada em fim de semana. Todas estas 6 coletas devem ser estabelecidas de forma estratégica para representar diferentes condições meteorológicas como períodos muito chuvosos ou de seca. Os pontos de amostragem no rio Iguaçu podem ser reduzidos para apenas IG1, IG2, IG5 e IG7. O ponto IG2 refere-se aos pontos IG2A e IG2B deslocados para um ponto mais a jusante onde o processo de mistura em função da entrada do rio Atuba esteja completo. O monitoramento dos afluentes agrega pouca informação para o entendimento das dinâmicas de poluição no rio Iguaçu, tornando seu monitoramento necessário apenas se o objetivo for a obtenção de informações específicas sobre suas bacias hidrográficas e condições da qualidade da água. Deve-se considerar, no entanto, que as considerações sobre os afluentes envolvem a limitação de que as análises foram realizadas com apenas 5 dados.

A experiência da Bacia do Alto Iguaçu traz como principal contribuição para o desenvolvimento de estratégias de monitoramento em bacias urbanas um procedimento metodológico, apresentado no item 3, que poderá ser aplicado com o objetivo de identificar os principais fatores indutores de variações significativas da

qualidade da água, permitindo uma análise mais detalhada e possibilitando redução de variabilidade e, conseqüentemente, de incertezas nos dados, assim como, para a constante reavaliação da rede de monitoramento estabelecida.

As Figuras 53 e 54, respectivamente, resumem a estratégia proposta para o monitoramento da qualidade da água na bacia do Alto Iguaçu, e as principais considerações para o desenvolvimento de estratégias em bacias urbanas.

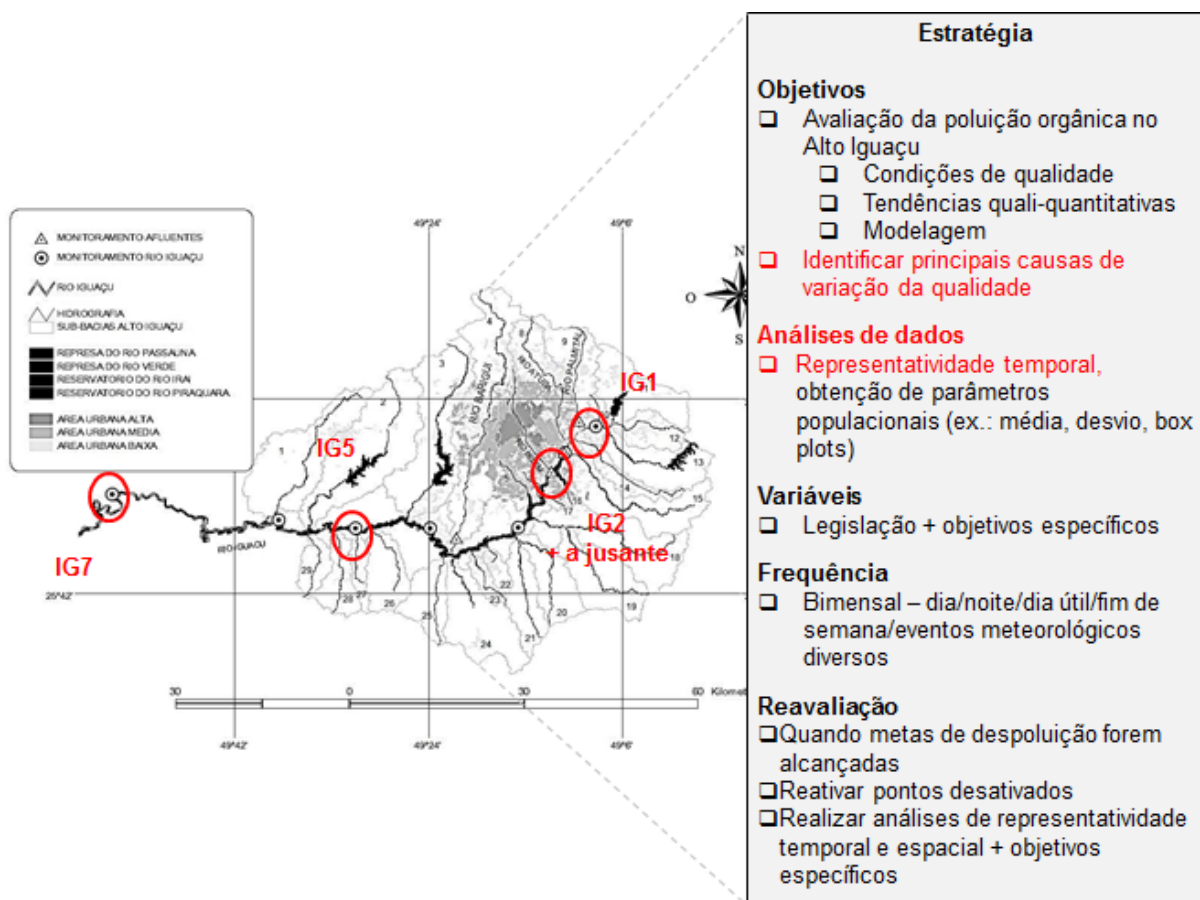


Figura 53 - Proposta de estratégia de monitoramento para a Bacia do Alto Iguaçu

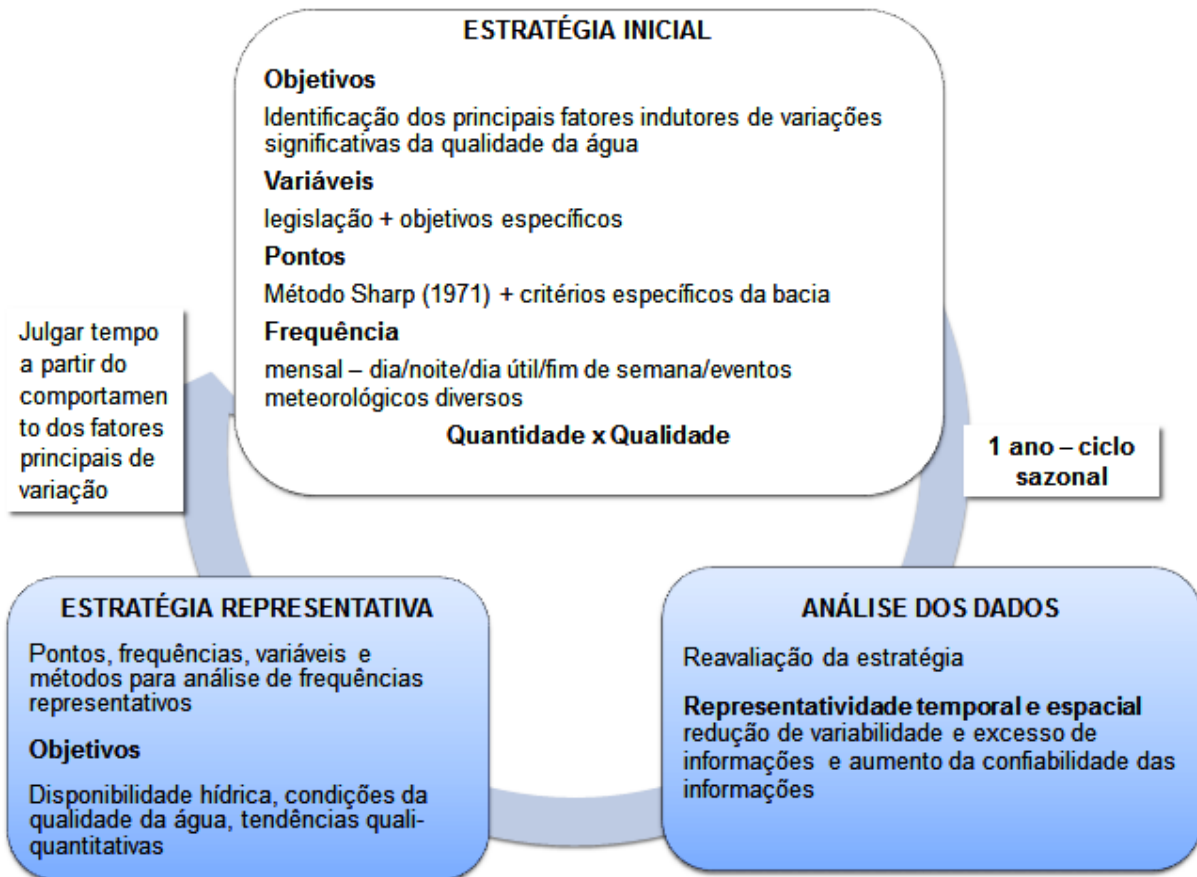


Figura 54 - Proposta de estratégia de monitoramento para bacias urbanas

É importante ressaltar que a regularidade das frequências e o esforço para que todas as variáveis e pontos estabelecidos sejam monitorados representam impacto ainda maior para a análise dos dados, quando considera-se o estabelecimento de estratégias representativas.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O monitoramento de qualidade da água é uma atividade complexa, na qual as variáveis monitoradas possuem alta variabilidade espacial e temporal em uma bacia hidrográfica. Esta variabilidade está associada a diversos fatores como a forte dinâmica de uso e ocupação do solo, os diversos usos de recursos hídricos, clima e relevo, hábitos da população, composição do solo, condições socioeconômicas da população, dentre outros.

Por meio do monitoramento de qualidade da água o gestor de recursos hídricos obtém as informações que subsidiarão a implementação dos instrumentos de gestão visando avaliar e garantir a disponibilidade hídrica para gerações atuais e futuras. A questão mais relevante está associada, ao o que, quando e onde monitorar de modo a se poder ter elementos para se entender as principais causas do processo de poluição. Estas informações referem-se a quantidades, em termos de concentração de poluentes e outras características físicas, químicas e biológicas, que expressam a qualidade do ambiente, assim como, sua evolução ao longo do tempo.

Os fatores indutores de variações de qualidade da água estão em constante processo de mudança. Os hábitos da população, as necessidades, a evolução tecnológica, entre outros fatores, à medida que evoluem, dão origem a novos cenários em termos de qualidade da água. Isto obriga o monitoramento de qualidade da água a estar em constante processo de reavaliação de sua eficácia para produzir informações consistentes sobre as respostas do meio ambiente às ações antrópicas e do próprio meio.

A partir do monitoramento de qualidade da água surgem as séries históricas de qualidade da água, constituídas por dados referentes a diferentes períodos, diferentes condições meteorológicas, diferentes hábitos populacionais, obtidos por diferentes métodos e diferentes estratégias. O desafio, neste ponto, é desenvolver um método de interpretação do extenso conjunto de dados, que forneça informações consistentes sobre condições passadas, presentes e futuras de qualidade da água.

As análises realizadas no presente projeto comprovaram esta complexidade associada à interpretação de séries históricas provenientes do monitoramento da qualidade da água em bacias urbanas. A presença de duas ou mais populações de dados em uma mesma série histórica confere grande variabilidade aos dados, que é

refletida em amplos intervalos de confiança e, conseqüentemente, maior incerteza na informação (ver item 2.4.5). A aplicação dos testes de hipóteses, neste caso, teste de Mann-Whitney para verificação da hipótese de homogeneidade, revelou a presença de duas ou mais populações de qualidade da água nas séries de diversas variáveis, principalmente as representantes do aporte orgânico como DBO, DQO, $N_{KEJHDHAL}$ e frações de fósforo. Estas populações são geradas em função dos diversos fatores indutores de variações de qualidade da água, entre eles a sazonalidade e as ações de gestão dos recursos hídricos. Estas, eficazes ou não, tornam as séries não estacionárias, isto é, com dados mais recentes apresentando características populacionais distintas de dados mais antigos, sendo esta informação obtida pela análise de tendências. Na Bacia do Alto Iguaçu verificaram-se tendências de aumento de concentração, pela aplicação do teste de Mann-Kendall, em várias séries representantes do aporte orgânico, assim como, diferenças populacionais entre os dados das diferentes estações do ano pelo teste de Mann-Whitney. Sazonalidade e tendências representam possíveis causas de heterogeneidade nas séries, no entanto, o teste de Mann-Whitney detectou heterogeneidade comparando duas metades das séries históricas. Uma investigação mais detalhada pode ser conduzida neste sentido, comparando dados referentes a diferentes condições meteorológicas anteriores a cada coleta, ou ainda, a diferentes projetos, diferentes metodologias utilizadas, etc., visando identificar com maior precisão as fontes destas variações maiores que dão origem a diversas populações de qualidade da água.

A dependência verificada em grande parte das séries, pelo teste de Wald e Wolfowitz, evidenciou a influência de condições de qualidade da água monitoradas anteriormente, nas condições posteriores, dando indicações da presença de ciclos maiores de variação que poderiam ser monitorados com frequência mais longa como a bimensal ou trimensal. Frequências de amostragem de intervalos muito curtos, como quinzenal, em um mesmo período dos ciclos diurno, semanal e sazonal, geram informação em excesso e não representatividade da série em termos de variação temporal da qualidade da água.

As análises de representatividade realizadas nesta pesquisa representam uma importante referência em estudos de séries históricas de qualidade da água, evidenciando a complexidade envolvida em sua interpretação, principalmente no âmbito de bacias urbanas. Considerando a escassez de recursos financeiros de

países em desenvolvimento, a verificação da representatividade temporal e espacial das séries constituiu-se em uma importante ferramenta para o desenvolvimento e reavaliação de estratégias de monitoramento de qualidade da água em bacias urbanas, proporcionando redução de incertezas e informações redundantes para processos de tomada de decisão, principalmente referentes à implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos.

Como sequência para esta pesquisa, recomenda-se a quantificação da incerteza proveniente da análise direta de frequências por meio da construção de intervalos de confiança, e posterior verificação da redução do intervalo em função da análise mais detalhada, envolvendo uma estratégia apropriada à análise de dados e o estudo da representatividade. Assim como, a avaliação do impacto da redução de incertezas em termos sociais, econômicos, financeiros e ambientais, considerando a realização de um sumário executivo resumindo as condições de qualidade da água na Bacia do Alto Iguaçu para as duas abordagens de análise de frequências de séries históricas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Avaliação das Qualidades das Águas – Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil, 2010**. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/rede/rede_panoramasuperficial.aspx>. Acesso em: 04/07/2013.

ANTTILA, S., KETOLA, M., VAKKILAINEN, K., KAIREHALO, T. **Assessing temporal representativeness of water quality monitoring data**. *Journal of Environmental Monitoring*, 14, 589, 2012.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.

BALTACI, F., ONUR, A. K., TAHMISCIIOGLU, S. **Water quality monitoring studies of Turkey with present and probable future constraints and opportunities**. *Desalination* 226, 321-327, 2008.

BAÜMLE, A. M. B. **Avaliação de Benefícios Econômicos da Despoluição Hídrica: efeitos de erros de calibração dos modelos de qualidade da água**. Curitiba, 2005. 200 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2005.

BERRYMAN, D., BOBEE, B., CLUIS, D., HAEMMERLI, J. **Nonparametric tests for trend detection in water quality time series**. *Water Resources Bull.*, v. 24, n. 3, p. 545-556, 1988.

BODO, B. A. **Robust graphical methods for diagnosing trend on irregularly spaced water quality time series**. *Environmental Monitoring and Assessment* 12, p. 407-428, 1989.

BRAGA, A. S., BRAGA, S. M., FERNANDES, C. V. S. **Estações Meteorológicas Automáticas: Relatos de uma Experiência com Sensores Independentes em Bacia Experimental**. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Maceió, 2011. Anais da Associação Brasileira de Recursos Hídricos.

CETESB. **Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo**. Governo do Estado de São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 23/04/2013.

CHEN, Q., WU, W., BLANCKAERT, K., MA, J., HUANG, G. **Optimization of water quality monitoring network in a large river by combining measurements, a numerical model and matter-element analyses**. *Journal of Environmental Management* 110, 116-124, 2012.

CLUIS, D. A. **Visual techniques for the detection of water quality trends: double-mass curves and CUSUM functions**. *Environmental Monitoring and Assessment* 3, p. 173-184, 1983.

COELHO, A. C. P. **Agregação de Novas Variáveis ao Processo de Planejamento Urbano e Regional sob a Perspectiva da Gestão de Recursos Hídricos**. Curitiba, 2004. 251 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2004.

COELHO, M.; KISHI, R. T. **Caracterização de Cargas Orgânicas nos Rios Barigui, Belém e Atuba na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu**. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Maceió, 2011. Anais da Associação Brasileira de Recursos Hídricos.

COORDENAÇÃO DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA. **Região Metropolitana de Curitiba**, 2013. Disponível em: <<http://www.comec.pr.gov.br/>>. Acesso em: 05/07/2013.

COSTA, M. P., OLIVEIRA, R. B. S., SOUZA, M. L. **Análise do Índice de Qualidade das Águas da Região Hidrográfica do Paraná no Período 2000-2009.** In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Maceió, 2011. Anais da Associação Brasileira de Recursos Hídricos.

DIXON, W., CHISWELL, B. **Review of Aquatic Monitoring Program Design.** *Water Resources*, v. 30, n. 9, p. 1935-1948, 1996.

FARREL, R. **Methods for classifying changes in environmental conditions.** Tech. Rep. VRF-EPAA7.4-FR80-1, *Vector Res. Inc.*, Ann Arbor, MI, 1980.

FRANÇA, M. S. **Análise Estatística Multivariada dos Dados de Monitoramento de Qualidade de Água da bacia do Alto Iguaçu: Uma Ferramenta para Gestão de Recursos Hídricos.** Curitiba, 2009. 150 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2009.

GEIB, S., EINAX, J. **Multivariate correlation analysis – a method for the analysis of multidimensional time series in environmental studies.** *Chemometric and Intelligent Laboratory Systems* 32, 57-65, 1996.

GILBERT, R. O. **Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring.** New York: Wiley, 1987.

GONÇALVES, V. D. **Avaliação de Alterações de Parâmetros de Qualidade da Água em uma Seção Transversal - Seu impacto para a Gestão de Recursos Hídricos.** Curitiba, 2011. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2011.

GRAVELINE, N., MATON, L., LÜCKGE, H., ROUILLARD, J., STROSSER, P., PALKANIETE, K., RINAUDO, J. D., TAVERNE, D., INTERWIES, E. **An operational perspective on potential uses and constraints of emerging tools for monitoring water quality.** *Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 29, No. 5, 2010.

GUEDES, H. A. S., SILVA, D. D., ELESBON, A. A. A., RIBEIRO, C. B. M., MATOS, A. T., SOARES, J. H. P. **Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 16, n. 5, p. 558-563, 2012.

HAMED, K. H., RAO, A. R. **A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data.** *Journal of Hydrology*, 204(1-4), 182-196, 1998.

HARCUM, J. B., LOFTIS, J. C., WARD, R. C. **Selecting trend tests for water quality series with serial correlation and missing values.** *Water Resources Bull.*, v. 28, n. 3, p. 469-478, 1992.

HARMANCIOGLU, N. B., FISTIKOGLU, O., OSKUL, S. D., SINGH, V. P., ALPASLAN, M. N. **Water Quality Monitoring Network Design.** Holanda: Kluwer Academic Publishers, 1999.

HELSEL, D. R. **Advantages of nonparametric procedures for analysis of water quality data.** *Hydrological Sciences – Journal – des Sciences Hydrologiques*, 32, 2, 6/1987.

HELSEL, D. R., HIRSCH, R. M. **Statistical Methods for Water Resources.** In Techniques of Water-Resources Investigation of the United States Geological Survey, Book 4, Hydrologic Analysis and Interpretation. U. S. Geological Survey, 2002. Disponível em: < <http://pubs.usgs.gov/twri/twri4a3/>>. Acesso em: 02/04/2013.

HIRSCH, R. M., SLACK, J. R., SMITH, R. A. **Techniques of trend analysis for monthly water quality data.** *Water Resources Reseach*, v. 18, n. 1, p. 107-121, 1982.

HIRSCH, R. M., SLACK, J. R., SMITH, R. A. **A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence.** *Water Resources Reseach*, v. 20, n. 6, p. 727-732, 1984.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ. **Plano das Bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira**. Disponível em: < <http://www.aguasparana.pr.gov.br/> >. Acesso em: 06/02/2013.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ. **Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Revisão Final, 2010. Disponível em: < <http://www.aguasparana.pr.gov.br/> >. Acesso em: 27/02/2013.

IPARDES. **Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social**. Disponível em: < <http://www.ipardes.gov.br/> >. Acesso em: 06/02/2013.

KNAPIK, H. G. **Reflexões sobre Monitoramento, Modelagem e Calibração na Gestão de Recursos Hídricos: Estudo de Caso da Qualidade da Água da Bacia de Recursos Hídricos**. Curitiba, 2009. 180 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2009.

KOHLER, M. A. 'On the Use of Double-Mass Analysis for Testing the Consistency of Meteorological Records and for Making Required Adjustments'. *Bull. Ann. Meteor. Soc.* 30, 188-189, 1949.

KONDAGESKI, J. H. **Calibração de Modelo de Qualidade da Água para rio utilizando Algoritmo Genético**. Curitiba, 2008. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2008.

MANNICH, M. **Regularização de Vazões Intra-Anual: Comparação de Métodos**. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Maceió, 2011. Anais da Associação Brasileira de Recursos Hídricos.

MAROCO, J. **Análise Estatística com Utilização da SPSS**. Lisboa: Edições Sílabo, Lda. 3 ed., 2007.

MITCHL, U. B., VOLK, M., HARMEL, D., NEWHAM, L., DALGAARD, T. **Monitoring strategies and scale-appropriate hydrological and biogeochemical modeling for natural resource management: Conclusions and recommendations from a session held at the iEMSs 2008.** *Environmental Modelling & Software*, 26, 538-542, 2011.

NAGHETTINI, M., PINTO, E. J. A. **Hidrologia Estatística.** Belo Horizonte: CPRM, 2007.

NEAL, C., REYNOLDS, B., ROWLAND, P., NORRIS, D., KIRCHNER, J. W., NEAL, M., SLEEP, D., LAWLOR, A., WOODS, C., THACKER, S., GUYATT, H., VINCENT, C., HOCKENHULL, K., WICKHAM, H., HARMAN, S., ARMSTRONG, L. **High frequency water quality time series in precipitation and streamflow: From fragmentary signals to scientific challenges.** *Science of the Total Environment*, 434, 3-12, 2012.

PARKIN, T. B., CHESTER, S. T., ROBINSON, J. A. **Calculating Confidence Intervals for the Mean of Lognormally Distributed Variable.** *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 54, março-abril, 1990.

PAUL, M. J., MEYER, J. L. **Streams in the Urban Landscape.** *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 32:333-65, 2001.

PIMENTEL, M. F. **Análise Estatística de Dados do Monitoramento da Qualidade das Águas do Rio Ipojuca e do Reservatório Tapacurá.** Recife, 2003. Relatório Final. Disponível em: < <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/pnma2/qualidade-aqua/estatistica.pdf> >. Acesso em: 26/03/2013.

PINHEIRO, A. **Incertezas na determinação do padrão ambiental de substância poluente em um curso de água.** In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, ABRH. São Paulo, 2007.

PITRAT, D. M. J. J. **Avaliação da Contaminação por Metais em Rios: Estudo de Caso da Bacia do Rio Passaúna**. Curitiba, 2010. 231 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2010.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA. **Plano Municipal de Regularização Fundiária em Áreas de Preservação Permanente, 2007**. Disponível em: <<http://www.concidades.pr.gov.br/>>. Acesso em: 29/11/2010.

PORTO, M. F. A., MARIAN, M. C. F. C., FERNANDES, C. V. S., FRANÇA, M. S., KNAPIK, H. G., MACHADO, F. W., MASINI, L. **Projeto Enquadramento, Bacias Críticas: bases técnicas para a definição de metas progressivas para seu enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão. Relatório parcial de avaliação nº 1**. Curitiba: UFPR – Departamento de Hidráulica e Saneamento, 2005. (FINEP/CT-HIDRO).

PORTO, M. F. A., MARIAN, M. C. F. C., FERNANDES, C. V. S., FRANÇA, M. S., KNAPIK, H. G., MACHADO, F. W., MASINI, L. **Projeto Enquadramento, Bacias Críticas: bases técnicas para a definição de metas progressivas para seu enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão. Relatório parcial de avaliação nº 10**. Curitiba: UFPR – Departamento de Hidráulica e Saneamento, 2006. (FINEP/CT-HIDRO).

PORTO, M., LOBATO, F. **Mechanisms of Water Management: Command & Control and Social Mechanisms (Parte 1 de 2)**. *REGA*, v. 1, n. 2, p. 113-129, 2004.

PORTO, M., LOBATO, F. **Mechanisms of Water Management: Economic Instruments and Voluntary Adherence Mechanisms (Parte 2 de 2)**. *REGA*, v. 1, n. 2, p. 131-146, 2004.

PRZYBYSZ, L. C. B. **A Gestão de Recursos Hídricos sob ótica do Usuário - Estudo de Caso da Bacia do Alto Iguaçu**. Curitiba, 2007. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2007.

REINELT, L. E., RICHARD, R. H., REINHOLD, C. **Non-point Source Water Pollution Management: Improving Decision-making Information Through Water Quality Monitoring**. *Journal of Environmental Management* 34, 15-30, 1992.

RODRIGUES, P. M. S. M., RODRIGUES, R. M. M., COSTA, B. H. F., MARTINS, A. A. L. T., SILVA, J. C. G. E. **Multivariate analysis of water quality variation in Serra da Estrela (Portugal) Natural Park as a consequence of road deicing with salt**. *Chemometric and Intelligent Laboratory Systems* 102, 130-135, 2010.

SANDERS, T. G., ADRIAN, D. D. **Sampling frequency for river quality monitoring**. *Water Resources Res.*, v. 14, n. 4, p. 569-576, 1978.

SANDERS, T. G. **Representative sampling location criterion for rivers**. *Water SA*, v. 8, n. 4, p. 169-172, 1982.

SANDERS, T. G., WARD, R. C., LOFTIS, J. C., STEELE, T. D., ADRIAN, D. D., YEVJEVICH, V. **Design of Networks for Monitoring Water Quality**. *Water Resources Publications* LLC, Highlands Ranch, CO, 1983.

SHARP, W. E. **A topologically optimum water-sampling plan for rivers or stream**. *Water Resources Research*, v. 7, n. 6, p. 1641-6, 1971.

SHREVE, R. L. **Infinite topologically random channel networks**. *Journal of Geology*, 75, 178-186, 1967.

SERVIÇO NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto, 2008**. Disponível em: < <http://www.snis.gov.br/> > Acesso em: 23/11/2010.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

STROBL, R. O., ROBILLARD, P. D. **Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: A review**. *Journal of Environmental Management* 87, 639-648, 2008.

TELCI, I. T., NAM, K., GUAN, J., ARAL, M. M. **Optimal water quality monitoring network design for river systems**. *Journal of Environmental management* 90, 2987-2998, 2009.

TOMAZ, P. **Poluição Difusa**. São Paulo: Navegar Editora, 2006.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. 4 ed. Editora da UFRGS /Ed. da Universidade de São Paulo – EDUSP / Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH. 1993.

VAN BELLE, G., HUGHES, J. P. **Nonparametric tests for trend in water quality**. *Water Resources Research*, v. 20, n. 1, p. 127-136, 1984.

VARIS, O., VAKKILAINEN, P. **China's 8 challenges to water resources management in the first quarter of the 21st Century**. *Geomorphology*, 41, 93-104, 2001.

WATER RESEARCH CENTRE – WRc. **Analyse Any Routine Data; Visually Acquire Real Knowledge (AARDVARK)**, 2013. Disponível em: < <http://www.wrcplc.co.uk/aardvark.aspx> >. Acesso em: 26/02/2013.

WETERING, B. G. M. v. d., GROOT, S. **Water quality monitoring in the State-managed waters of the Netherlands**. *Water Resources*, vol. 20, n. 8, pp. 1045-1050, 1986.

YAKSICH, S. M., VERHOFF, F. H. **Sampling strategy for river pollutant transport.** *Journal of Environmental Engineering*, v. 109, n. 1, p. 219-231, 1983.

YU, Y-S., ZOU, S., WHITTEMORE, D. **Non-parametric trend analysis of water quality data of rivers in Kansas.** *Journal of Hydrology* 150, p. 61-80, 1993.