UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LUIS FELIPE PANKIEVICZ

ANÁLISE CRÍTICA E APLICABILIDADE DE FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE QUALIDADE AMBIENTAL, ESTUDO DE CASO DO RIO VILA GUAÍRA

CURITIBA

2014

LUIS FELIPE PANKIEVICZ

ANÁLISE CRÍTICA E APLICABILIDADE DE FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE QUALIDADE AMBIENTAL, ESTUDO DE CASO DO RIO VILA GUAÍRA

Trabalho apresentado na disciplina TT037:Projeto Final de Engenharia Ambiental II, como requisito parcial para obtenção do grau de bacharel em Engenharia Ambiental, Setor de tecnologia da Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Ana Flavia Locateli Godoi

CURITIBA

2014

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE TECNOLOGIA
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

TERMO DE APROVAÇÃO DE PROJETO FINAL II

LUIS FELIPE PANKIEVICZ

ANÁLISE CRÍTICA E APLICABILIDADE DE FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE QUALIDADE AMBIENTAL, ESTUDO DE CASO DO RIO VILA GUAÍRA

Projeto Final de Curso, aprovado como requisito parcial para a obtenção do Diploma de Bacharel em Engenharia Ambiental no Curso de Graduação em Engenharia Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, com nota 80, pela seguinte banca examinadora:

Orientador(a): _____
Profa. Dra. Ana Flavia Locateli Godoi
Departamento de Engenharia Ambiental / UFPR

Membro (a) 1: _____
Prof. Dr. Emílio Graciliano Ferreira Mercuri
Departamento de Engenharia Ambiental / UFPR

Membro(a) 2: _____
Prof. Dr. Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes
Departamento de Hidráulica e Saneamento / UFPR

Curitiba, 08 de dezembro de 2014

RESUMO

Este trabalho se propõe a realizar uma revisão bibliográfica a respeito de ferramentas de avaliação de qualidade ambiental e a aplicar estas ferramentas em um estudo de caso para o rio Vila Guaíra, localizado na cidade de Curitiba, estado do Paraná, Brasil, produzindo um diagnóstico ambiental. As ferramentas selecionadas são: Sistemas de informações geográficas (SIG), Protocolo de Avaliação de Habitat, Índice de qualidade da água (IQA), Índice de Avaliação Integrada de Qualidade da Água (AIQA), Índice de Estado Trófico (IET) e Índice de Influência Humana (IIH). Para isto foram obtidos os dados históricos de monitoramento de qualidade da água e precipitação; realizada uma inspeção ao rio e realizada uma análise química de qualidade da água. O objetivo é a descrição da situação atual deste rio, identificando impactos ambientais da urbanização, contemplando fatores qualitativos e quantitativos; produzindo informações de relevância para o monitoramento ambiental. Os resultados obtido para os índices AIQA e IQA é que a metodologia fornecida não permite a perfeita reprodução do método, os demais índices contém metodologia satisfatória. Após realizadas algumas adaptações os resultados dos índices mostram que o rio encontra-se extremamente poluído, com péssimas condições de habitat e qualidade da água.

Palavras-Chave: Diagnóstico ambiental, rio Vila Guaíra, Avaliação de qualidade ambiental

ABSTRACT

This paper aims to conduct a literature review regarding the evaluation of environmental quality tools and to apply these tools in a case study of the river Vila Guaira, located in the city of Curitiba, state of Paraná, Brazil, producing an environmental diagnosis. The tools are: Geographic Information Systems, Assessment Protocol for Habitat, water quality index, Index of Integrated Assessment of Water Quality and Index the Trophic State. The historical monitoring data of water quality were obtained; conducted an inspection of the river to implement the protocol for assessing habitat; and performed a chemical analysis of water quality. The goal is to describe the current situation of this river, identifying environmental impacts of urbanization, covering both qualitative and quantitative factors; producing information relevant to environmental monitoring. The results obtained for the AIQA and IQA indexes is that the methodology provided does not allow the perfect reproduction of the method, the other indexes contains satisfactory methodology. After made some adaptations among indices show that the river is badly polluted, with poor habitat conditions and water quality.

Key words: Environmental assessment, river Vila Guaira, environmental quality

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....6

2 OBJETIVOS.....10

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....11

3.1 Índices de qualidade da água.....11
3.2 Parâmetros de qualidade da água.....17
3.3 Índices qualitativos 23
3.4 Sistemas de Informações Geográficas.....27
3.5 Revisão bibliográfica de estudos ambientais.....28

4 METODOLOGIA.....30

4.1 Caracterização do local de estudo.....30
4.2 Dados de monitoramento.....33
4.3 Índice de Estado Trófico (IET).....34
4.4 Índice Avaliação Integrada de Qualidade da Água (AIQA).....35
4.5 Índice de Qualidade da Água (IQA).....35
4.6 Análise estatística.....38
4.7 Protocolo de Avaliação de habitats.....38
4.8 Outros aspectos qualitativos 45

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....46

5.1 Inspeção do local de estudo.....46
5.2 Dados históricos de monitoramento de qualidade da água 57
5.3 Cálculo do índice Avaliação Integrada de Qualidade da Água (AIQA).....58
5.4 Cálculo da classe preponderante da resolução CONAMA 357.....61
5.5 Cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA).....62
5.6 Cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) 64
5.7 Matriz de correlação de Spearman.....64
5.8 Dados hidrológicos.....68
5.9 Resultados da amostra coletada.....69
5.10 Mapas da rede de esgoto.....70
5.11 Conclusões.....73

6 REFERÊNCIAS.....76

1 INTRODUÇÃO

Para avaliar a condição ambiental de um ecossistema é preciso definir o conceito de integridade ambiental. Segundo Karr & Chu (1999) integridade ambiental deve levar em consideração três princípios: a biota varia em escalas temporais e espaciais; um sistema vivo possui funções ecossistêmicas, incluindo os processos que os deram origem e os mantém; um ecossistema é definido pela interação de condições climáticas, biogeográficas e processos evolutivos. É possível definir dois extremos de influência humana na condição da biota em um sistema: o caso de alterações extremas, causando grave desequilíbrio e resultando em poucos ou nenhum ser vivo; e o caso de um sistema primitivo, sem alterações antrópicas, o qual possui integridade biológica.

O monitoramento da qualidade ambiental surgiu da necessidade de mensurar a interferência ou o nível de degradação causado pelos seres humanos na natureza ao longo do tempo, o que pode ser feito por meio da análise e interpretação de parâmetros físicos, químicos e biológicos. A frequência do monitoramento deve ser definida de acordo com a resposta requerida e da infraestrutura disponível para realizá-lo. O monitoramento da qualidade de corpos aquáticos pode ser aplicado como instrumento de controle e gestão do recurso hídrico. O monitoramento deve ser realizado de forma que seja possível observar as variações temporais e espaciais da qualidade da água, as plumas de poluição, sua origem, e local de dispersão e/ou degradação completa. (LABEAM, 2010)

A noção clássica de contaminação de um corpo hídrico envolve a determinação da presença e da concentração de substâncias potencialmente nocivas ao ecossistema, baseado na identificação destes poluentes específicos em pontos amostrais determinados por meio de análises laboratoriais. Aspectos físicos, químicos e biológicos são profundamente interconectados no funcionamento de um ecossistema, alterações em um aspecto produzem efeitos nos outros. Por esta razão os métodos de avaliação de qualidade ambiental devem ser complementares e usados de forma integrada (Bollman, 2008).

É fundamental que os dados produzidos por uma análise química sejam de uma confiabilidade absoluta e possam garantir uma verdadeira imagem momentânea do que estava ocorrendo no ambiente durante uma determinada amostragem. Esta confiabilidade é obtida por meio de análises físico-químicas realizadas com procedimentos analíticos de metodologia reconhecida, de modo a produzir resultados que representem com precisão e

exatidão as concentrações existentes na amostra. A consistência dos dados é de grande relevância na gestão dos recursos hídricos, por estes serem a base principal das ferramentas necessárias no suporte de tomada de decisão. (LABEAM, 2010)

O monitoramento ambiental deve avaliar a condição ambiental atual e comparar com a condição esperada na ausência de alterações antrópicas, identificando as divergências com objetivo de encontrar as causas. É essencial escolher parâmetros que sintetizem alterações antrópicas que tenham consequências para o meio ambiente. Estas informações podem ser utilizadas para decidir se a condição ambiental atual é aceitável, servindo de base para a legislação ambiental e planos de ação do poder público. (Karr et al., 1999)

Sistemas aquáticos com integridade biológica, principalmente rios, persistem e definem as condições ambientais de sua região de entorno há centenas de anos. A presença de sua biota natural indica que o sistema apresenta resiliência à variação natural do ambiente. Contudo, as alterações antrópicas tal como agricultura, exploração de recursos naturais e urbanização causaram em curto espaço de tempo uma radical transformação no ambiente. A urbanização causa mudanças na condição ambiental de um rio, divergindo da integridade biológica. Este conceito de integridade biológica permite fundamentar uma resposta para a questão: qual é o nível de alteração aceitável para um sistema? (Karr et al., 1999).

Em termos gerais, as áreas urbanas e industriais representam uma das mais profundas modificações antrópicas da superfície terrestre, das águas, da atmosfera e do ecossistema em geral. Efeitos urbanos são intensivos, localizados e geram resíduos. Especificamente no que se refere aos mananciais urbanos, os resíduos oriundos das atividades humanas causam danos à qualidade do ecossistema natural e às comunidades aquáticas envolvidas (IAP, 2005).

Segundo Bollman et al. (2007), são de relevante impacto ambiental as seguintes alterações em rios causadas por seres humanos: disposição de resíduos sólidos, tais como poda de árvores, lixo doméstico, resíduos de construção civil, ferro velho, etc; alteração do corpo d'água, canalização, tanques, barragens, poços; ocupação de encostas e desmatamento, que amplificam o transporte de sedimentos pelo rio, causando erosão e assoreamento; e despejo de esgotos sanitários e efluentes diversos, que alteram as condições naturais do rio.

O rio Vila Guaíra, objeto deste estudo,está localizado em uma micro bacia urbana na cidade de Curitiba, no estado do Paraná, Brasil. O último relatório de monitoramento

de qualidade da água divulgado pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP, 2009) utiliza um índice de qualidade de água para divulgar o resultado do monitoramento, estes resultados demonstram que o rio Vila Guaíra possui qualidade da água variando entre poluída e extremamente poluída segundo o índice utilizado. Segundo a secretaria de meio ambiente de Curitiba (SMMA, 2006) o rio Vila Guaíra sofre influência de diversas alterações ambientais, tal como desmatamento e ocupação irregular das margens, alteração da forma original do rio, confinamento do seu leito, impermeabilização do solo, entre outros.

A lei federal nº 11.445/2007 (Brasil, 2007), determina que a partir de 1º de janeiro de 2014 o acesso dos municípios brasileiros a recursos da União para serviços de saneamentos básicos ficarão condicionados à existência de um plano municipal de saneamento. O Plano de Saneamento Básico de Curitiba, ainda em fase de elaboração, prevê: a implantação de um programa de monitoramento da qualidade de água dos rios da cidade por sub-bacias, o que vai permitir a despoluição dos rios menores e, consequentemente, a despoluição dos maiores; e a implantação do sistema de informações geográficas para o saneamento, que permite verificar a situação da rede de esgoto de cada imóvel da cidade. (Portal administrativo do município de Curitiba, 2014).

Devido a complexidade dos ecossistemas, as múltiplas causas de alterações e as suas diversas consequências para o ambiente é preciso desenvolver uma maneira de sintetizar grande quantidade de informações. Para identificar a real magnitude dos impactos e classificar o estado de poluição de um corpo hídrico é possível aplicar sistemas de avaliação multimétrica, tal como índices de qualidade da água. Estes índices têm por objetivo a agregação de informações de naturezas diversas, de modo que quando ponderadas em conjunto possam refletir o estado geral de um ecossistema. Podem ser dados quantitativos, como propriedades físico-químicas, bacteriológicos e ecotoxicológicos e critérios qualitativos, como a presença de óleos e espuma. A principal vantagem de aplicação de um índice é a integração de diversos parâmetros, com diferentes unidades de medida, em um único número absoluto que representa a qualidade geral da água. A capacidade de representação de um índice está diretamente relacionada com quais parâmetros são considerados e qual a metodologia utilizada (CETESB, 2009).

A avaliação da qualidade ambiental é o passo inicial para o planejamento e implementação de programas de preservação e recuperação ambiental. Devido a complexidade dos sistemas naturais é preciso aplicar técnicas e ferramentas que unifiquem grande quantidade de informações em indicadores sucintos que expressem o

grau de qualidade ambiental. Tendo em vista esse propósito, índices de qualidade da água são amplamente utilizados em estudos científicos e pelos órgãos ambientais de todo o Brasil para descrever a qualidade das águas. Portanto, este estudo se propõe a realizar uma revisão a respeito destas técnicas e ferramentas e realizar um estudo de caso para avaliar a aplicabilidade destas.

2 OBJETIVOS

Avaliar a aplicabilidade das metodologias e ferramentas de qualidade ambiental selecionadas, avaliando as características do Rio Vila Guaíra qualitativa e quantitativamente.

Objetivos específicos:

- Obter dados históricos de monitoramento da qualidade da água na região do estudo e realizar uma análise química de qualidade da água, medindo os parâmetros: Coliformes Termotolerantes, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio total, Fósforo total, Temperatura, Turbidez, Resíduo total e Oxigênio dissolvido (OD);
- Calcular o Índice de Qualidade de Água (IQA), proposto pela Companhia ambiental do estado de São Paulo (CETESB, 2009);
- Calcular o Índice de Avaliação Integrada de Qualidade da Água (AIQA), proposto pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP, 2005);
- Calcular o Índice de Estado Trófico (IET), proposto pela Companhia ambiental do estado de São Paulo (CETESB, 2009);
- Verificar a compatibilidade dos resultados com os limites estabelecidos na resolução do CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005), que classifica os rios quanto ao uso e define condições de qualidade da água;
- Aplicar o índice de influência humana (IIH), proposto por Rossano, 1995 (Rossano 1995 apud Karr e Chu,1999);
- Aplicar o protocolo de avaliação de qualidade de habitat proposto pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Barbour et al, 1999);

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Índices de qualidade da água

Para que um índice represente de forma eficaz a condição ambiental é preciso que sejam atendidas as seguintes condições: 1) Classificar os ecossistemas para definir grupos com características similares, por exemplo lagos, rios, pântanos, levando em consideração o clima, geografia, temperatura, vazão da água etc; 2) Selecionar parâmetros que sejam mensuráveis e forneçam sinais significativos e confiáveis sobre as consequências das ações antrópicas no ambiente; 3) Desenvolver metodologias de coleta de dados para garantir que os parâmetros serão medidos com acurácia e precisão; 4) Executar procedimentos estatísticos para extrair e compreender padrões relevantes nos dados das coletas; 5) Comunicar os resultados para a população e para o governo para que todas as partes da sociedade possam contribuir para a conservação ambiental (Karr et al., 1999).

O Instituto Ambiental do Paraná (IAP) utiliza para o monitoramento da água bruta o índice Avaliação Integrada de Qualidade da Água (AIQA). Os dados de monitoramento dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e toxicológicos são submetidos a instrumentos matemáticos e estatísticos (IAP, 2008) que possibilitam a agregação de informações de naturezas diversas. O ponto mais significativo da estratégia escolhida é sua flexibilidade de adaptação, podendo-se considerar tantas variáveis quanto forem necessárias para a adequada calibração do modelo construído para o local de estudo. Os critérios de qualidade são baseados na resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Brasil, 2005), que classifica os rios de acordo com o uso e qualidade da água.

Os dados do monitoramento são convertidos em posições cartesianas e plotados em um espaço cartesiano. É definido um ponto de qualidade ideal, de acordo com os limites estipulados para a Classe 1 da resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005). O resultado final é obtido pela distância entre os pontos das amostras e o ponto de qualidade ideal. A metodologia do IAP estabelece arbitrariamente três dimensões analíticas de qualidade: a físico-química, a bacteriológica e a ecotoxicológica. A ilustração 1 apresenta o conceito de distâncias do AIQA e a tabela 1 apresenta a classificação dos resultados finais. (IAP, 2009).

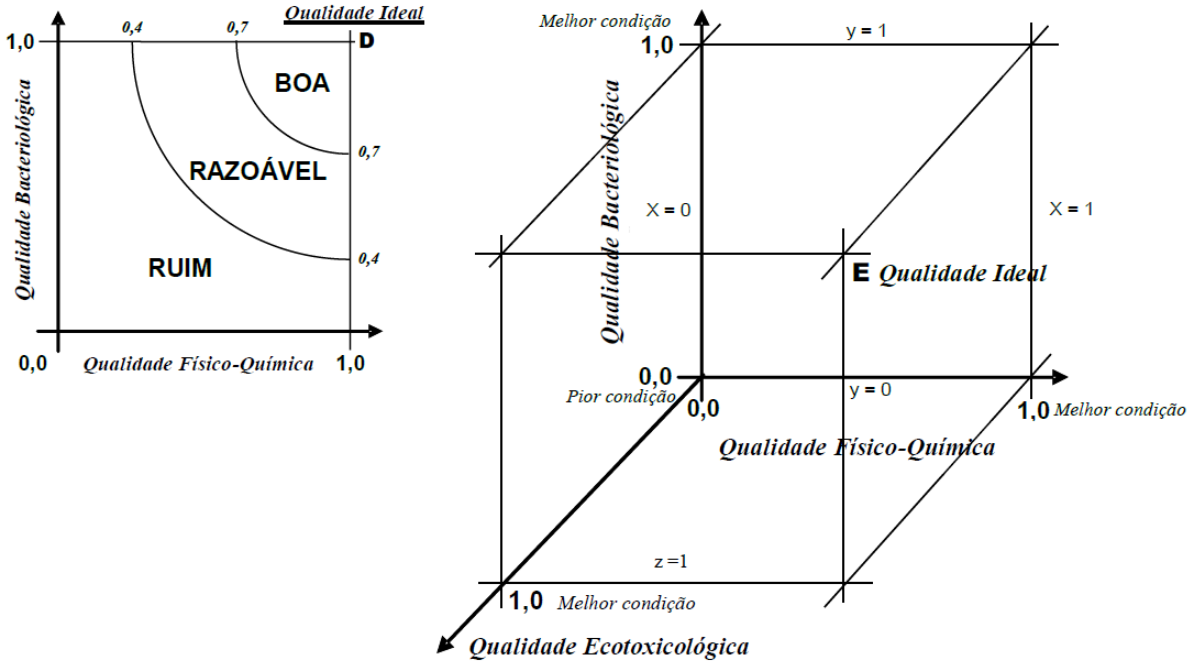


Ilustração 1: Espaços cartesianos utilizados para o cálculo do AIQA. Fonte: IAP, 2005

Tabela 1: Classificação dos resultados para o AIQA. Fonte:IAP, 2005.

QUALIDADE	Compatibilidade Classes Conama 357/2005	COR INDICADORA	Distância L ao ponto E (AIQA)
Muito boa	Classe 1	azul claro	0,00 a 0,20
Boa	Classe 2	verde claro	>0,20a 0,40
Pouco poluída	Classe 3	amarelo	>0,40 a 0,60
Medianamente poluída	Classe 3	laranja claro	>0,60 a 0,80
Poluída	Classe 4	laranja escuro	>0,80 a 1,00
Muito Poluída	Fora de Classe	vermelho	>1,00 a 1,20
Extremamente poluída	Fora de Classe	roxo	>1,20

O IAP utiliza para o monitoramento biológico o Índice de Preservação de Comunidades Aquáticas (IPCA), o qual consiste na classificação, em função da concentração, dos parâmetros analisados em três ponderações associadas aos valores numéricos: 1) Água com características necessárias para manter a sobrevivência e reprodução dos organismos aquáticos. 2) Água com características necessárias a

sobrevivência e reprodução dos organismos aquáticos com efeitos adversos a longo prazo e 3) Água com características que comprometem a sobrevivência dos organismos aquáticos. Os parâmetros avaliados são: Oxigênio dissolvido, pH, Toxicidade para *Daphnia Magna,* chamados de parâmetros essenciais, *e* um conjunto de metais pesados tal como Chumbo, Mercúrio, Níquel, entre outros. A relação entre as concentrações e a ponderação correspondente está indicada na Tabela 2. O índice é calculado pela multiplicação entre o valor numérico da maior ponderação dos parâmetros essenciais e o valor médio das três maiores ponderações dos metais pesados. O resultado final é classificado em classes de qualidade de acordo com os critérios: IPCA = 1 Adequado; IPCA = 2 Regular e IPCA = 3 ou superior, Inadequado. (IAP, 2005).

Tabela 2: Classificação dos parâmetros do IPCA. Fonte: IAP, 2005.

Grupos	Variáveis	Níveis	Faixa de variação	Ponderação
Variáveis Essenciais (VE)	OD (mg/L)	A B C	≥ 5,0 3,0 a 5,0 < 3,0	1 2 3
	pH (Sörensen)	A B C	6,0 a 9,0 5,0 a < 6,0 e > 9,0 a 9,5 < 5,0 e > 9,5	1 2 3
	Toxicidade	A B C	Não Tóxico Efeito Crônico Efeito Agudo	1 2 3
Substâncias Tóxicas (ST)	Cádmio (mg/L)	A B C	≤ 0,001 > 0,001 a 0,005 > 0,005	1 2 3
	Cromo (mg/L)	A B C	≤ 0,05 > 0,05 a 1,00 > 1,00	1 2 3
	Cobre dissolvido (mg/L)	A B C	=0,009 >0,009 a 0,05 >0,05	1 2 3
	Chumbo Total (mg/L)	A B C	≤ 0,01 > 0,01 a 0,08 > 0,08	1 2 3
	Mercúrio (mg/L)	A B C	≤ 0,0002 > 0,0002 a 0,001 > 0,001	1 2 3
	Níquel (mg/L)	A B C	≤ 0,025 > 0,025 a 0,160 > 0,160	1 2 3
	Fenóis[a] Totais (mg C_6H_5OH/L)	A B C	≤1,0 >1,0 a 7,5 >7,5	1 2 3
	Surfactantes[b] (mg/L)	A B C	≤ 0,5 > 0,5 a 1,0 > 1,0	1 2 3
	Zinco (mg/L)	A B C	≤ 0,18 >0,18 a 1,00 > 1,00	1 2 3

a = Substâncias que reagem com 4 aminoantipirina
b = Substâncias tensoativas que reagem com azul de metileno

A Companhia ambiental de São Paulo (CETESB) utiliza para o monitoramento biológico o índice de proteção da vida aquática (IVA), que consiste na relação entre dois índices, sendo eles o índice de estado trófico (IET) e o IPCA,(Com modificação apenas na classificação do resultado final do IPCA inicialmente proposto por IAP, 2005). O IET tem por finalidade classificar os corpos hídricos em diferentes graus de trofia, utilizando os parâmetros fósforo total e clorofila. O fósforo representa uma medida de potencial de eutrofização enquanto que a clorofila estima a resposta ao agente causador, indicando o nível de crescimento de algas. O cálculo é feito diretamente pelas fórmulas estabelecidas. A classificação do estado trófico é apresentada na Tabela 3. Para o cálculo do IVA, são definidas ponderações dos resultados do IET e IPCA, estas estão apresentadas na Tabela 4. A Tabela 5 fornece os valores para cálculo do o IVA.

Tabela 3: Classificação do IET, Fonte: CETESB, 2009.

Categoria (Estado Trófico)	Ponderação	P-total - P ($mg.m^{-3}$)	Clorofila *a* ($mg.m^{-3}$)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	P ≤ 13	CL ≤ 0,74
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	13< P ≤ 35	0,74 < CL ≤ 1,31
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	35 < P ≤137	1,31 < CL ≤ 2,96
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	137< P ≤296	2,96 < CL ≤ 4,70
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	296 < P ≤640	4,70 < CL ≤ 7,46
Hipereutrófico	IET> 67	640 < P	7,46 < CL

Tabela 4: Ponderação dos resultados do IET e IPCA. Fonte: CETESB, 2009.

Classificação do IET	
Categoria (Estado Trófico)	**Ponderação**
Ultraoligotrófico	0,5
Oligotrófico	1
Mesotrófico	2
Eutrófico	3
Supereutrófico	4
Hipereutrófico	5

Classificação do IPCA	
Categoria	**Ponderação**
BOA	1
REGULAR	2
RUIM	3 e 4
PÉSSIMA	≥ 6

Tabela 5: Tabela para cálculo do IVA. Fonte: CETESB, 2009.

	IPCA					
IET	Ponderação	1	2	3	4	5 a 9
	0,5	1,7	2,9	4,1	5,3	7,7 –11,3
	1	2,2	3,4	4,6	5,8	8,2 –11,8
	2	3,2	4,4	5,6	6,8	9,2 –12,8
	3	4,2	5,4	6,6	7,8	10,2 –13,8
	4	5,2	6,4	7,6	8,8	11,2 –14,8
	5	6,2	7,4	8,6	9,8	12,2 – 15,8

Categoria

ÓTIMA BOA REGULAR RUIM PÉSSIMA

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) foi criado em 1970, nos Estados Unidos, pela National Sanitation Foundation. A partir de 1975 começou a ser utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) para o monitoramento da qualidade das águas, com algumas adaptações. Nas décadas seguintes, outros Estados brasileiros adotaram o IQA, que hoje é o principal índice de qualidade da água utilizado no país. (ANA$_a$, 2014)

A elaboração do IQA pela National Sanitation Foundation baseou-se numa pesquisa de opinião junto a especialistas em qualidade de águas, para selecionar nove variáveis mais representativas e associá-las a curvas de variação de qualidade, relacionando o valor da variável com um valor relativo de qualidade q_i As variáveis selecionadas foram: Oxigênio dissolvido, Coliformes fecais, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Nitrato total, Fosfato total, variação de temperatura da água, turbidez e Resíduo total. Não são fornecidas equações para o cálculo do IQA, somente as curvas de variação da qualidade, que são a média das curvas propostas na elaboração do estudo. O cálculo do IQA é feito segundo fórmula:

$$IQA = \prod_{i=1}^{n} q_i^{w_i}$$

Onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido pela curva média de variação de qualidade, em função de sua concentração ou medida;

wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade.

A CETESB utiliza o índice com uma adaptação, mantendo as mesmas curvas de variação de qualidade e pesos relativos, porém utiliza os parâmetros Nitrogênio total e Fósforo total, ao invés de Nitrato total e Fosfato total respectivamente e estabelece uma classificação dos resultados, que está apresentada na Tabela 6. A Agência Nacional de Águas do Brasil (ANA) utiliza a metodologia fornecida pela CETESB, deixando a critério de cada profissional a escolha das equações. As curvas de variação de qualidade e pesos relativos de cada parâmetro fornecidos pela CETESB são apresentados na ilustração 2 (CETESB, 2009).

Tabela 6: Classificação do IQA. Fonte: CETESB, 2009.

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	79 < IQA ≤ 100
BOA	51 < IQA ≤ 79
REGULAR	36 < IQA ≤ 51
RUIM	19 < IQA ≤ 36
PÉSSIMA	IQA ≤ 19

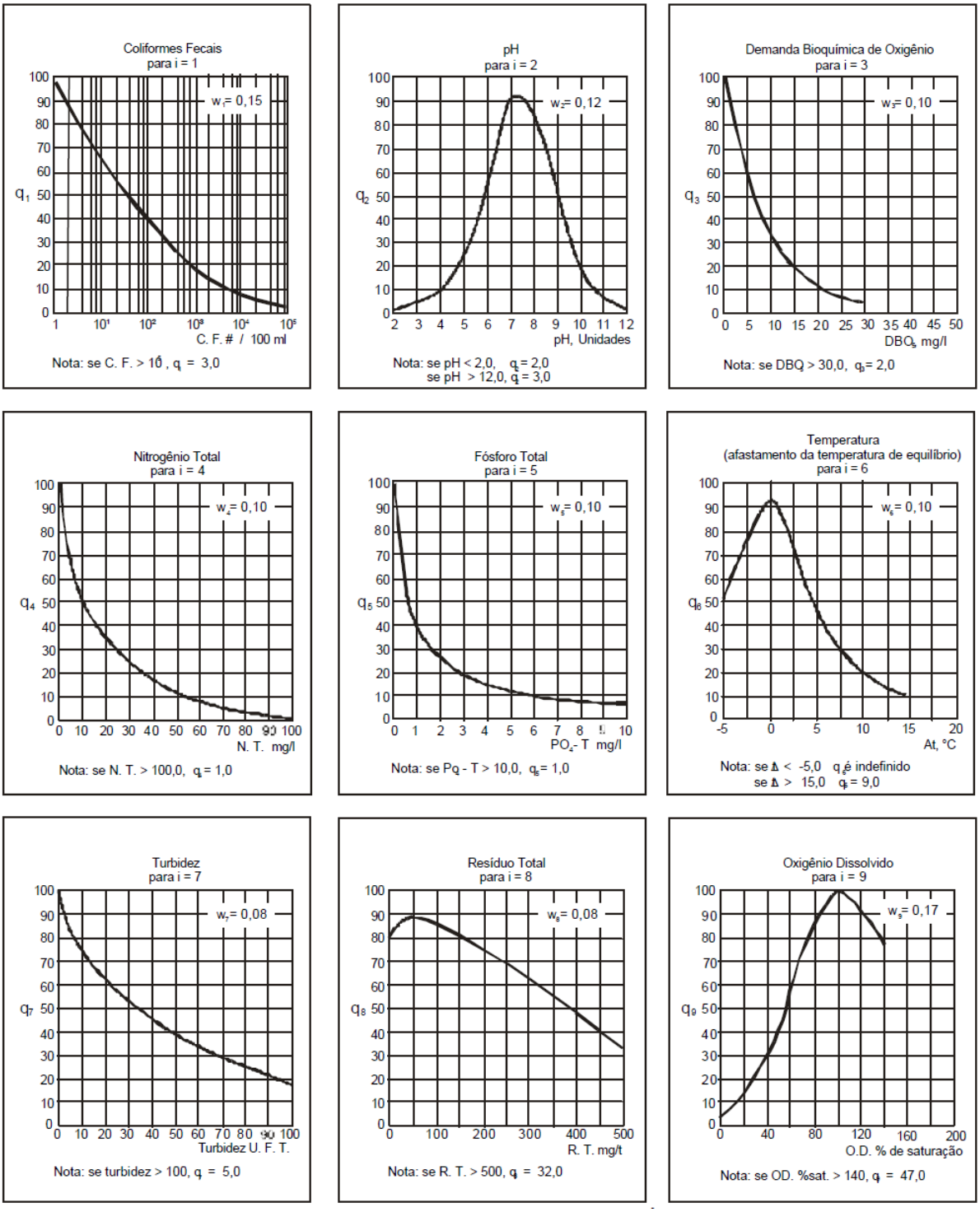


Ilustração 2: Gráficos e pesos relativos para cálculo do IQA. Fonte: CETESB, 2009.

3.2 Parâmetros de qualidade da água

Para melhor entendimento dos métodos de índices quantitativos é preciso uma descrição detalhada dos parâmetros utilizados. A seguir é feita uma revisão sobre os parâmetros utilizados nos índices AIQA e IQA.

Coliformes totais: O grupo Coliforme consiste de bactérias pertencentes aos gêneros *Klebsiella, Enterobacter e Citrobacter* e *Escherichia.* São anaeróbias facultativas, gram-negativas, não formadoras de esporos e capazes de fermentar a lactose a 44-45°C, com produção, em 48 horas, de ácidos e de gás. Dentre os microrganismos citados, somente a *Escherichia coli* é de origem exclusivamente fecal, estando sempre presente, em densidades elevadas nas fezes de humanos, mamíferos e animais de sangue quente em geral, sendo raramente encontrada na água ou solo que não tenham recebido contaminação fecal. Por isso o nome de Coliformes Termotolerantes é associado à concentração de organismos com esta característica, em especial a *E.Coli*. Os demais coliformes são associados à decomposição de matéria orgânica em geral, podem ocorrer em águas com altos teores de matéria orgânica, como por exemplo, efluentes urbanos, ou em material vegetal e solo em processo de decomposição. Podem ser encontrados igualmente em águas de regiões tropicais ou subtropicais, sem qualquer poluição evidente por material de origem fecal. A determinação de sua concentração de coliformes pode estabelecer um parâmetro indicador, sendo que quanto mais Coliformes maior a probabilidade de existência de microrganismos patogênicos, que são responsáveis pela transmissão de doenças pelo uso ou ingestão da água, tais como a febre tifóide, desinteria bacilar e cólera. (IAP, 2005 e CETESB, 2009)

Potencial Hidrogeniônico (pH): o pH de uma solução é o logaritmo decimal negativo da concentração de íons hidrônio (H_3O^+, em $mol.L^{-1}$), que mede a grandeza físico-química que indica a acidez, neutralidade ou alcalinidade de uma solução. A escala compreende valores de 0 a 14, sendo que o valor 7 é considerado neutro, o valor 0 (zero) representa a acidez máxima e o valor 14 a alcalinidade máxima. Quanto menor o valor do pH de uma substância, maior a concentração de íons H^+ e menor a concentração de íons OH^-. O valor do pH da “água limpa” difere do valor neutro (pH 7) pela presença de Ácido Carbônico, podendo variar com a temperatura e com a composição do ambiente aquático, pela presença de sais minerais, ácidos, metais, etc. Valores de pH entre 6,0 e 9,0 são considerados compatíveis a longo prazo para a sobrevivência da maioria dos organismos aquáticos. A violação destes limites por longos períodos de tempo ou fortes oscilações de pH em curto prazo, resultam na inibição dos processos metabólicos, na redução de espécies de organismos ou no poder de autodepuração do rio. O valor de pH tem processo decisivo na biodisponibilidade de certas substâncias, ou seja, em condições de pH elevado ocorre precipitação de metais pesados, e condições inversas podem exercer

efeitos sobre a solubilidade de nutrientes. Água com pH ácido tem efeito corrosivo, e com pH alcalino tem efeito incrustante. Por esses motivos, o pH da água deve ser monitorado. (IAP, 2005 e CETESB, 2009)

Demanda bioquímica de oxigênio (DBO): É a quantidade de Oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica carbonácea pela decomposição microbiana aeróbia, onde os compostos orgânicos biodegradáveis são transformados em produtos finais estáveis ou mineralizados, tais como água, gás Carbônico, Sulfatos, Fosfatos, Amônia, Nitratos, entre outros. Nesse processo há o consumo do oxigênio dissolvido na água e liberação da energia contida nas ligações químicas das moléculas decompostas, sendo esta energia utilizada pelos microrganismos. A DBO é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. A simbologia $DBO_{5,20°C}$, por exemplo, indica um período de tempo de 5 dias numa temperatura de incubação de 20°C. Pelo fato de a $DBO_{5,20\,°C}$ somente medir a quantidade de oxigênio consumido num teste padronizado, não indica a presença de matéria não biodegradável, nem leva em consideração o efeito tóxico ou inibidor sobre a atividade microbiana. O aumento de DBO num corpo d'água é resultado de despejos de matéria orgânica, e um alto teor de matéria orgânica pode induzir à completa extinção do oxigênio na água, resultando em um ambiente inóspito para peixes e outras formas de vida aquática. Neste caso, a decomposição pode tornar-se anaeróbia, tendo como resultado a produção de substâncias que podem degradar a qualidade da água. Os produtos mais comuns envolvidos na degradação anaeróbia são gás carbônico, metano, amônia, ácidos graxos, fenóis e aminoácidos. (CESTESB, 2009)

Nitrogênio: O nitrogênio pode ser encontrado na água nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As fontes de nitrogênio nas águas naturais são diversas, sendo que em ambientes urbanos os esgotos sanitários são a principal fonte, contendo nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal, produto da hidrólise da ureia na água. A atmosfera pode ser considerada uma fonte de Nitrogênio devido a mecanismos de biofixação desempenhados por bactérias e algas presentes nos corpos hídricos. Amônia, nitratos e partículas contendo nitrogênio orgânico são transportadas pela água, por isto a drenagem das águas pluviais constitui uma fonte difusa, de difícil caracterização. Os compostos de nitrogênio são nutrientes para processos biológicos e são caracterizados como macronutrientes, pois, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas.

Quando descarregados nas águas naturais, juntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos, provocam o enriquecimento do meio, condição propícia para o efeito de eutrofização, que é caracterizado como o crescimento intenso de seres vivos que utilizam estes nutrientes, especialmente as algas. Grandes concentrações de algas podem trazer prejuízos aos múltiplos usos dessas águas, prejudicando seriamente o abastecimento público ou causando poluição decorrente da morte e decomposição desses organismos. O controle da eutrofização, através da redução do aporte de nitrogênio é comprometido pela multiplicidade de fontes, por isso, é mais eficiente investir preferencialmente no controle das fontes de fósforo. (IAP, 2005 e CETESB, 2009)

Nitrogênio orgânico e amoniacal são formas reduzidas, Nitrito (NO_2^-) e Nitrato (NO_3^-) são formas oxidadas. É possível associar o estado de degradação da poluição orgânica por meio da relação entre as formas de nitrogênio da seguinte forma: Nas zonas de autodepuração natural em rios, distinguem-se as presenças de nitrogênio orgânico na zona de degradação, amoniacal na zona de decomposição ativa, nitrito na zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas. Ou seja, se for coletada uma amostra de água de um rio e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas significa que o foco de poluição se encontra próximo; se prevalecer o nitrato significa que a fonte está distante.(IAP, 2005 e CETESB, 2009)

Nitrogênio amoniacal: Em ambientes aquáticos, o nitrogênio encontra-se presente em diferentes formas químicas: N_2 (nitrogênio molecular), NO_2^- (nitrito), NO_3^- (nitrato), N_2O (óxido nitroso), nitrogênio orgânico dissolvido, nitrogênio orgânico particulado, NH_4^+ (íon amônio), NH_3 (amônia), sendo a soma desses dois últimos o nitrogênio amoniacal total. A Amônia é liberada na água através da decomposição aeróbia de substâncias nitrogenadas (proteínas, aminoácidos e uréia). Em ambiente anaeróbio, pode surgir pela redução do nitrato (amonificação do nitrato). Altas concentrações de amônia podem ser geradas por efluentes domésticos, industriais e da agricultura. Em ambientes aquáticos com valores de pH acima de 7,0 a Amônia livre é considerada altamente tóxica para peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L. Concentrações de NH_3 da ordem de 0,01 mg/l podem causar danos para alevinos, enquanto que concentrações letais para peixes estão na faixa de 0,2 a 0,6 mg/l. Amônia consome oxigênio dissolvido na água ao ser oxidada biologicamente. Analiticamente, as formas orgânica e amoniacal do Nitrogênio podem ser quantificadas juntas através de procedimentos como Método Macro-Kjeldhal e Método Semi-micro-

Kjeldhal, sendo o resultado denominado Nitrogênio Kjeldhal ou Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), refletindo o método analítico empregado. (APHA, 1995). Como mencionado anteriormente, o estado de oxidação dos compostos de nitrogênio em corpos aquáticos pode indicar a idade e o grau de poluição. Isto significa dizer, por exemplo, que as formas reduzidas apontam para um foco de poluição próximo, enquanto a prevalência de NO_2^- (baixa concentração) e NO_3^-, indicam que a fonte está distante.(IAP, 2005 e CETESB, 2009)

Nitrito (NO_2^-): É o ânion derivado do Ácido Nitroso. O Nitrito é produzido em uma fase intermediária na oxidação microbiana do Nitrato. Teoricamente, o Nitrito formado é instantaneamente oxidado em Nitrato. (IAP, 2005 e CETESB, 2009)

Nitrato (NO_3^-): É o ânion derivado do Ácido Nítrico e é muito solúvel em água. Nitratos geralmente estão presentes em concentrações moderadas, como metabólito natural do processo de nitrificação. As principais fontes de poluição por Nitratos são os adubos incorporados ao solo para finalidades agrícolas e efluentes de estação de tratamento de esgotos. (IAP, 2005 e CETESB, 2009)

Nitrogênio Total: Obtido pela soma das concentrações de nitrogênio Kjeldhal (Nitrogênio amoniacal e orgânico) e a concentração de nitrogênio Total Oxidado (Nitritos e Nitratos). (IAP, 2005 e CETESB, 2009)

Fósforo: É um macro-nutriente, essencial para todas as formas de vida, pois compõe moléculas que formam as estruturas celulares. Altamente reativo, não ocorre em sua forma elementar, aparecendo nas formas inorgânicas derivadas do Ácido Fosfórico ou em ligações orgânicas (ácidos polifosfóricos e polifosfatos). Tem tendência de formar compostos insolúveis associados a argilas, cátions, oxihidróxidos de ferro e material particulado, os quais acabam incorporando e concentrando uma significativa quantidade de fósforo nos sedimentos. Em águas naturais, é geralmente encontrado na forma iônica ou complexado, como o fosfato, por ser a única forma estável em solução aquosa. Sob esta forma, o fósforo pode ser encontrado como: PO_4^{3-}, HPO_4^{2-} , H_2PO^{4-}, conhecidas como ortofosfato ou, também, fósforo reativo solúvel. Ortofosfatos são radicais químicos, que se combinam com cátions formando sais inorgânicos na água, e representam a fração de maior biodisponibilidade e rápida assimilação pelas algas e plantas aquáticas. As formas dissolvidas ou particuladas estarão sempre combinadas ou complexadas a outros elementos, a exemplo do ferro. Ainda, a presença de fósforo nos sedimentos envolve a contribuição dos minerais do solo da bacia de drenagem ou deposição através da coluna

d’água por meio de processos físicos, químicos ou biológicos. Polifosfatos (Ou fosfatos condensados) são polímeros de ortofosfatos, esta forma sofre hidrólise convertendo-se rapidamente em ortofosfatos em corpos hídricos. Esgoto sanitário é a principal fonte de fósforo em rios urbanos, devido à presença de matéria orgânica fecal, rica em proteínas, e os detergentes domésticos fosfatados. A água pluvial drenada em ambiente urbano pode ser considerada uma fonte difusa de fósforo. Em conjunto com o nitrogênio e outros nutrientes, resulta no enriquecimento do meio, condição propícia para o efeito de eutrofização, que é caracterizado como o crescimento intenso de algas. (CESTESB, 2009)

Temperatura: Descrita como a medida da intensidade de calor. A temperatura é um fator de grande relevância no meio aquático, influenciando todos os processos físico-químicos e biológicos. Altera a densidade, viscosidade, sedimentação de materiais e, taxa de transferência de gases entre a água e a atmosfera, entre muitos outros. Variações de temperatura são parte do regime climático natural, sendo influenciada por fatores como localização geográfica, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo de calor e profundidade. Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica, existindo temperaturas limites máximas e mínimas, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação de ovos. (CESTESB, 2009)

Turbidez: É o grau de atenuação da intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessar uma amostra de água devido à presença de sólidos em suspensão, como partículas inorgânicas (areia, silte, argila), detritos orgânicos, algas, bactérias, plâncton em geral, etc. A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas. Alta Turbidez reduz a fotossíntese da vegetação submersa e das algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas limita o crescimento de peixes. Além disso, afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional dos corpos d’água. (CETESB, 2009)

Resíduo total: resíduos ou sólidos são todas as matérias suspensas ou dissolvidas na água. Pode-se interpretar o termo sólido a partir de uma definição operacional, como sendo toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixo. Em linhas gerais, as operações de secagem, calcinação e filtração são as que definem as diversas frações de sólidos presentes na água (sólidos totais, em suspensão,

dissolvidos, fixos e voláteis). Os métodos empregados para a determinação de sólidos são gravimétricos (utilizando-se balança analítica ou de precisão). (CESTESB, 2009)

Oxigênio dissolvido (OD): A concentração de Oxigênio dissolvido na água pode oscilar muito e seu equilíbrio no ambiente depende da pressão parcial deste gás na atmosfera e da temperatura. O Oxigênio é consumido na oxidação da matéria orgânica (viva ou morta), através do metabolismo de plantas, animais e bactérias, pela decomposição aeróbia de compostos de carbono e pela nitrificação de amônio (NH_4^+). Os níveis de oxigênio dissolvido indicam a capacidade de um corpo d'água de manter a vida aquática e é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos. Pode indicar o nível de degradação de ambientes aquáticos, águas poluídas são aquelas que apresentam baixa concentração de Oxigênio Dissolvido (devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos), enquanto que as águas limpas apresentam concentrações de Oxigênio Dissolvido elevadas, chegando até a um pouco abaixo da concentração de saturação. No entanto, uma água eutrofizada pode apresentar concentrações de Oxigênio em situação de supersaturação (IAP, 2005).

3.3 Índices qualitativos

Os poluentes lançados em corpos hídricos são melhor reconhecidos por suas características físico-químicas. A noção clássica de contaminação envolve a presença de substâncias potencialmente nocivas aos seres vivos. A determinação da presença e concentração destes elementos tem sido fundamentada em análises físico-químicas baseadas no reconhecimento de substâncias que têm seu comportamento descrito por estudos anteriores. Pouca ênfase é dada aos efeitos nas comunidades aquáticas, bem como a capacidade que os organismos vivos têm de atuar ativamente na manutenção do equilíbrio geral do ecossistema impactado. (IAP, 2005)

A combinação de atributos de caráter físico do habitat com parâmetros químicos e biológicos permite realizar um monitoramento mais eficiente do ecossistema aquático. Assim, a integração da avaliação dos parâmetros físicos do habitat com a dos tradicionalmente utilizados, consiste em um método mais adequado de avaliação da qualidade da água dos rios em conjunto com a conservação da biota aquática. (Rodrigues et.al. 2010)

Tendo em vista uma abordagem mais abrangente da condição ambiental, alguns estudos tentam identificar parâmetros biológicos que monitorem a integridade de

populações e ecossistemas. Estes parâmetros são variáveis de resposta, quantitativas ou qualitativas, que evidenciam as consequências da poluição. Estas variáveis têm a propriedade de integrar o efeito de múltiplos poluentes e elementos alteradores que causem processos potencialmente prejudiciais sobre uma espécie ou sobre a estrutura das populações. (IAP, 2005)

O Índice de Influência Humana (IIH) proposto por Rossano (1995) considera que alterações antrópicas podem ser classificadas qualitativamente de acordo o tipo de atividade e suas consequências para o ambiente. A classificação varia de níveis 1 a 21, sendo o valor 1 praticamente sem influência e 21 para alta influência, levando em consideração o tipo e quantidade de efluente presente, a proximidade de barragens e lagos e condição da mata ciliar. Este índice pode ser calculado através de um diagrama qualitativo, proposto por Karr et al (1999) apresentado na ilustração 3. Este índice tem sua aplicabilidade comprovada ao ser relacionado com indicadores de integridade biológica (IBI) de macroinvertebrados bentônicos (IBI-B).

O IBI é um índice multimétrico com síntese de diversos conceitos biológicos, que associam ações humanas com suas consequências para a biota. Os parâmetros biológicos que compõem o IBI são sensíveis a alterações antrópicas, baseando-se na diversidade biológica existente, indicadores biológicos e conjunto de indivíduos que compartilham uma característica que aumenta ou diminui de acordo com o nível de influência humana, produzindo uma avaliação de degradação ambiental. A ilustração 4 apresenta o resultado obtido por Rossano(1995) ao associar o Índice de influência humana com o IBI-B aplicados a 115 mananciais no Japão. Estes índices IBI foram aplicados e comprovados em diferentes estudos nos Estados Unidos, por exemplo em Tenesse Valley (Karr; Kerans 1994) e Puget Sound (Kleindl, 1995). (Rossano, 1995 e Karr e Chu, 1999).

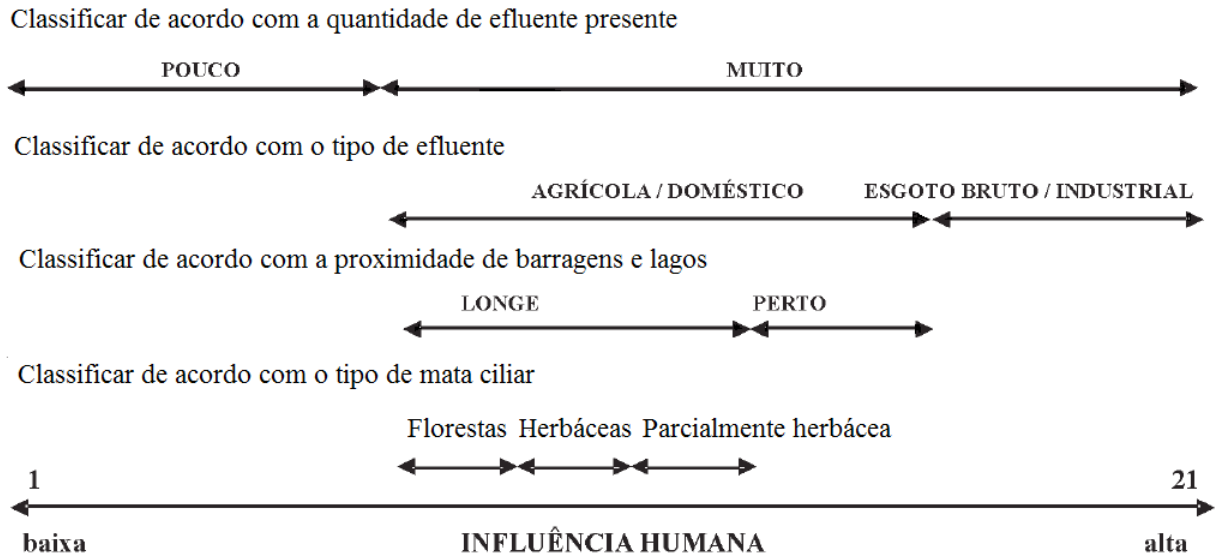


Ilustração 3: Diagrama para cálculo de Influência Humana. Fonte: Karr et al., (1999)

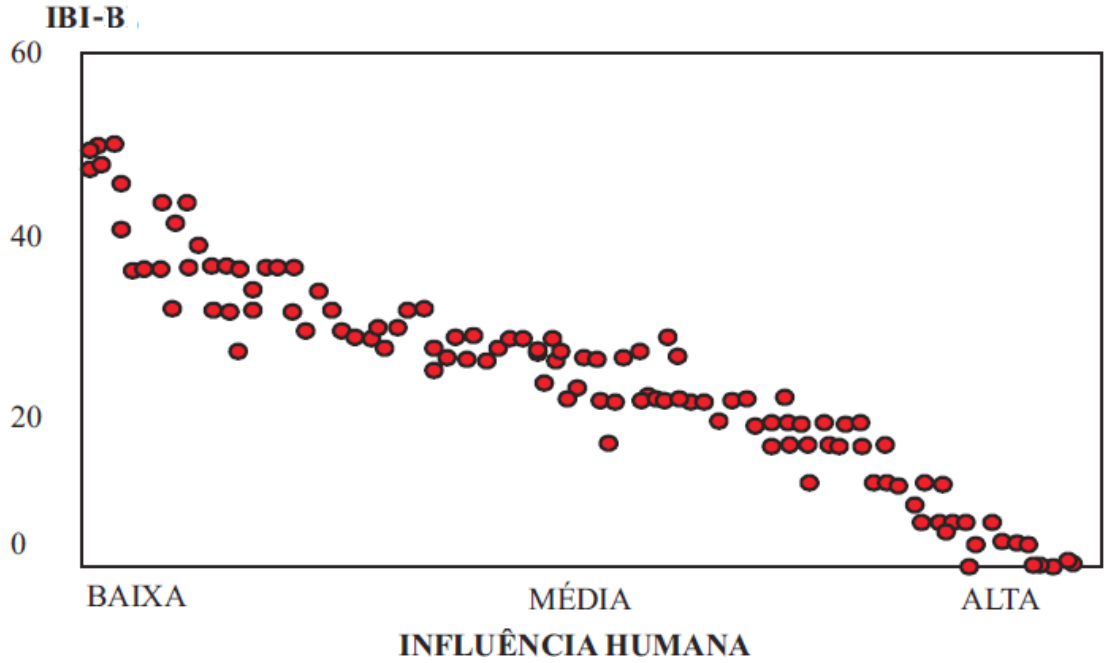


Ilustração 4: Resultado obtido por Rossano(1995). Fonte: Bollman et al., 2008

É possível que uma única variável capture e integre múltiplas fontes de influência, por exemplo: número de habitantes na bacia hidrográfica, porcentagem de cobertura do solo utilizado em agricultura ou área urbana. A porcentagem de área impermeável, que engloba os efeitos de ruas, edificações e efeitos de urbanização em geral, tem correlação direta com o índice de influência humana, podendo ser utilizado como um substituto (Maxted 1997, Kleindl, 1995 apud Karr et al.,1999).

Existe uma relação direta entre a qualidade do habitat e a condição biológica de um ecossistema, no qual a condição biológica da comunidade aquática é limitada pela qualidade do habitat no qual esta reside. Considerando que o habitat de um rio é o ecossistema aquático e a mata ciliar, é possível realizar uma avaliação de características que influenciam a estrutura e funcionamento do ecossistema, e aferir um valor de qualidade de habitat, este tipo de procedimento é chamado protocolo de avaliação rápida. É importante que a avaliação destas características seja feita tomando como referência um outro habitat, preferencialmente um que tenha integridade biológica e que esteja submetido aos fatores regionais e climáticos o mais similar possível dos fatores da região de estudo. A escolha do habitat de referência define o padrão de qualidade ambiental ao aplicar o índice. A ilustração 5 apresenta a relação entre a qualidade do habitat com a condição biológica (Barbour e Stribling, 1991).

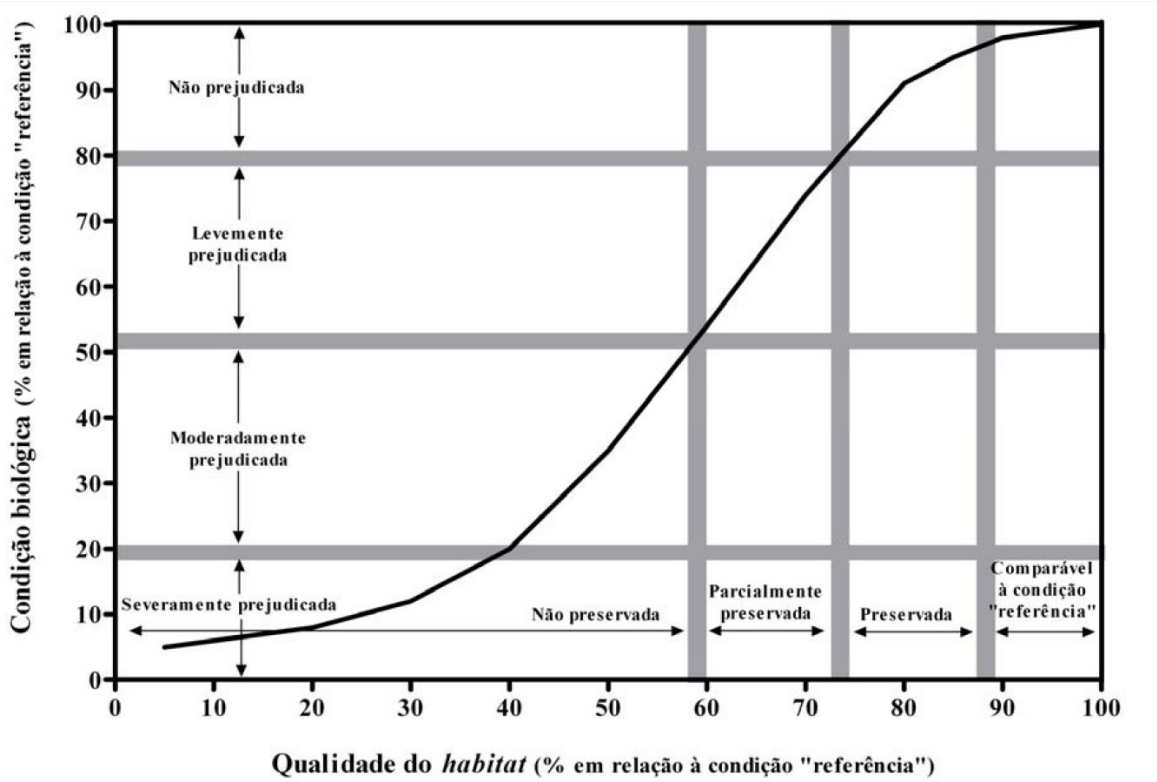


Ilustração 5: Relação entre Qualidade do Habitat e Condição Biológica. Fonte: Barbour e Stribling, 1991

A agência ambiental norte americana, *U.S. Environmental Protection Agency* (US EPA) propõe protocolos de avaliação rápida para habitat, peixes e macro invertebrados bentônicos, como forma de monitoramento ambiental. Estes protocolos são utilizados por várias agências ambientais estaduais, tal como a Agência de proteção ambiental de Ohio,

Departamento de proteção ambiental da Flórida, Departamento de proteção ambiental de Massachusetts, Departamento de qualidade ambiental de Montana (Barbour et al, 1999).

A avaliação da qualidade de habitat seleciona e caracteriza parâmetros físicos considerados relevantes e define uma avaliação sistemática para atribuir notas de acordo com a situação observada a estes parâmetros, sendo os seguintes: 1)Substrato para epifauna/ proteção disponível; 2)Caracterização do substrato de lagos; 3)Variabilidade de lagos; 4)Deposição de sedimentos no canal; 5)Condição de escoamento no canal; 6)Alterações no canal; 7)Sinuosidade do canal; 8)Estabilidade das margens; 9)Vegetação das margens; 10)Tamanho da vegetação das margens. Para este método, lagos são considerados como todo local em que houver acúmulo de água com baixa velocidade no percurso do rio. O resultado é obtido pela soma das notas de todos os parâmetros e tem o objetivo de representar a qualidade geral do habitat (Barbour et al, 1999).

Esses indicadores, apesar de perceptivos e de terem subjetividade na sua aplicação, são elementos importantes a serem associados aos resultados quantitativos, principalmente porque não dependem de rotinas laboratoriais para a obtenção dos resultados.

3.4 Sistemas de Informações Geográficas

Sistemas de Informações Geográficas (SIG) permitem visualizar a situação dos rios e bacias hidrográficas através de mapas, unificando diferentes tipos de informações georreferenciadas. Estas informações são disponibilizados na forma de arquivos *shapefile,* que são disponibilizados por entidades como o Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba (IPPUC), pelo Instituto Águas Paraná e pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), entre outros. As informações disponibilizadas são diversas, tal como hidrografia, arruamento, uso do solo, rede de esgoto, linhas de transmissão, curvas de nível, geologia, entre outros. Com o uso destas informações e ferramentas é possível criar mapas que contenham informações relevantes a gestão e conservação da bacia hidrográfica do rio em estudo.

Na cartografia, datum se refere ao modelo matemático teórico utilizado para representar a superfície da Terra. O datum providencia o ponto de referência para a representação gráfica dos paralelos e meridianos, e consequentemente do todo o resto que for desenhado na carta, definindo distâncias e proporções de tamanho. É essencial que um mapa informe o Datum e escala utilizados e forneça coordenadas de localização.

3.5 Revisão bibliográfica de estudos ambientais

O Rio Vila Guaíra pertence a bacia hidrográfica do rio Belém. Bollmann e Edwiges (2008) realizaram a avaliação da qualidade da água do rio Belém, utilizando o Índice de Qualidade das Águas da National Sanitation Foundation (IQA-nsf), porém utiliza uma adaptação para os parâmetros Nitrogênio total e Fósforo Total sem ressaltar esta alteração, e de dois protocolos perceptivos, o Índice de Influência Humana (Rossano, 1995) e Indicador de Valor de Habitat (Barbour e Stribling, 1996 apud Bollmann, 2008), sendo este indicador um precursor do protocolo de avaliação de habitat que posteriormente foi adotado pelas agênias ambientais dos Estados Unidos da América. O local de estudo é caracterizado com uso de um mapa da bacia hidrográfica, porém não contém informações sobre o datum, escala e coordenadas, e baixa resolução, sendo um mapa de baixo rigor cartográfico. Foram selecionados 23 pontos amostrais para realizar o monitoramento, com coleta mensal de amostras no período de fevereiro a novembro de 2007. Os resultados das análises laboratoriais de qualidade da água não são apresentados. Para o cálculo do IQA-nsf não foram definidas as equações utilizadas, apresentado apenas os resultados finais do índice. A conclusão deste estudo é que o IQA-nsf é um índice adequado para descrever a qualidade da água de um rio urbano, produzindo resultados que demonstram que ocorre perda progressiva da qualidade das águas da nascente para a foz em razão do aporte de esgotos domésticos. A aplicação dos protocolos perceptivos apresentou maior variabilidade nos resultados porém mostraram-se adequados para descrever as variações nas condições de uso e ocupação do solo nas margens do rio.

O estudo de Barros et.al. (2012) realizou a avaliação da qualidade da água no Açude Gavião, localizado no estado do Ceará próximo ao município de Fortaleza. A avaliação da qualidade da água é feita através do Índice de Qualidade da Água adaptado pela CETESB (IQA-cetesb) com uma adaptação para o parâmetro Nitrato total, sendo destacada esta adaptação e indicada a metodologia utilizada. Para o cálculo do IQA-cetesb foi indicado o uso das equações propostas por Von Sperling (2007) apud Barros et.al. (2012), porém estas equações não são apresentadas. O local de estudo não é caracterizado com uso de mapas, sendo fornecido apenas as coordenadas geográficas do local de coleta de amostras. Os parâmetros monitorados são os que compõem o IQA-cetesb, com adaptação de Nitrato total e E.Coli. Foi coletado um total 4 amostras, distribuídas nos meses de Fevereiro, Abril, Maio e Junho de 2012. Os resultados do

monitoramento da qualidade da água são apresentados. O resultado apresentado por este estudo é que a qualidade da água no período monitorado, segundo classificação do IQA, foi de classe ótima.

Alves et al (2008) realizou a avaliação da qualidade da água do Rio Pirapó, localizado no estado do Paraná no município de Maringá. Neste estudo não é calculado um índice de qualidade da água, sendo realizada a análise individual dos parâmetros. Foram monitorados os seguintes parâmetros: Temperatura da água, pH, Oxigênio dissolvido, cor, turbidez, série de sólidos, precipitação pluviométrica, Nitrogênio Amoniacal, Nitrato, Fósforo total, Fosforo reativo solúvel (Fosfatos), Sulfeto total, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Ferro, Manganês e E.Coli. Não é fornecido um mapa da região de estudo, os pontos de coleta de amostras são informados por coordenadas geográficas. As amostras foram coletadas com frequência mensal nos meses abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 2005 e fevereiro e abril de 2006. Os resultados são disponibilizados em forma de gráficos contendo as concentrações dos parâmetros ao longo do tempo. Pela análise do monitoramento este estudo conclui que o rio Pirapó está recebendo descargas de esgoto doméstico, o que está diminuindo a qualidade da água. Sendo os resultados finais comparados com as classes de qualidade da água definidas na resolução CONAMA n°357 de 2005.

Rodrigues (2008), realizou a avaliação da qualidade de habitats no Parque Estadual do Itacolomi, no estado de Minas Gerais no município de Ouro Preto. Para isto foi utilizado uma adaptação do Protocolo de Avaliação de Habitats proposto por Barbour et al, (1999). A adaptação foi fundamentada em que o procolo de avaliação de habitats apresenta um referencial de qualidade descrevendo as características de rios muito diferentes das características da região de estudo. A descrição do local de estudo é apresentada juntamente com mapas da região, contendo informações de geologia e hidrografia. A conclusão deste estudo é que a adaptação se mostrou coerente com o objetivo esperado de descrever a qualidade ambiental do habitat da região.

4 METODOLOGIA

4.1 Caracterização do local de estudo

O rio Vila Guaíra é um rio de pequeno porte, com a bacia hidrográfica com área de 6,33 km², localizado na área urbana de Curitiba, Paraná, Brasil. Atravessa os bairros Água Verde, Parolin e Guaíra. Faz parte da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu, na Sub-Bacia do Rio Belém. A altitude de Curitiba é de aproximadamente 900m em relação ao nível do mar, o clima segundo a classificação climática de Köppen-Geiger é Cfb, Clima Temperado húmido com Verão temperado, com temperaturas médias de 21°C no verão e 13°C no inverno, precipitação média anual de 1.413 mm sem estação seca e Bioma de Mata Atlântica. O tipo de solo é Cambissolos + Latossolos (EMBRAPA, 2012). O uso do solo na bacia hidrográfica em estudo é completamente urbano. Suas nascentes estão totalmente canalizadas, ao sair da galeria de águas pluviais o rio percorre canais abertos, com algumas pontes e pequenas galerias até sua foz.

A resolução n°4 de 2013 do Comitê das bacias do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira (COALIAR) (Brasil, 2013) faz o enquadramento dos rios na bacia do Alto Iguaçu e define que: A classificação de todos os cursos de água que não são especificados nesta resolução, no domínio do Estado do Paraná, na Bacia do Alto Iguaçu será Classe 2. O rio Vila Guaíra não tem classe especificada pela resolução, portanto é Classe 2.

Para a elaboração dos mapas foi utilizado o programa QuantumGIS 2.2 Valmiera (Qgis), a ilustração 6 apresenta um mapa das principais bacias hidrográficas da região de Curitiba e a localização da bacia deste estudo. A ilustração 7 fornece um zoom na bacia hidrográfica do Rio Vila Guaíra. A ilustração 8 apresenta uma imagem de satélite do trecho não canalizado do rio Vila Guaíra.

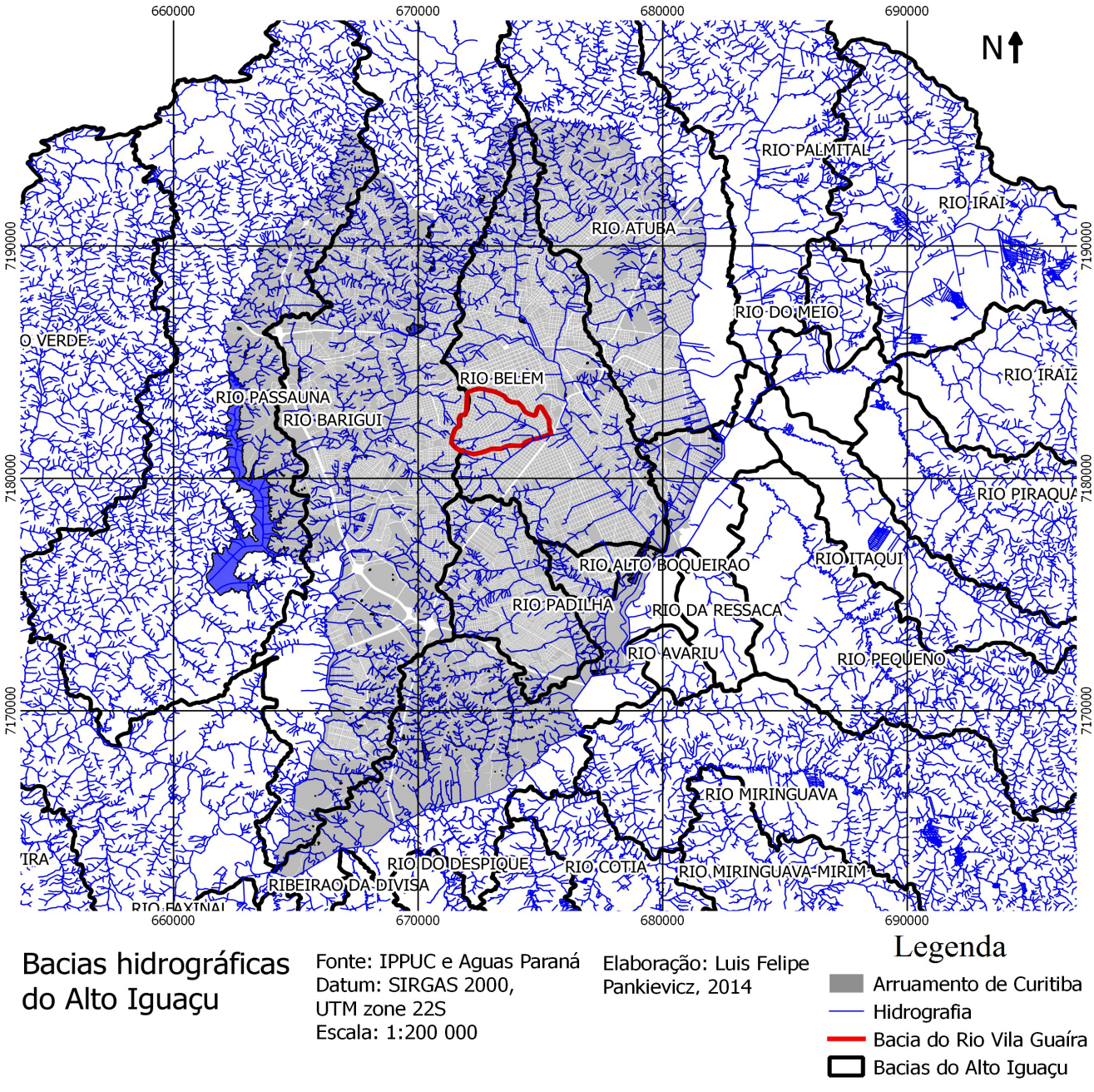


Ilustração 6: Mapa das bacias hidrográficas de Curitiba. Fonte: IPPUC e Águas Paraná

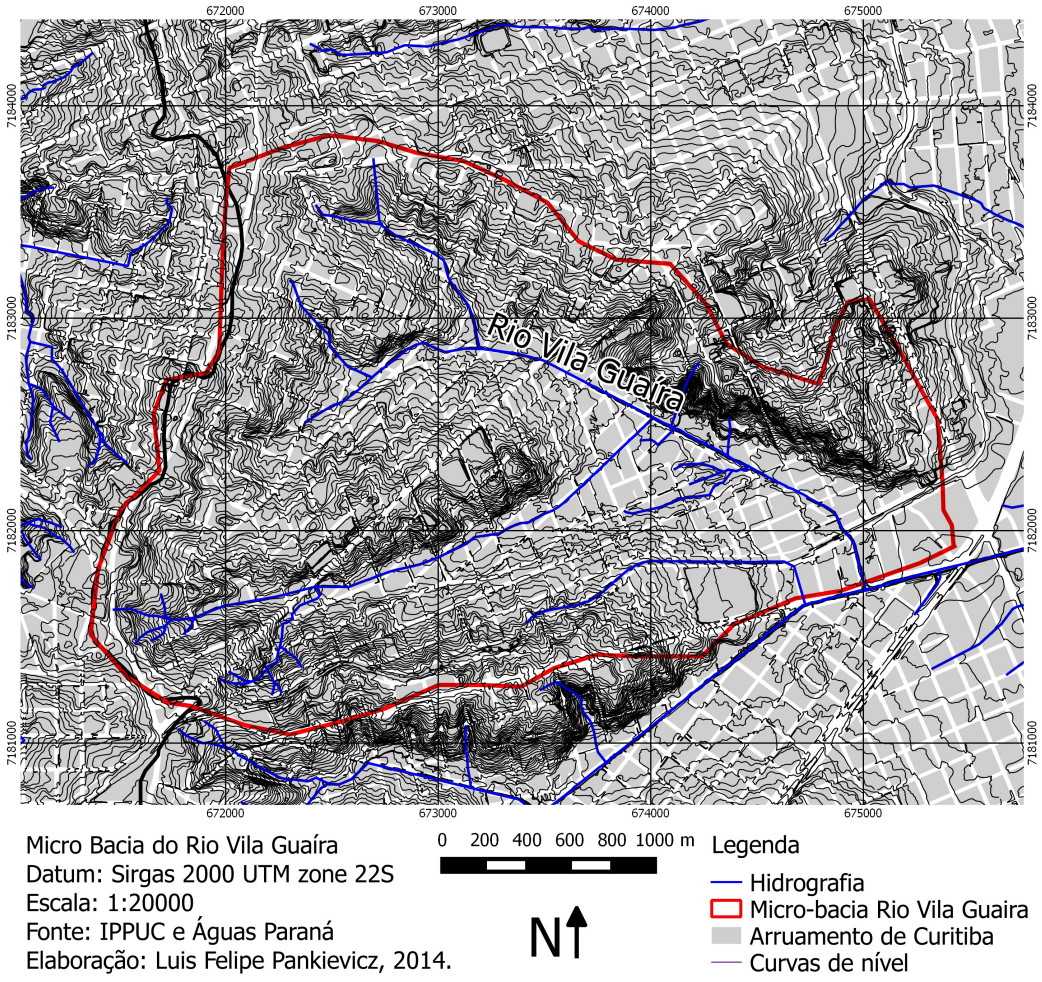


Ilustração 7: Mapa da bacia hidrográfica do Rio Vila Guaíra

Ilustração 8: Foto de satélite do rio Vila Guaíra. Fonte: Google

4.2 Dados de monitoramento

Existe um ponto de monitoramento de qualidade de água do Instituto das Águas do Paraná na foz do Rio Vila Guaíra, esta local tem o código de estação 65011420 e esta localizada nas coordenadas Latitude: - 25° 28' 11'', Longitude: - 49° 15' 31'' e Altitude: 885,000m em relação ao nível do mar. Os dados de monitoramento de qualidade da água e dados hidrológicos podem ser acessados através do portal Sistema de Informações Hidrológicas, no site do Instituto das Águas do Paraná (IA, 2014). Existe outra série histórica de monitoramento da qualidade da água realizada pelo Instituto Ambiental do Paraná. Esta estação tem nome AI67 e está localizada na foz do Rio Vila Guaíra. (IAP, 2009) Estes dados podem ser obtidos por requerimento ao IAP.

Nos dados de ambas estações de monitoramento são medidos os parâmetros: Alcalinidade total, Coliformes totais, Condutividade, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Escherichia Coli, Fósforo total (lótico), Nitrito, Nitrato, Nitrogênio amoniacal, Nitrogênio Kjeldhal, Oxigênio dissolvido, Potencial Hidrogeniônico (pH), Sólidos suspensos, Saturação de O_2, Sólidos totais, Temperatura do ar, temperatura da água, toxicidade aguda para o microrganismo *D.magna. e* Turbidez.

Não existem dados disponíveis de vazão para o rio Vila Guaíra, também não existem informações a respeito da geometria das margens e leito do rio em seções transversais. Estas informações são essenciais para que um estudo hidrológico seja elaborado para este rio. Este tipo de informação é muito relevante para identificar se os momentos de coleta de amostras para o monitoramento de qualidade da água são de seca ou úmidos, o que tem repercussão direta na qualidade da água.

Com os dados históricos de precipitação disponibilizados pelo Instituto das Águas do Paraná (IA, 2014) é possível montar os histogramas da região de estudo, e relacionar os dados de qualidade da água com os períodos de chuva e seca, em busca de identificar variações temporais e sazonais.

Tendo em vista o propósito acadêmico deste trabalho, foi realizada uma campanha de coleta de amostra e análise química no laboratório de Engenharia Ambiental da UFPR (LABEAM). As análises foram orientadas e supervisionadas por profissionais do laboratório e sendo medidos os parâmetros: Coliformes Termotolerantes, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio total, Fósforo total, Temperatura, Turbidez, Resíduo total, Oxigênio Dissolvido (OD) e Alcalinidade. Os parâmetros pH,

Temperatura, Oxigênio Dissolvido e Turbidez foram medidos em campo com o uso de uma sonda multiparamétrica da marca Horiba, modelo U50. Os materiais (frascos, equipamentos e reagentes) e os procedimentos de coleta, transporte, preservação e análise laboratorial foram efetuadas com base no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999). Segue uma breve descrição dos métodos analíticos utilizados (LABEAM, 2010).

- Resíduo total: Método gravimétrico, que baseia-se na diferença de peso entre a amostra úmida e seca. (Apha et.al., 1999)
- Coliformes Fecais: Método de Cartela Colilert, que utiliza o reagente específico e amostra mantida em incubação por 24h, em seguida a leitura é feita câmara escura com radiação UV. (Apha et.al.,, 1999)
- DBO_5: Método manométrico – oxitop, que consiste em adicionar nutrientes a amostra deixar em incubação por 5 dias, em medir a quantidade de CO_2 gerado pela degradação da matéria orgânica pelas bactérias contidas na amostra, realizado por equipamento específico oxitop. (Apha et.al.,, 1999)
- Nitrogênio total: Método da digestão por persulfato de potássio, que é a conversão de todas as formas de nitrogênio presentes na amostra a forma de Nitrito ($NO_{2)}$ e determinação por leitura em espectrofotômetro. (Apha et.al.,, 1999)
- Fósforo total: Método da digestão alcalina e método do ácido ascórbico, que realiza a conversão de todas as formas de fósforo presentes na amosta para ortofosfato (PO_4^{3-}) e posterior quantificação por leitura em espectrofotômetro. (Apha et.al.,, 1999)

4.3 Índice de Estado Trófico (IET)

Quando existirem dados disponíveis de Fósforo total e Clorofila, o resultado final será a média aritmética dos resultados para fósforo e clorofila, quando existir dados de apenas um dos parâmetros o cálculo pode ser efetuado mas este fato deve ser indicado. O cálculo do IET é realizado pelas equações a seguir.

$$IET(CL) = 10\left(6 - \left(\left(-0{,}7 - 0{,}6\ln(CL)\right) / \ln(2)\right) - 20\right)$$
$$IET(PT) = 10\left(6 - \left(\left(-0{,}42 - 0{,}36\ln(PT)\right) / \ln(2)\right) - 20\right)$$

Onde: **PT**: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em µg/L

CL: concentração de clorofila a medida à superfície da água, em µg/L

ln: logaritmo natural.

Os Índices de Preservação de Comunidades Aquáticas (IPCA) e índice de proteção da vida aquática (IVA) não serão calculados neste trabalho devido a ausência de dados de concentração de metais pesados na estação de monitoramento.

4.4 Índice Avaliação Integrada de Qualidade da Água (AIQA)

O metodologia de cálculo do AIQA fornecida pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP, 2008) consiste em: 1) Organizar os dados de monitoramento em tabelas programáveis. 2) Classificar os dados em função das classes definidas na resolução 357 do CONAMA. 3) Separar os parâmetros em grupos arbitrários (Por exemplo físico-químico, biológico e ecotoxicológico). 4) Calcular a classe preponderante de cada grupo. 5) Converter os resultados em posições cartesianas 6) Calcular a distância do ponto da amostra até o ponto de qualidade ideal. Maiores detalhes sobre esta metodologia estão descritos na seção de resultados e discussão.

4.5 Índice de Qualidade da Água (IQA)

O metodologia de cálculo do IQA proposta pela CETESB (CETESB, 2009) consiste em aplicar a fórmula estabelecida para o índice. Os valores das variáveis são obtidos ao relacionar a concentração de cada parâmetro com uma curva de qualidade da água e por fim são estabelecidos pesos relativos. É deixado a critério de cada profissional a escolha destas curvas de variação de qualidade e equações utilizadas para obter as curvas.

Tendo em vista um maior rigor científico e precisão nos cálculos, foram utilizadas as equações propostas por Ferrari (Ferrari, et al, 2011). Foram necessárias algumas adaptações das equações, que serão detalhadas na seção de resultados e discussão. As equações adaptadas estão apresentadas na Tabela 7 e os gráficos produzidos por estas equações estão apresentados na ilustração 9.

Tabela 7: Equações para o cálculo do IQA. Fonte: Adaptado de Ferrari et al, 2011.

Variável	Equação ajustada à curva	Parâmetros Ajustados
Percentual de oxigênio dissolvido	$q_9 = A * \exp\left(\frac{(\%O_2 + B)^2}{C}\right)$	*A = 100,8;* *B = -106;* *C = -3745*
Coliformes fecais	$q_1 = A + B * \log10(CF) + C * \log10(CF)^2 + D * \log10(CF)^3$	*A = 98,2403* *B = -34,7145* *C = 2,61426* *D = 0,107821*
pH	$q_2 = A * pH^{(B*pH + C*pH^2)} + 5,213$	*A = 0,05421* *B = 1,23* *C = -0,09873*
DBO	$q_3 = A * \exp^{(B*DBO)}$	*A = 102,6* *B = -0,1101*
Fósforo total	$q_5 = A * \exp^{(B* F^C)}$	*A = 213,7* *B = -1,680* *C = 0,3325*
Nitrogênio total	$q_4 = A * NT^{(B+C*NT)}$	*A = 98,96* *B = -0,2232* *C = -0,006457*
Turbidez	$q_7 = A * \exp\left(B * TU + C * \sqrt{TU}\right)$	*A = 97,34* *B = -0,01139* *C = -0,04917*
Variação de temperatura	$q_6 = \frac{1}{\left(A * (DT + B)^2 + C\right)}$	*A = 0,0003869* *B = 0,1815* *C = 0,01081*
Sólidos totais	$q_8 = A * \exp\left(B * ST + C * \sqrt{ST}\right) + D * ST$	*A = 80,26* *B = -0,00107* *C = 0,03009* *D = -0,1185*

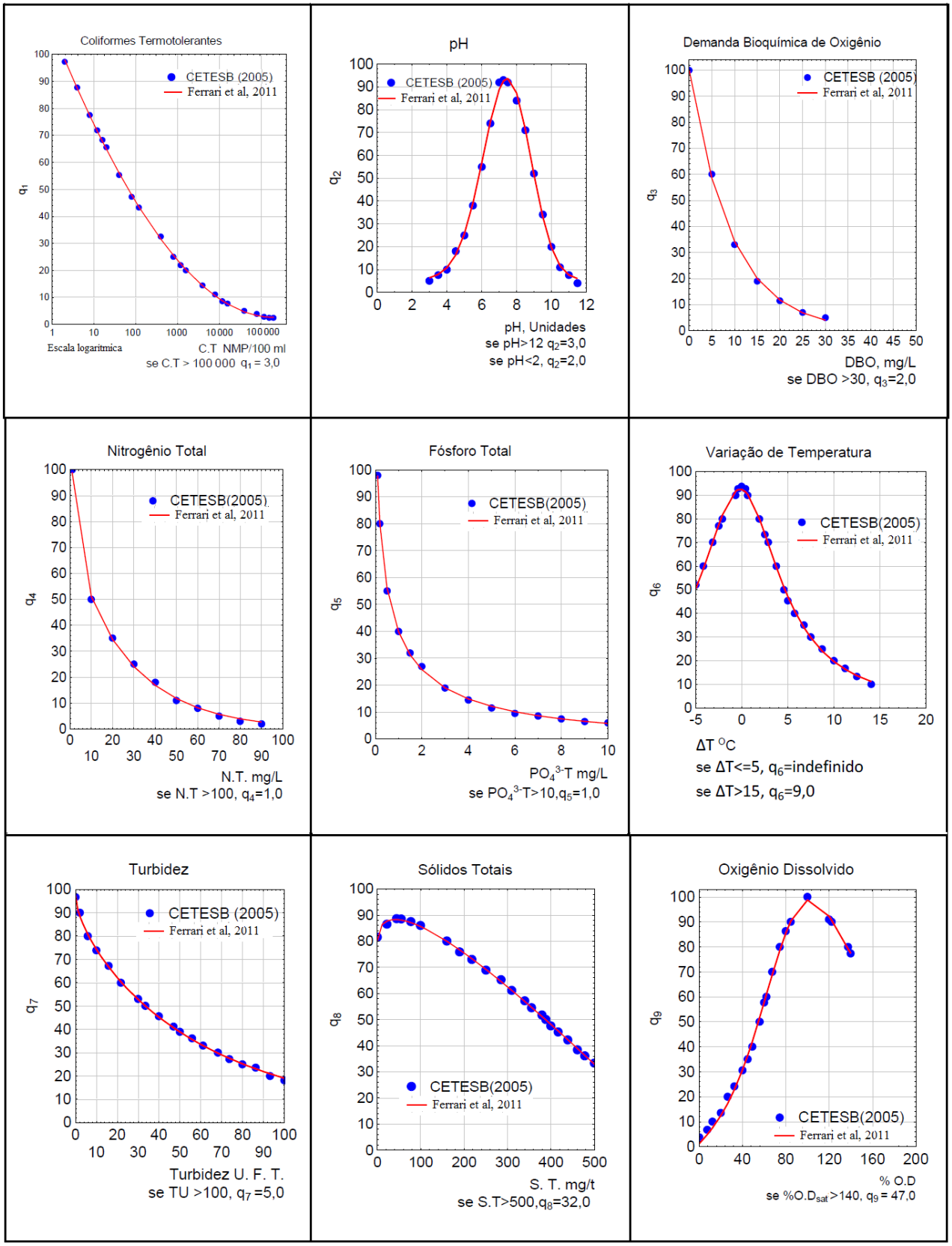


Ilustração 9: Gráficos para cálculo do IQA. Fonte: Adaptado de Ferrari et al, 2011.

4.6 Análise estatística

Os dados de monitoramento de qualidade de água disponibilizados para este trabalho podem ser tratados estatisticamente. Na teoria da probabilidade e estatística, a correlação, também chamada de coeficiente de correlação, indica a magnitude e a direção do relacionamento entre duas variáveis aleatórias, embora a correlação não implique causalidade. Uma maneira de analisar correlação entre um grupo de variáveis é produzir uma matriz de correlação, através dos coeficientes de Pearson ou Spearman.

A correlação de Pearson mede o grau de associação entre duas variáveis de escala métrica (ou intervalar), sendo calculado por dividir a covariância de duas variáveis pelo produto de seus desvios padrão. Nos casos em que os dados não formam uma nuvem comportada, com alguns pontos bem distantes dos demais, ou quando os dados não pertencem à uma escala de medida padrão mas existe uma relação crescente ou decrescente em formato de curva, o coeficiente de correlação de Spearman apropriado. Este é um método não-paramétrico que usa os postos de um conjunto de dados, sendo menos sensível a valores muito distantes do esperado. Essencialmente o que correlação de Spearman faz é calcular o coeficiente de correlação de Pearson em relação aos postos de um conjunto de dados. Sendo que Posto é definido como a posição ordinária que um valor ocupa quando os dados estão classificados em ordem crescente. Neste trabalho foi produzida uma matriz de correlação utilizando o coeficiente de Spearman, através do programa Action 2.7. A correlação de Spearman (r) é calculada segundo a fórmula a seguir:

$$r = 1 - \frac{6 \sum_i d_i^2}{(n^3 - n)}$$

Onde:

d_i : É a subtração entre cada posto de valor correspondente x e y;

n : Número de pares (x_i , y_i)

4.7 Protocolo de Avaliação de habitats

O protocolo de avaliação rápida de habitats utilizado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, proposto por Barbour et al, 1999 (Rapid Bioassesment Protocols, Habitat Assessment) estabelece uma classificação inicial em dois tipos: 1) Rios de alto gradiente, caracterizados por relevo inclinado e alta velocidade. 2) Rios de baixo

gradiente, encontrados em relevo plano e baixa velocidade. Para cada tipo são selecionados parâmetros específicos. Ao aplicar o protocolo, estes parâmetros são avaliados visualmente e recebem uma nota, em função das condições ambientais observadas. O resultado final é calculado pela soma de todas as notas, obtendo um resultado numérico. A interpretação dos resultados é específica para cada caso e é deixado a critério dos elaboradores dos estudos.

O protocolo de avaliação de habitat para rios de baixo gradiente é apresentado nas Tabelas 8 e 9. As classes de qualidade de habitat adotadas para este estudo estão apresentadas na ilustração 10.

Classificação de qualidade do Habitat	Pontuação total
Ótima	150 a 200
Boa	100 a 150
Regular	50 a 100
Péssima	0 a 50

Ilustração 10: Classificação dos habitas. Fonte: Adaptado de Barbour, 1999.

Tabela 8: Protocolo de Avaliação de Habitats. Fonte: Adaptado de Rodrigues, 2008.

Parâmetros	ÓTIMA	BOA	REGULAR	PÉSSIMA
1) Substrato para Epifauna / Proteção disponível	Mais de 50% do trecho avaliado apresenta vários tipos e tamanhos de substratos favoráveis à colonização da epifauna e abrigo para insetos aquáticos, anfíbios ou peixes. Observa-se também uma mistura de folhas, galhos e troncos submersos, margens escavadas, seixos ou outros *habitats* estáveis.	De 31 a 50% do trecho avaliado apresenta substratos apropriados à colonização e manutenção da epifauna. Existência de alguns *habitats* em potencial como, por exemplo, troncos e galhos inclinados sobre o curso da água, mas que ainda não fazem parte do substrato do rio.	Entre 10 e 30% do trecho avaliado apresenta *habitats* estáveis apropriados à colonização. Em alguns trechos a velocidade da água não permite a estabilização dos substratos que são algumas vezes removidos.	Mais de 80% do trecho avaliado apresenta *habitats* monótonos ou com pouca diversificação. Não há presença de galhos, cascalhos, seixos rolados ou vegetação aquática.
SCORE	*20 19 18 17 16*	*15 14 13 12 11*	*10 9 8 7 6*	*5 4 3 2 1 0*
2) Substratos em poços	ÓTIMA: Poços com vários tipos e tamanhos de substratos, há predominância de cascalho e areia. Comum a presença de raízes entrelaçadas e vegetação submersa.	BOA: No fundo há uma mistura de areia não compactada e argila. Algumas raízes entrelaçadas e pouca vegetação submersa podem ser observadas.	REGULAR: Fundo dos poços com predomínio de lodo e com pouca areia e argila. Poucas raízes entrelaçadas e ausência de vegetação submersa.	PÉSSIMA: Poços com fundo rochoso ou argiloso. Ausência de raízes entrelaçadas e de vegetação submersa.
SCORE	*20 19 18 17 16*	*15 14 13 12 11*	*10 9 8 7 6*	*5 4 3 2 1 0*
3) Diversidade de poços	ÓTIMA: Proporções semelhantes entre os quatro tipos de poços.	BOA: Predomínio de poços grandes e profundos. Poucos poços rasos são observados.	REGULAR: Em geral há mais poços rasos do que profundos.	PÉSSIMA: Ausência de poços ou predomínio de apenas um tipo de poço, em geral poços pequenos e rasos.
SCORE	*20 19 18 17 16*	*15 14 13 12 11*	*10 9 8 7 6*	*5 4 3 2 1 0*
4) Deposição de sedimentos	ÓTIMA: Presença de pequenas barras de pontal ou ilhas, não afetando o curso normal do rio. Menos de 20% do fundo é afetado pela deposição de sedimentos.	BOA: Presença de cascalho, areia ou sedimentos finos nas barras recentemente formadas. Nos poços a deposição de sedimentos é pequena. O fundo é afetado de 20 a 50% pela deposição de sedimentos.	REGULAR: Deposição moderada de cascalhos, areia ou sedimento fino em barras já existentes ou em formação. Nos poços a deposição é moderada e, de 50 a 80% do fundo é afetado pela deposição de sedimentos.	PÉSSIMA: Evidente desenvolvimento de barras ocasionado pela elevada deposição de material fino. Os poços são praticamente ausentes devido a grande quantidade de material depositado. Mais de 80% do fundo é afetado pela deposição de sedimentos.
SCORE	*20 19 18 17 16*	*15 14 13 12 11*	*10 9 8 7 6*	*5 4 3 2 1 0*
5) Condição de escoamento do canal	ÓTIMA: A água atinge a base inferior de ambas as margens e há uma quantidade mínima de substratos expostos.	BOA: A água preenche mais de 75% do canal e menos de 25% de substratos estão expostos.	REGULAR: A água preenche entre 25 e 75% do canal, e/ou a maioria dos substratos das corredeiras estão expostos.	PÉSSIMA: Pouquíssima água no canal, sendo a maioria de água parada em poços.
SCORE	*20 19 18 17 16*	*15 14 13 12 11*	*10 9 8 7 6*	*5 4 3 2 1 0*

Tabela 9: Protocolo de Avaliação de Habitats. Fonte: Adaptado de Rodrigues, 2008.

Parâmetros	ÓTIMA	BOA	REGULAR	PÉSSIMA
6) Alterações no canal	Ausência ou mínima presença de pequenas canalizações e dragagens. O curso d'água segue com padrão natural.	Presença de alguma canalização, em geral em área para apoio de pontes ou evidência de canalizações antigas e de dragagem, mas com ausência de canalizações recentes.	Presença de diques, terraplanagens, aterros, barragens, enrocamentos ou estruturas de escoramentos em ambas as margens. De 40 a 80% do canal está canalizado ou com alguma alteração	Margens revestidas com gabiões ou cimento e cerca de 80% do curso d'água encontra-se canalizado ou com alterações
SCORE	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
7) Sinuosidade do canal	As curvas aumentam o percurso do rio em 4 vezes mais do que seria em linha reta	As curvas aumentam o percurso do rio para o triplo do que seria em linha reta	As curvas aumentam o percurso do rio para o dobro do que seria em linha reta	O trecho apresenta-se retilíneo. Caso a canalização for oriunda de uma ação humana atribuir uma pontuação menor.
SCORE	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
8) Estabilidade das margens	Margens estáveis, ausência ou mínima evidência de erosão ou falhas nas margens; pouco potencial para problemas futuros. Menos de 5% da extensão das margens encontram-se afetadas.	Margens moderadamente estáveis, com presença de áreas com erosões cicatrizadas e de 5 a 30% da extensão das margens apresentam-se erodidas.	Margens moderadamente instáveis. De 30 a 60% das da extensão das margens apresenta-se erodida e o potencial à erosão é alto durante as cheias.	Margens instáveis e muitas áreas erodidas. A erosão é freqüente ao longo da seção reta e nas curvas. Em termos relativos, de 60 a 100% da extensão das margens apresenta-se erodida.
SCORE	ME 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
	MD 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
9) Vegetação das margens	Mais de 90% da superfície das margens e imediata zona ripária é coberta por vegetação nativa. Ausência de áreas de cultivo (agricultura) ou áreas de pastagens. A maioria das plantas pode crescer naturalmente.	De 70 a 90% da superfície marginal é coberta por vegetação nativa; não sendo observadas grandes descontinuidades. Mínima evidência de campos de cultivo ou áreas de pastagens	De 50 a 70% da superfície das margens está coberta pela vegetação, havendo uma mistura de locais onde o solo está coberto e locais onde não há presença de vegetação.	Menos de 50% da superfície das margens está coberta por vegetação. Descontinuidade na vegetação do entorno Vegetação com até 5 cm de altura
SCORE	ME 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
	MD 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
10) Tamanho da vegetação das margens	A vegetação do entorno é composta por espécies nativas em bom estado de conversação; não apresenta sinais de degradação causada por atividades humanas. Mais de 18 m de comprimento	De 12 a 18 metros de comprimento, com minimas alterações humanas	De 6 a 12 metros de comprimento, alterações humanas causam impacto significativo	A vegetação do entorno é praticamente inexistente e o solo está exposto às intempéries naturais. Menos de 6 metros de comprimento
SCORE	ME 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
	MD 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0

As condições ambientais de referência, que definem padrão de qualidade ambiental a ser exigido pelo protocolo, podem ser escolhidas arbitrariamente de acordo com o critério profissional. Neste trabalho serão adotadas as condições propostas na metodologia, devido a não ter sido identificado um local adequado, com integridade biológica, para ser utilizado como referência para este estudo. Para cada aspecto avaliado pelo protocolo Barbour, et al (1999) fornece fotos que exemplificam as situações de melhor e pior condição, estas fotos estão apresentadas nas ilustrações 11, 12 e 13.

1) Substrato para Epifauna / Proteção disponível

Ótima Péssima

2) Substratos em poços

Péssima

Ótima

3) Diversidade de poços

Ótima Péssima

Ilustração 11: Fotos exemplificando as condições de qualidade ambiental. Fonte: Adaptado de Barbour, 1999.

4) Deposição de sedimentos

Ótima

Péssima

Setas indicam a deposição de sedimentos

5) Condição de escoamento do canal

Ótima

Péssima

6) Alterações no canal

Ótima

Péssima

7) Sinuosidade do canal

Ótima

Péssima

Ilustração 12: Fotos exemplificando as condições de qualidade ambiental. Fonte: Adaptado de Barbour, 1999.

8) Estabilidade das margens

Ótima

Péssima
Seta indicando margem instável

9) Vegetação das margens

Ótima

Péssima
Seta indicando margem sem vegetação

10) Tamanho da vegetação das margens

Ótima
Seta indicando vegetação preservada

Péssima
Seta indicando falta de vegetação

Ilustração 13: Fotos exemplificando as condições de qualidade ambiental. Fonte: Adaptado de Barbour, 1999

4.8 Outros aspectos qualitativos

Nos mesmos trechos que foram aplicados o protocolo de avaliação de habitat, foi aplicado o Índice de Influência humana (Rossano, 1995), que é mensurado através do diagrama apresentado na Ilustração 3.

Também foram avaliados os parâmetros qualitativos definidos no padrão de qualidade da água da resolução CONAMA 357 (Brasil, 2005). Sendo estes os parâmetros para rios de Classe 2:

1) não verificação de efeito tóxico crônico a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente,

2) materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;

3) óleos e graxas: virtualmente ausentes;

4) substâncias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausentes;

5) corantes provenientes de fontes antrópicas: virtualmente ausentes;

6) resíduos sólidos objetáveis (que não gera objeção): virtualmente ausentes;

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O primeiro fato constatado é que existe uma falha na nomenclatura do rio, existe variação do nome adotado pelos órgãos públicos. O Instituto Ambiental do Paraná considera Rio Vila Parolin, o Instituto das Águas do Paraná considera Rio Parolin, a Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Curitiba (SMMA) considera Rio Vila Guaíra e o Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba (IPPUC) considera Rio Vila Guaíra. A ilustração 14 apresenta um trecho do mapa de arruamento de Curitiba disponibilizado pelo IPPUC (IPPUC, 2013). Neste trabalho foi adotado o nome de Rio Vila Guaíra, de acordo com a especificação dos órgãos municipais.

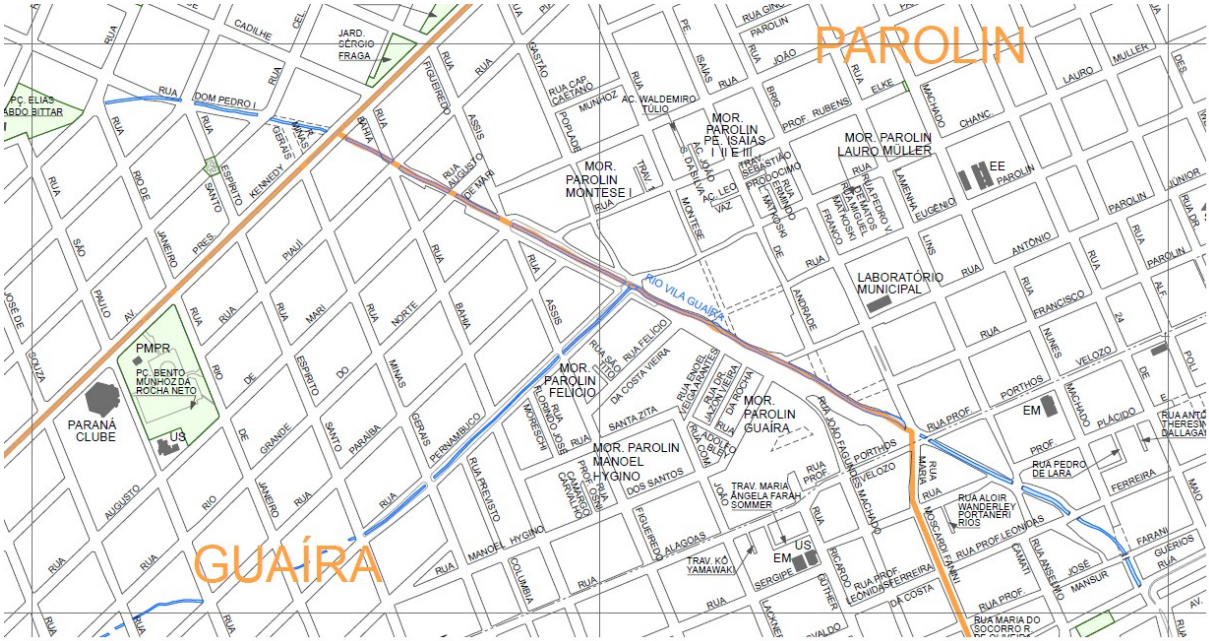


Ilustração 14: Mapa de arruamento de Curitiba. Fonte: IPPUC, 2013.

A linha laranja na ilustração 14 indica divisa dos bairros, portanto este rio é utilizado como divisor dos bairros Parolin e Guaíra, isto explica a variação do nome. Esta diferença de nomenclatura causou dificuldade na obtenção de informações nos diferentes órgãos ambientais.

5.1 Inspeção do local de estudo

A ilustração 15 apresenta um mapa da bacia hidrográfica do rio Vila Guaíra, destacando os trechos não canalizados e definindo os trechos de inspeção. O levantamento das partes não canalizadas foi feito através de imagens de satélite do

Google Earth e verificadas pela vistoria realizada ao rio. Nem todos os trechos do Rio Vila Guaíra estavam acessíveis, devido a estarem dentro de terrenos privados ou não existir acesso por ruas ou calçadas até as margens. Os pontos indicados no mapa representam a região central dos trechos que foram avaliados, estes foram escolhidos de acordo com a acessibilidade e representatividade dos locais, tendo em vista a melhor descrição possível do rio. Das regiões que puderam ser inspecionadas, foram registradas grande quantidade de fotos. Destas, foram selecionadas as fotos que melhor representaram as condições observadas em cada trecho de avaliação. A vistoria do rio ocorreu na data de 27/10/2014.

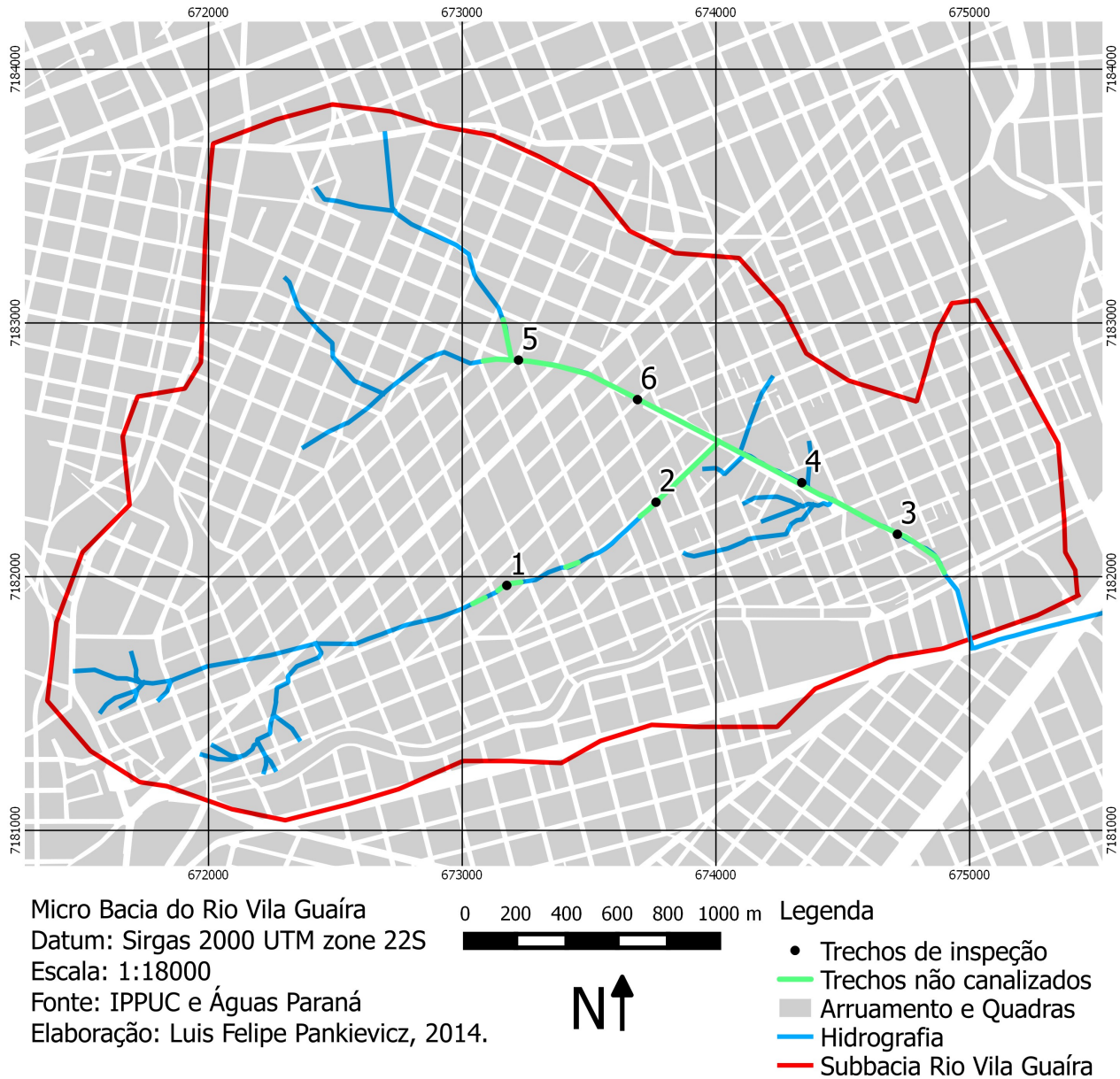


Ilustração 15: Microbacia do Rio Vila Guaíra

O trecho 1, que consiste em aproximadamente 150 metros de canal aberto, sendo o primeiro momento em que este afluente sai da galeria de água fluvial subterrânea. Está localizado dentro de lotes residenciais urbanos, passando no interior da quadra, ao fundo dos terrenos. Apresenta, em média, um desnível de 2 metros entre o nível das edificações e leito do rio. As margens tem início em paredes de concreto da galeria e mudam para uma mata ciliar que contém árvores de médio e grande porte e diversas espécies arbustivas e gramíneas. A água tem cor cinza e muito turva, apresenta forte odor. Após o trecho 1, o rio novamente vai para galerias subterrâneas.

Ilustração 16: Foto do trecho 1. Na margem do rio, em direção a jusante.

Ilustração 17: Foto do trecho 1. Na margem do rio, vista da margem oposta.

O trecho 2 tem aproximadamente 400 metros localizado em área pública urbana, em ambas as margens existem ruas e calçada. No início, ao sair da galeria, percorre 100 metros em canal de concreto com vegetação de 1,5 metros na parte superior das margens, apresentado na ilustração 18. Em seguida torna-se um canal aberto por 300 metros, de condições muito semelhantes ao local apresentado na ilustração 19. O trecho 2 termina na união com o outro afluente do rio Vila Guaíra. No geral, o trecho 2 apresenta um desnível de 2 metros entre o nível das edificações e o leito do rio, a mata ciliar contém árvores de pequeno e médio porte e diversas espécies arbustivas e gramíneas. A água tem cor cinza, muito turva e forte odor. Presença de vários resíduos sólidos no leito do rio.

Ilustração 18: Foto do trecho 2. Na saída da galeria na rua Pernambuco, em direção a jusante.

Ilustração 19: Foto do trecho 2. Sobre a ponte da rua Bahia, em direção a montante.

O trecho 5, tem início onde este afluente é exposto pela primeira vez a um canal aberto, tem aproximadamente 400 metros e está localizado dentro de lotes residenciais urbanos, passando no interior da quadra, ao fundo dos terrenos. Não existem ruas nem calçadas em suas margens. Neste local as margens alternam rapidamente entre canais de concreto e mata ciliar, porém a mata ciliar ocupa a maior parte das margens. Em média, o desnível é de 2 metros entre o nível das edificações e o leito do rio, a mata ciliar contém árvores de pequeno e médio porte e diversas espécies arbustivas e gramíneas. A água tem cor cinza e muito turva, apresenta forte odor. Neste local foram realizadas recentemente duas obras de implantação de muro de arrimo em gabião para conter a erosão das margens, uma destas pode ser observada na ilustração 21.

Ilustração 20: Foto do trecho 5. Sobre a galeria da rua Santo Amaro, em direção a montante.

Ilustração 21: Foto do trecho 5. Sobre a galeria da rua Santo Amaro, em direção a jusante.

O trecho 6 está a jusante do trecho 5, tem aproximadamente 500 metros de canal aberto, em área pública, passando por pequenas galerias apenas para cruzar as ruas da cidade. Não contém calçadas ou ruas ao longo de suas margens, com o rio seguindo o curso natural. A maior parte das margens contém mata ciliar, porém com grande variação no porte das árvores e na quantidade de espécies arbustivas e gramíneas, como pode ser observado nas ilustrações 22 e 23. O desnível entre às edificações e o leito do rio é de aproximadamente 2 metros. A água é de cor cinza e muito turva, com forte odor. Neste local recentemente foi realizada a reforma da galeria sob a rua Piauí, porém esta obra resultou em grande aporte de sedimentos e resíduos de construção no curso do rio, apresentado na ilustração 24.

Ilustração 22: Foto do trecho 6. Sobre a galeria da Avenida Kennedy, em direção a montante.

Ilustração 23: Foto do trecho 6. Sobre a galeria da rua Piauí, em direção a montante.

Ilustração 24: Foto do trecho 6. Sobre a galeria da rua Piauí, em direção a jusante.

Após a união dos dois afluentes do Rio Vila Guaíra, está o trecho 4. Tem aproximadamente 1000 metros de canal aberto em área pública, percorrendo em toda esta extensão uma região de favela, sendo caracterizado por intensa ocupação irregular das margens, que pode ser observado na ilustração 25. Na maior parte, existem ruas, calçadas e caminhos seguindo suas margens. Em média, o desnível é de 2 metros entre o nível das edificações e o leito do rio. Nos trechos em que existe mata ciliar, esta é composta por árvores de pequeno e médio porte e diversas espécies arbustivas e gramíneas. A água tem cor cinza escura e muito turva, apresenta forte odor. Neste local não foi possível obter muitas fotos e informações devido a falta de segurança para realizar a inspeção.

Ilustração 25: Foto do trecho 4. Sobre a ponte da rua Professor Portas Veloso, em direção a jusante.

O trecho 3 está a jusante do trecho 4, após o final da região de favela. Tem aproximadamente 400 metros e é o trecho final do rio antes de entrar nas galerias subterrâneas, nas quais continua até desaguar no Rio Belém. Não contém ruas e calçadas seguindo suas margens, sendo limitado o acesso a este trecho. As margens apresentam mata ciliar com árvores de médio e grande porte e diversas espécies gramíneas e arbustivas, como pode ser observado na ilustração 26. O desnível é de aproximadamente 2 metros entre às edificações e o leito do rio. A água apresenta cor cinza, muito turva e forte odor.

Ilustração 26: Foto do trecho 3. Sobre a entrada da galeria da rua Luis Gaspan, em direção a montante.

Com as condições observadas na inspeção do rio, foi realizado o cálculo do Índice de Influencia Humana (IIH), aplicado o Protocolo de avaliação de habitats e verificados os parâmetros qualitativos da resolução CONAMA 357 (Brasil, 2005).

Em trechos que o rio está em galerias subterrâneas ou canalizado com margens de concreto é considerado a pior situação possível para vários parâmetros, recebendo nota 0. Contudo, o valor final é balanceado pelos trechos que são canais abertos, sendo considerada a proporção entre cada um. Os resultados estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 10: Tabela de resultados da inspeção do rio Vila Guaíra

	Protocolo de avaliação de habitat						
	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5	Trecho 6	**Média**
Substrato Epifauna/ Proteção disponível	2	0	0	0	2	2	1,0
Substrato em poços	3	1	2	2	2	3	2,2
Diversidade de poços	3	4	2	3	4	3	3,2
Deposição de sedimentos	3	1	3	3	3	0	2,2
Condição de escoamento do canal	4	5	8	2	4	3	4,3
Alterações no canal	7	5	6	2	8	8	6,0
Sinuosidade do canal	3	5	5	1	5	6	4,2
Estabilidade das margens	6	10	10	2	4	10	7,0
Vegetação das margens	10	4	10	10	10	10	9,0
Tamanho da vegetação das margens	4	4	4	4	4	4	4,0
Total	45	39	50	29	46	49	**43,0**
Classificação de qualidade	Péssima	Péssima	Regular / Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
	Índice de Influência Humana						
	17	16	14	17	16	14	**15,7**

A lei municipal de Curitiba n°9.800 de 2000 que estabelece o zoneamento de Curitiba e define as características permitidas para cada região, determina que a área impermeável máxima para a região da bacia hidrográfica do rio Vila Guaíra é de 75%. Os autores do IIH informam que este índice é proporcional a área impermeável da região de aplicação. Os resultados obtido para o IIH neste estudo, média geral de 15,7, comprovam que este índice pode ser inferido a partir da área impermeável, uma vez que o valor de 15,7 representa 74,6% do valor máximo para o índice.

5.2 Dados históricos de monitoramento de qualidade da água

Existem duas séries históricas de monitoramento de qualidade de água no Rio Vila Guaíra, uma realizada pelo Instituto das Águas do Paraná e outra realizada pelo Instituto Ambiental do Paraná. Ambos os monitoramentos têm como ponto de coleta a foz do rio Vila Guaíra. Os dados disponibilizados pelo IAP datam de 2005 a 2009 com 14 amostras, os dados do Instituto das Águas datam de 2004 a 2012 com 25 amostras. Ambos os monitoramentos contém os resultados de várias amostras coletadas no mesmo dia e local, porém as amostras mais antigas apresentam variação nos resultados obtidos,

sendo estas amostras coletadas nas seguintes datas: 11/04/2005, 06/06/2005, 17/10/2006, 04/12/2006 e 24/04/2007, estas estarão indicadas na cor azul nas tabelas que serão apresentadas a seguir. Outras amostras estão exatamente iguais em ambos os monitoramentos, sendo as amostras mais recentes, coletadas nas datas: 10/07/2007, 15/10/2007, 23/09/2008, 10/02/2009 e 03/08/2009. Estas estão indicadas na cor vermelha nas tabelas. As demais amostras são distintas e estão em cor preta. Os dados disponibilizados pelo Instituto das Águas do Paraná são exatamente os mesmos dados que a Agência Nacional de Águas (ANA) disponibiliza na plataforma online HidroWeb no sistema de informações hidrológicas (ANA_b, 2014).

Para os cálculos dos índices de qualidade da água deste trabalho foram escolhidos os dados do Instituo das Águas, por conter maior quantidade de amostras e maior escopo temporal. Os valores que estavam definidos em forma de intervalo, foram considerados como o próprio valor de limite, por exemplo: Oxigênio dissolvido com concentração OD < 2mg/L foi considerado como OD = 2mg/L.

5.3 Cálculo do índice Avaliação Integrada de Qualidade da Água (AIQA)

A metodologia fornecida pelo IAP para o cálculo do AIQA (IAP, 2008) consiste em um documento explicativo e uma planilha eletrônica programada. A seguir está explicado o passo a passo para o cálculo do índice, juntamente com as considerações e adaptações feitas para este estudo, que produziram resultados diferentes dos fornecidos pelo IAP.

1) Organizar os dados de monitoramento em planilhas programáveis.

2) Classificar os dados em função das classes definidas na resolução CONAMA 357. Os limites das classes estão apresentados na Tabela 11. Para isto as células da planilha foram programas para assumir o valor da classe CONAMA em função dos valores dos parâmetros. A metodologia estabelece uma Classe 5 para valores que extrapolam os limites estabelecidos pelo CONAMA, por exemplo, valores de oxigênio dissolvido menores do que 2 mg/L são associados a Classe 5. É relevante evidenciar que: Fosfato total foi considerado equivalente a Fósforo total. Coliformes Termotolerantes foi considerado equivalente a Escherichia Coli. Sólidos dissolvidos totais foi considerado como a diferença entre sólidos totais e sólidos suspensos totais.

A resolução CONAMA 357 define que o parâmetro Toxicidade para D.Magna nas Classes 1 e 2 não devem apresentar toxicidade crônica e Classe 3 não deve apresentar toxicidade aguda. A metodologia do IAP não faz esta diferenciação no momento de

classificar os dados, associando o valor de classe 1 se não apresentar toxicidade aguda e Classe 2 se apresentar toxicidade aguda. Evidentemente este método não está de acordo com a resolução do CONAMA e não considera que se uma amostra apresentar toxicidade aguda também apresentará toxicidade crônica. Portanto, neste passo ocorre a primeira adaptação do método: Se uma amostra apresentar toxicidade aguda será associada a Classe 4 e se não apresentar toxicidade aguda será Classe 1.

Tabela 11: Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357. Fonte: Brasil, 2005.

	Limites CONAMA 357			
Parâmetros	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Oxigênio dissolvido (mg/L)	> 6	> 5	> 4	> 2
pH (pH)	**6,0 a 9,0**	**6,0 a 9,0**	**6,0 a 9,0**	**6,0 a 9,0**
DBO5/ 20°C (mg/L)	3	5	10	
Fósforo total **(Lótico)** (mg/L)	0,1	0,1	0,15	
Nitrito (mg/L)	1	1	1	
Nitrato (mg/L)	10	10	10	
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5		13,3 mg/L N, para pH ≤ 7,5 5,6 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 2,2 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 1,0 mg/L N, para pH > 8,5	
Turbidez (U.N.T)	40	100	100	
E. coli (NMP/100mL)	200	1.000	4.000	
Toxicidade *D. magna*	**Não tóxica (Crônica)**		**Não tóxica (Aguda)**	
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	500	500	500	

3) Separar os parâmetros em grupos de qualidade. Estes grupos representam os eixos do espaço cartesiano a ser usado para cálculo da distância final. Para este estudo foram adotados os mesmos que o IAP utiliza, sendo estes: O bacteriológico (Representado pelos valores de E. Coli), o ecotoxicológico (Representado pelos resultados de toxicidade aguda para D. Magna) e o físico-químico (Representando os demais parâmetros).

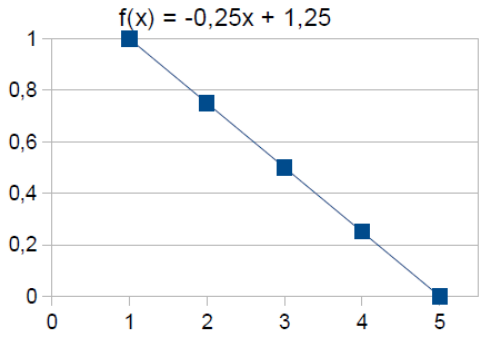
4) Calcular a classe CONAMA preponderante de cada grupo. Para isto a metodologia indica a função Percentil 80%. Percentis são valores numéricos que dividem uma população amostral em partes proporcionais. O Percentil 80% separa a distribuição dos dados amostrais em: 80% são menores que este número e 20% são maiores que este número.

A fórmula utilizada para programar a célula é: =PERCENTIL(conjunto de dados ; alfa). Lembrando que é preciso verificar a compatibilidade entre os diferentes programas de planilhas eletrônicas. No caso de calcular o Percentil 80% de um conjunto de dados, o alfa será de 0,8. A fórmula utilizada pela metodologia do IAP considera um alfa de 1, ou

100%, que retorna o valor máximo contido no conjunto amostral. Foi requisitado esclarecimento ao IAP em relação a este fato, porém não houve uma resposta explicando o motivo desta diferença. Portanto, neste passo ocorre a segunda adaptação, sendo esta a alteração dos valores nas fórmulas para o cálculo do Percentil 80% ao invés do Percentil 100%.

5) Converter os resultados em posições cartesianas. A metodologia do IAP diz que os valores devem ser normalizados, porém não descreve como isto deve ser feito. Pela análise da planilha fornecida, foi possível constatar que foram definidas funções que descrevem o comportamento desejado. Sendo as funções apresentadas na ilustração 27.

Grupos Fisico-Quimico e Coliformes	
Classe (X)	Posição (Y)
5	0
4	0,25
3	0,5
2	0,75
1	1



Grupo Ecotoxicidade	
Classe (X)	Posição (Y)
5	0,05
4	0,07
3	0,13
2	0,27
1	1

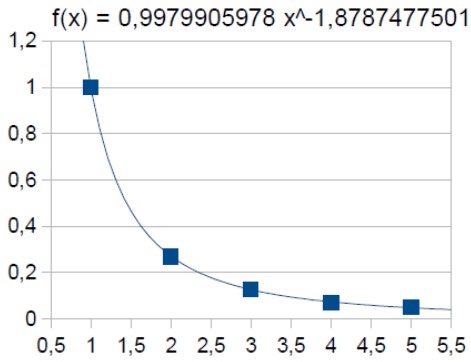


Ilustração 27: Equações utilizadas para converter os resultados em distâncias para o cálculo do AIQA

A função para os grupos físico-químico e bacteriológico foi considerada adequada para converter as classes preponderantes em posições para o AIQA. Sendo que se os valores da amostra resultam em Classe 1 a posição será de 1, ou seja, próxima do ponto de qualidade da água idealizado pelo método e se resultam em Classe 5 terá a posição 0, distante do ponto ideal. Devido aos fatos apresentados no segundo passo deste método, a equação para Ecotoxicidade foi considerada inadequada para transformar os resultados em posições. Sendo adaptada neste estudo para uma função que associa à Classe 4 a

posição 0 à Classe 1 a posição 1.

6) Calcular a distância do ponto da amostra ao ponto de qualidade ideal. A metodologia do IAP não define qual distância deve ser utilizada, mas sugere a utilização da distância Euclidiana. A distância Euclidiana entre um ponto P arbitrário e o ponto de qualidade ideal, que tem as coordenadas (1, 1, 1) será:

$$\sqrt{(1-P_x)^2+(1-P_y)^2+(1-P_z)^2}$$

A planilha fornecida utiliza uma formulação diferente, sendo a seguinte:

$$\sqrt[3]{(1-P_x)^3+(1-P_y)^3+(1-P_z)^3}$$

A formulação adotada não está definida na metodologia e não é equivalente à distância Euclidiana. Para este fato também foi requisitado esclarecimento ao IAP, porém não houve resposta explicando o motivo desta diferença. Portanto, neste passo é feita a terceira adaptação no método, sendo a distância final calculada através da distância Euclidiana.

Recapitulando, foram feitas três adaptações no método do AIQA. A primeira é como a Toxicidade Aguda para D. Magna é interpretada e convertida em classe de qualidade segundo a resolução CONAMA 357. A segunda é a utilização do Percentil 80% para o cálculo da classe preponderante dos grupos de qualidade. E por fim a utilização da distância Euclidiana para o cálculo do valor final. Os resultados originais obtidos pelo IAP e os resultados obtidos por este estudo serão apresentados nas Tabelas 12 e 13.

5.4 Cálculo da classe preponderante da resolução CONAMA 357

Para este cálculo foi utilizado um sistema que consiste em programar uma planilha eletrônica para retornar o valor da classe CONAMA correspondente ao valor contido na amostra. Sendo semelhante ao sistema de classificação no passo 2 do índice AIQA. O cálculo é feito utilizando as seguintes considerações: Se uma amostra apresentar toxicidade aguda será associada a Classe 4 e se não apresentar toxicidade aguda será Classe 1. Se um parâmetro extrapolar os limites estabelecidos será considerado Classe 5. A classe preponderante foi arbitrariamente definida como a classe que representa 60% do total dos resultados. Portanto, a classe preponderante será calculada através da função Percentil 60%. Os resultados estão apresentados nas Tabelas 12 e 13.

5.5 Cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA)

A pesquisa na literatura resultou em duas metodologias que contém equações para o cálulo do IQA. A primeira foi elaborada pelo Programa Nacional de Meio Ambiente, na unidade de coordenação estadual de Minas Gerais (PNMA II, 2005), com base no IQA da National Sanitation Foundation, EUA. A segunda foi proposta por Ferrari et al, 2011, com base no IQA da CETESB.

O PNMA II utiliza para o cálculo do IQA os parâmetros originalmente selecionados pela National Sanitation Foundation, sendo estes: Oxigênio dissolvido, coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato total, fosfato total, variação na temperatura da água, turbidez e Resíduo total. A CETESB adaptou o índice, mantendo as mesmas curvas de variação de qualidade porém utilizando os parâmetros Nitrogênio total e Fósforo total, ao invés de Nitrato total e Fosfato total.

A metodologia do PNMA II define que a variação de temperatura é a diferença entre a temperatura medida em dois pontos distintos no mesmo corpo hídrico, um a montante e um a jusante. A ANA e CETESB não definem como deve ser medido o parâmetro variação de temperatura e informam que na ausência de um dos nove parâmetros o cálculo do índice é inviabilizado, porém nos relatórios de monitoramento de qualidade da água da CETESB a temperatura da água é medida em apenas um ponto. Isto demonstra uma incoerência na definição e na utilização do índice.

Foram necessárias algumas considerações para o cálculo do IQA, devido aos dados de monitoramento utilizados para este estudo. O parâmetro coliformes fecais ou termotolerantes foi considerado equivalente a Escherichia Coli. O parâmetro Resíduo total foi considerado equivalente a Sólidos totais. Nas amostras analisadas até 23/09/2008 é determinada a concentração de Fosfatos totais, após esta data são determinadas as concentrações de Fósforo total, estes parâmetros foram considerados equivalentes, de acordo com a adaptação realizada pela CETESB. A temperatura é medida em apenas um ponto a cada amostra, não sendo possível definir uma variação, por isto foi considerada a metodologia proposta pelo PNMA II, na qual a variação de temperatura é considerada igual a zero, resultando em um valor constante de q=93 para este parâmetro. Assim, é feita uma suposição das características do rio, que a temperatura de equilíbrio não apresenta diferença significativa a montante e a jusante no momento da coleta de amostra, assumindo que não sofre influência humana, o que foi considerado razoável para o caso deste estudo, uma vez que está localizado em região com ausência de

industrias, que no geral causam maior impacto na temperatura.

Neste estudo optou-se por utilizar a equação de Coliformes proposta pelo PNMA, porque foi considerado que a equação e seu respectivo gráfico propostos por Ferrari et al não estão coerentes com o gráfico da CETESB devido aos limites utilizados no eixo de concentração de coliformes. As demais equações utilizadas foram as propostas por Ferrari et al (2011), devido às equações serem relativamente mais simples, os gráficos indicarem os pontos utilizados na regressão polinomial para determinar as equações e apresentarem boa concordância visual com os gráficos da CETESB. Porém os resultados apresentador por Ferrari et al (2011) para DBO e Fósforo total não conferem com os gráficos apresentados no próprio artigo. Através da variação dos termos das equações foi constatado que existem erros nas equações fornecidas. Por isto, as alterações foram realizadas:

- Equação para DBO, o termo B foi alterado de -0,01101 para -0,1101
- Equação para fósforo total, o exponencial foi alterado de exp(B*CF^C) para exp(B*F^C).

Após corrigidos os termos, os resultados foram coerentes com os gráficos apresentados. Os resultados obtidos para este índice estão apresentados nas Tabelas 12 e 13.

A metodologia do IQA disponibilizada pela CETESB e Agência Nacional de Águas definem que as equações das curvas de qualidade podem ser definidas em função do critério do profissional, mas não informa quais equações as organizações utilizam. Resultando que a metodologia é insatisfatória para a reprodução do método. Esta variação na escolha das equações do IQA pode ser verificada através de sites na internet que possuem ferramentas de cálculo do IQA, sendo estes: O site Sobre às aguas, disponível em: http://sobreasaguas.info/iqa_cetesb.aspx, o portal online do BasIQA, disponível em: http://bsi.ceavi.udesc.br:8080/basiqa/ elaborado pela Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) e o site da ONG dos Estados Unidos da América Water Research Center, do estado da pennsylvania, disponível em: http://www.water-research.net/index.php/about/water-research-center. Para os mesmos valores dos parâmetros, são obtidos três resultados distintos no cálculo do índice nos diferentes sites citados, apesar de indicarem o cálculo do mesmo índice.

5.6 Cálculo do Índice de Estado Trófico (IET)

Para o cálculo deste índice os parâmetros Fosfatos totais e Fósforo total foram considerados equivalentes. A fórmula definida pela metodologia da CETESB produz diretamente o resultado final. Os resultados obtidos variam entre Eutrófico e Supereutrófico, obtidos através da equação para Fósforo total, representando o potencial de eutrofização deste corpo hídrico. Estes níveis de eutrofização indicam elevado enriquecimento de nutrientes, estando este corpo hídrico sujeito às diversas consequências da eutrofização. Os resultados estão apresentados nas Tabelas 12 e 13.

5.7 Matriz de correlação de Spearman

Para o cálculo da matriz de correlação de Spearman foi utilizado o programa Action 2.7, que tem seu funcionamento vinculado ao programa de planilhas eletrônicas Excel. Para o cálculo da matriz é preciso que os dados de monitoramento de todas as amostras estejam completos, gerando uma matriz de dados homogênea, portanto o parâmetro Fosfatos totais foi considerado equivalente a Fósforo total e foram descartadas as amostras que não continham os valores de algum dos parâmetros. Esta matriz está apresentada na Tabela 14.

A utilidade desta análise é identificar as proporções entre os parâmetros medidos no monitoramento. Esta relações são variáveis para cada rio, de acordo com as condições de cada um. As relações específicas para o rio deste estudo podem ser verificada pela matriz de correlação calculada. Por exemplo, a relação entre Oxigênio dissolvido e DBO (-0,69), Fósforo total (-0,67) e Nitrogênio total (-0,51). Demonstrando que existe uma relação inversamente proporcional entre eles. Este mesmo fato pode ser verificado pela relação entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio e Fósforo Total (0,88) e Nitrogênio total (0,79), demonstrando que quando maior a concentração destes, maior a DQO da amostra.

Tabela 12: Tabela de resultados, de 2004 a 2008.

Parâmetros / Data da amostra:	29/10/2004	11/04/2005	06/06/2005	20/09/2005	09/02/2006	20/04/2006	17/10/2006	04/12/2006	24/04/2007	10/07/2007	15/10/2007	27/03/2008
Condutividade (µS/cm)	341	367	676	349	351	461	394	7,2	577	597	248	511
Oxigênio dissolvido (mg/L)	1,6	2	0,5	2,6	1	1,6	4,1	0,6	1,3	0,1	4,4	1,6
Saturação de O2 (%)	19	26	7	32	18	19	49	6	17	2	54	20
pH (pH)	7,1	7,5	7,4	6,8	7,2	7,2	7,7	7,3	7,3	7,2	7,3	7,3
Temperatura da água (°C)	19,9	23	21,7	18,8	23,9	18,4	19	23	23	17,2	18	23,4
Temperatura do ar (°C)	21,2	27	25	20	23,2	16	23	24	25	20,8	22	27
Alcalinidade total (mg/L CaCO3)	110	117	222	116	120	136	117	86	175	167	88,3	162
DBO5/ 20°C (mg/L)	18	27	168	20	24	44	20	130	105	160	16	102
DQO (mg/L O2)	52	86	320	40	31	132	37	444	226	229	39	164
Dureza total (mg/L CaCO)	72	61	191	79	83	68	128	136	127	47,7	72,5	70
Fósforo total (mg/L)												
Fosfatos totais (mg/L)	1,4	2,5	7,3	1,5	1,5	3,1	1,2	4,3	4,7	5,3	0,71	3,6
Nitrito (mg/L)	0,046	0,056	0,002	0,323	0,272	0,003	0,226	0,02	0,025	0,017	0,248	0,005
Nitrato (mg/L)	0,064	0,033	0,02	1,83	9,9	0,09	1,42	0,03	0,01	0,02	2,39	0,01
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	10,7	14	28	7,7	8,8	18	11	7,8	28	32	5	21
Nitrogênio kjeldhal (mg/L)	19	18	76	15	18	32	21	32	47	61	12	41
Sólidos totais (mg/L)	188	199	395	187	185	230	229	581	338	281	185	293
Sólidos suspensos (mg/L)	24	13	53	17	5	5	6	200	51	53	10	42
Turbidez (U.N.T)	24	25	40	14	25	14	10	30	36	40	12	34
E. coli (NMP/100mL)	8.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000		10.000.000
Coliiformes totais (NMP/100mL)	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000		10.000.000
Toxicidade aguda *D. magna*	1	1	1	1	2	2	1	1	2	1	1	1
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	164	186	342	170	180	225	223	381	287	228	175	251
Calculo do AQIA (Adaptado)	**1,06**	**1,06**	**1,06**	**1,06**	**1,46**	**1,46**	**1,06**	**1,06**	**1,46**	**1,06**	**1,17**	**1,06**
Classe de qualidade AIQA	Muito poluída	Muito poluída	Muito poluída	Muito poluída	Extremamente Poluída	Extremamente Poluída	Muito poluída	Muito poluída	Extremamente Poluída	Muito poluída	Muito poluída	Muito poluída
Calculo do AQIA (IAP)	**1,12**	**0,95**	**1,12**	**0,95**	**1,22**	**1,22**	**0,95**	**1,12**	**1,22**	**1,12**	**1,12**	**1,12**
Classe de qualidade AIQA	Muito poluída	Poluída	Muito poluída	Poluída	Extremamente Poluída	Extremamente Poluída	Poluída	Muito poluída	Extremamente Poluída	Muito poluída	Muito poluída	Muito poluída
CALCULO IQA	**25,6**	**23,6**	**12,8**	**28,0**	**23,8**	**19,2**	**31,1**	**15,3**	**16,5**	**13,6**	**35,6**	**17,8**
Classe de qualidade IQA	Ruim	Ruim	Péssima	Ruim	Ruim	Péssima	Ruim	Péssima	Péssima	Péssima	Ruim	Péssima
CALCULO IET	**293,4**	**296,4**	**302,0**	**293,8**	**293,8**	**297,6**	**292,6**	**299,3**	**299,7**	**300,3**	**289,9**	**298,3**
Classe de qualidade IET	Eutrófico	Supereutrófico	Supereutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Supereutrófico	Supereutrófico	Eutrófico	Supereutrófico
Classe preponderante CONAMA	3	4	4	3	4	4	3	3	4	4	2	4

Tabela 13: Tabela de resultados, de 2008 a 2012.

Parâmetros / Data da amostra:	16/06/2008	23/09/2008	10/02/2009	03/08/2009	17/11/2009	17/03/2010	16/06/2010	26/10/2010	28/03/2011	01/08/2011	10/11/2011	21/05/2012	05/11/2012
Condutividade (µS/cm)	435	419	317	319	318	383	405	404	341	199	456	460	448
Oxigênio dissolvido (mg/L)	4,1	1,5	2,1	5,2	3,9	0,8	2,2	1	1,1	6,3	1,4	1,6	2,1
Saturação de O2 (%)	47	17	28	57	47	11	24	12	14	70	18	18	23
pH (pH)	7,3	7,4	7,8	7,26	7,6	7,4	7,2	7,6	7,3	7,14	7,6	7,7	7,6
Temperatura da água (°C)	17	18,1	22,9	15,2	20	22	15,4	18,1	22,6	15,7	23,2	17	21
Temperatura do ar (°C)	17,5	18	24,5	17,4	23	24	17	17,6	25,6	16,5	26,5	18	26
Alcalinidade total (mg/L CaCO3)	116	128,3	113	88	94	131	130	126	107	55	151,1	143,79	146,54
DBO5/ 20°C (mg/L)	33	30	9,1	15	11	39	35	28	27	16	55	35	15
DQO (mg/L O2)	91	92	46	35	24	86	88	71	156	44	168	113	100
Dureza total (mg/L CaCO)	80	107,2	68	96	74,4	73	90	74	63	71,4	465,7	65,19	75,19
Fósforo total (mg/L)			1,2	0,78	0,71	2	2,3	1,5	2,4	0,34	2,5	2,4	2,3
Fosfatos totais (mg/L)	2,3	2,6											
Nitrito (mg/L)	0,474	0,09	0,004	0,28	0,193	0,015	0,012	0,046	0,008	0,051	0,012	0,005	0,008
Nitrato (mg/L)	2,44	0,13	0,02	3,5	1,16	0,03	0,02	0,08	0,05	4,01	0,05	0,013	0,25
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	13	18	8,5	5,1	5,9	13	16	15	14	1,1	18	21	18
Nitrogênio kjeldhal (mg/L)	38	35	17	9,6	9,3	16	18	19	20	3,1	26	26	27
Sólidos totais (mg/L)	268	293	219	222	188	283	260	152	293	171	214	116	193
Sólidos suspensos (mg/L)	21	94	14	14	1,8	19	19	22	110	71	31	7	19
Turbidez (U.N.T)	17	42	7,5	7,2	5,7	17	17	20	60	30	19	18	23
E. coli (NMP/100mL)	10.000.000	3.300.000	7.900.000	1.100.000	7.900.000	10.000.000	3.500.000	10.000.000	10.000.000	1.300.000	2.200.000	2.300.000	10.000.000
Coliformes totais (NMP/100mL)	10.000.000	7.900.000	7.900.000	3.300.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	10.000.000	7.000.000	10.000.000	4.900.000	10.000.000
Toxicidade aguda *D. magna*	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	247	199	205	208	186,2	264	241	130	183	100	183	109	174
Calculo do AQIA (Adaptado)	**0,96**	**1,06**	**1,06**	**0,96**	**1,06**	**1,06**	**1,06**	**1,06**	**1,06**	**0,81**	**1,06**	**1,06**	**1,06**
Classe de qualidade AIQA	Poluída	Muito poluída	Muito poluída	Poluída	Muito poluída	Muito poluída	Muito poluída	Muito poluída	Muito poluída	Poluída	Muito poluída	Muito poluída	Muito poluída
Calculo do AQIA (IAP)	**0,95**	**1,12**	**0,95**	**0,95**	**0,95**	**1,12**	**0,95**	**1,12**	**1,12**	**0,95**	**1,12**	**1,12**	**0,95**
Classe de qualidade AIQA	Poluída	Muito poluída	Poluída	Poluída	Poluída	Muito poluída	Poluída	Muito poluída	Muito poluída	Poluída	Muito poluída	Muito poluída	Poluída
CALCULO IQA	**22,9**	**19,3**	**31,4**	**36,7**	**37,1**	**19,5**	**21,3**	**21,8**	**20,2**	**40,0**	**19,7**	**20,0**	**25,7**
Classe de qualidade IQA	Ruim	Péssima	Ruim	Regular	Regular	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Regular	Ruim	Ruim	Ruim
CALCULO IET	**296,0**	**296,6**	**292,6**	**290,4**	**289,9**	**295,3**	**296,0**	**293,8**	**296,2**	**286,1**	**296,4**	**296,2**	**296,0**
Classe de qualidade IET	Eutrófico	Supereutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Supereutrófico	Eutrófico
Classe preponderante CONAMA	3	4	3	2	4	3	4	4	4	1	4	4	4

Tabela 14: Matriz de correlação de Spearman

Matriz de Correlação de Spearman

Parâmetros	Alcalinidade total	Coliformes totais	Condutividade	DBO	DQO	Dureza total	Escherichia Coli	Fosfatos totais	Nitratos	Nitritos	Nitrogênioa moniacal	Nitrogênio total	Oxigênio dissolvido	pH	Resíduos suspensos	Saturação de oxigênio	Resíduo total	Temperatura do ar	Temperatura da água	Toxicidade D. Magna	Turbidez	AIQA	IQA
Alcalinidade total	1,00																						
Coliformes totais	0,30	1,00																					
Condutividade	0,94	0,27	1,00																				
DBO	0,65	0,36	0,68	1,00																			
DQO	0,59	0,25	0,61	0,84	1,00																		
Dureza total	0,08	0,11	0,06	0,17	0,06	1,00																	
Escherichia Coli	0,22	0,78	0,22	0,26	0,18	-0,10	1,00																
Fosfatos totais	0,68	0,33	0,70	0,88	0,92	0,06	0,32	1,00															
Nitratos	-0,57	-0,12	-0,46	-0,61	-0,67	0,19	-0,07	-0,64	1,00														
Nitritos	-0,52	-0,04	-0,41	-0,41	-0,62	0,26	0,01	-0,49	0,71	1,00													
Nitrogênio amoniacal	0,92	0,24	0,93	0,71	0,75	-0,06	0,19	0,81	-0,66	-0,58	1,00												
Nitrogênio total	0,67	0,30	0,78	0,74	0,83	0,17	0,33	0,85	-0,48	-0,38	0,81	1,00											
Oxigênio dissolvido	-0,49	-0,37	-0,36	-0,69	-0,62	-0,01	-0,36	-0,67	0,50	0,42	-0,53	-0,51	1,00										
pH	0,18	-0,12	0,10	-0,11	0,03	0,07	0,01	-0,03	-0,24	-0,25	0,19	0,08	-0,02	1,00									
Resíduos suspensos	0,07	0,02	0,10	0,46	0,63	0,15	-0,07	0,47	-0,29	-0,19	0,26	0,45	-0,43	-0,23	1,00								
Saturação de oxigênio	-0,49	-0,32	-0,39	-0,71	-0,69	-0,02	-0,31	-0,70	0,54	0,44	-0,58	-0,55	0,98	-0,03	-0,51	1,00							
Resíduo total	0,27	0,25	0,30	0,62	0,65	0,29	0,29	0,66	-0,46	-0,28	0,38	0,61	-0,41	-0,06	0,55	-0,45	1,00						
Temperatura do ar	0,30	0,39	0,13	0,15	0,34	0,03	0,36	0,35	-0,42	-0,31	0,27	0,24	-0,36	0,40	0,17	-0,28	0,30	1,00					
Temperatura da água	0,20	0,46	0,01	0,19	0,24	0,10	0,42	0,31	-0,29	-0,24	0,12	0,17	-0,45	0,23	0,06	-0,32	0,25	0,86	1,00				
Toxicidade D. Magna	0,26	0,19	0,25	0,19	0,05	0,07	0,26	0,21	0,05	-0,03	0,17	0,18	-0,21	-0,28	-0,26	-0,14	0,05	-0,07	0,28	1,00			
Turbidez	0,31	0,13	0,31	0,50	0,62	-0,06	0,15	0,64	-0,33	-0,23	0,50	0,56	-0,61	-0,21	0,78	-0,62	0,43	0,35	0,29	0,06	1,00		
AIQA	0,48	0,45	0,35	0,31	0,22	0,02	0,44	0,41	-0,31	-0,30	0,41	0,30	-0,51	0,01	-0,24	-0,45	0,12	0,27	0,54	0,76	0,15	1,00	
IQA	-0,67	-0,33	-0,67	-0,95	-0,88	-0,10	-0,30	-0,94	0,67	0,51	-0,77	-0,80	0,79	0,05	-0,50	0,83	-0,69	-0,24	-0,26	-0,21	-0,60	-0,42	1,00

5.8 Dados hidrológicos

Os dados de monitoramento de precipitação disponibilizados pelo Instituto das Águas do Paraná podem ser obtidos pelo portal na internet: Sistema de Informações Hidrológicas (IA, 2014), estes dados são disponibilizados em formato de documentos PDF e planilhas eletrônicas. A precipitação tem relação direta com a qualidade da água, uma vez que causa o aumento da vazão do rio e diluição de todos os elementos presentes. Com a análise dos dados é possível identificar a variação sazonal do períodos úmidos e secos. As ilustrações 28 e 29 apresentam gráficos pluviométricos, sendo os dados medidos pela estação de monitoramento de código 2549075 e coordenadas Lat: -25° 27' 00" e Long: -49° 14' 56".

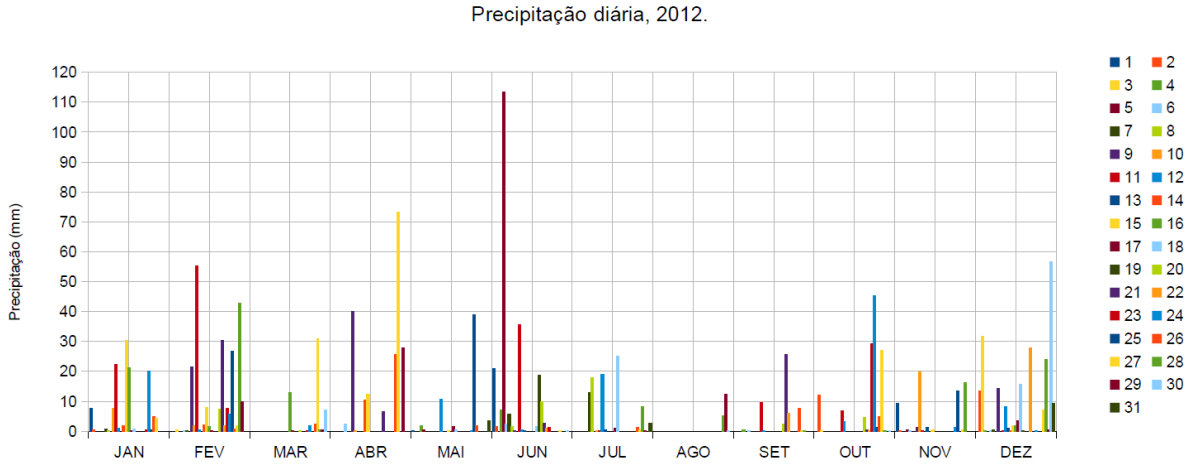


Ilustração 28: Gráfico pluviométrico. Fonte: Instituto das Águas do Paraná, 2014.

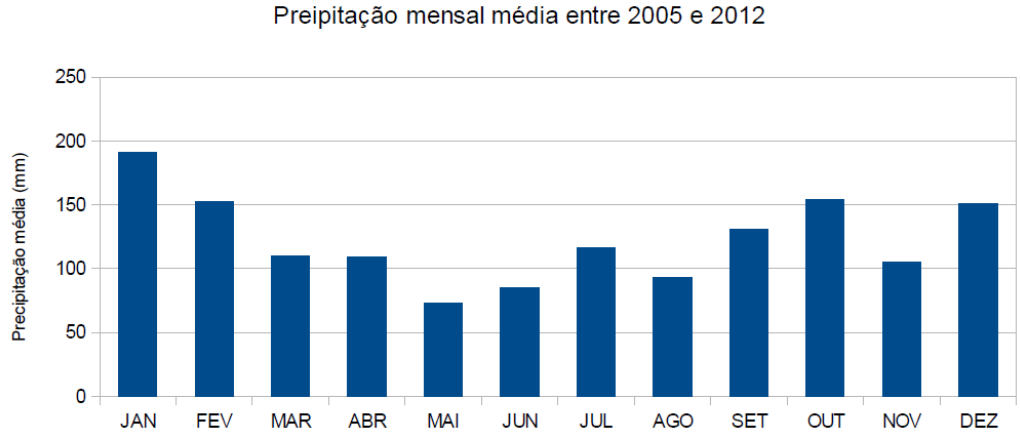


Ilustração 29: Gráfico Pluviométrico. Fonte: Instituto das Águas do Paraná, 2014.

5.9 Resultados da amostra coletada

Os dados históricos de monitoramento de qualidade da água disponibilizados para este estudo contém 3 amostras anuais. Assim, a variação de qualidade da água diária e mensal não são descritas, sendo possível perceber apenas variações temporais de grande escala. O rio Vila Guaíra não é utilizado para captação de água para distribuição a população, sendo seu principal uso a drenagem da bacia hidrográfica.

O relatório de monitoramento de qualidade da água divulgado pelo IAP contém amostras até 2009. Para obter informações recentes (2014) a respeito da qualidade da água foi realizada uma coleta de amostra na data 18/09/2014, coletada no local denominado neste estudo de Ponto 5, e realizada a análise laboratorial seguindo a metodologia previamente indicada. A Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Curitiba disponibilizou os dados de uma amostra realizada em 2014 no rio Vila Guaíra, na data de 07/08/2014 coletada na região da foz. Os resultados para estas amostras, as mais recentes disponíveis, estão apresentados na Tabela 15.

Tabela 15: Tabela de resultados das amostras mais recentes. Fonte: SMMA, 2014.

Parâmetros / Data da amostra:	07/08/14	18/09/14
Condutividade (µS/cm)		482
Oxigênio dissolvido (mg/L)	2,4	2
pH (pH)	7,38	6,79
Temperatura da água (°C)	16,6	19,6
Temperatura do ar (°C)		20,1
DBO5/ 20°C (mg/L)	101	50
DQO (mg/L O2)	112	
Fósforo total (mg/L)	1,54	1,5
Nitrogênio kjeldhal (mg/L)	19,7	54
Sólidos totais (mg/L)	240	445
Turbidez (U.N.T)	19,2	95,1
E. coli (NMP/100mL)	42.000	24.190
Coliformes totais (NMP/100mL)	42.000	24.190
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)		314

Data da amostra:	07/08/14	18/09/14
Calculo do AQIA (Adaptado)	1,46	1,46
Classe de qualidade AIQA	Extremamente Poluída	Extremamente Poluída
Calculo do AQIA (IAP)	1,22	1,22
Classe de qualidade AIQA	Extremamente Poluída	Extremamente Poluída
CALCULO IQA	18,0	14,3
Classe de qualidade IQA	Péssima	Péssima
CALCULO IET	293,9	293,8
Classe de qualidade IET	Eutrófico	Eutrófico
Classe preponderante CONAMA	4	4

A ilustração 30 apresenta o gráfico pluviométrico gerado com os dados de precipitação de 2014 até a data de 08/10, medidos pelas estação de código 2549006, localizada nas coordenadas Lat: -25°26'47" e Lon: -49°13'51", a aproximadamente 2km a nordeste da bacia hidrográfica do rio Vila Guaíra. É

possível observar que as amostras foram coletadas em momentos que estavam a respectivamente 14 e 11 dias sem chuva, descrevendo momentos críticos. Estes momentos são significativos porque o impacto sobre o ecossistema aquático é maior em momentos de seca, com o rio em menor vazão e maior concentração de poluentes. Por exemplo, concentrações muito baixas de oxigênio dissolvido causa a morte de peixes. Assim, os momentos críticos causam impactos muito significativos no ecossistema aquático, portanto são de grande relevância ao monitoramento da qualidade da água e são limitantes na qualidade do ecossistema em geral.

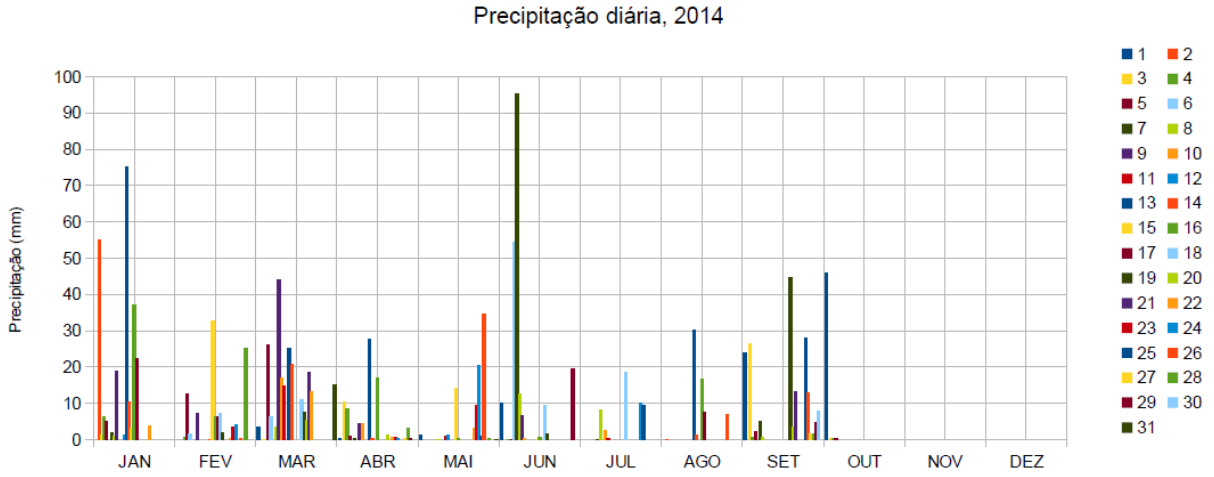
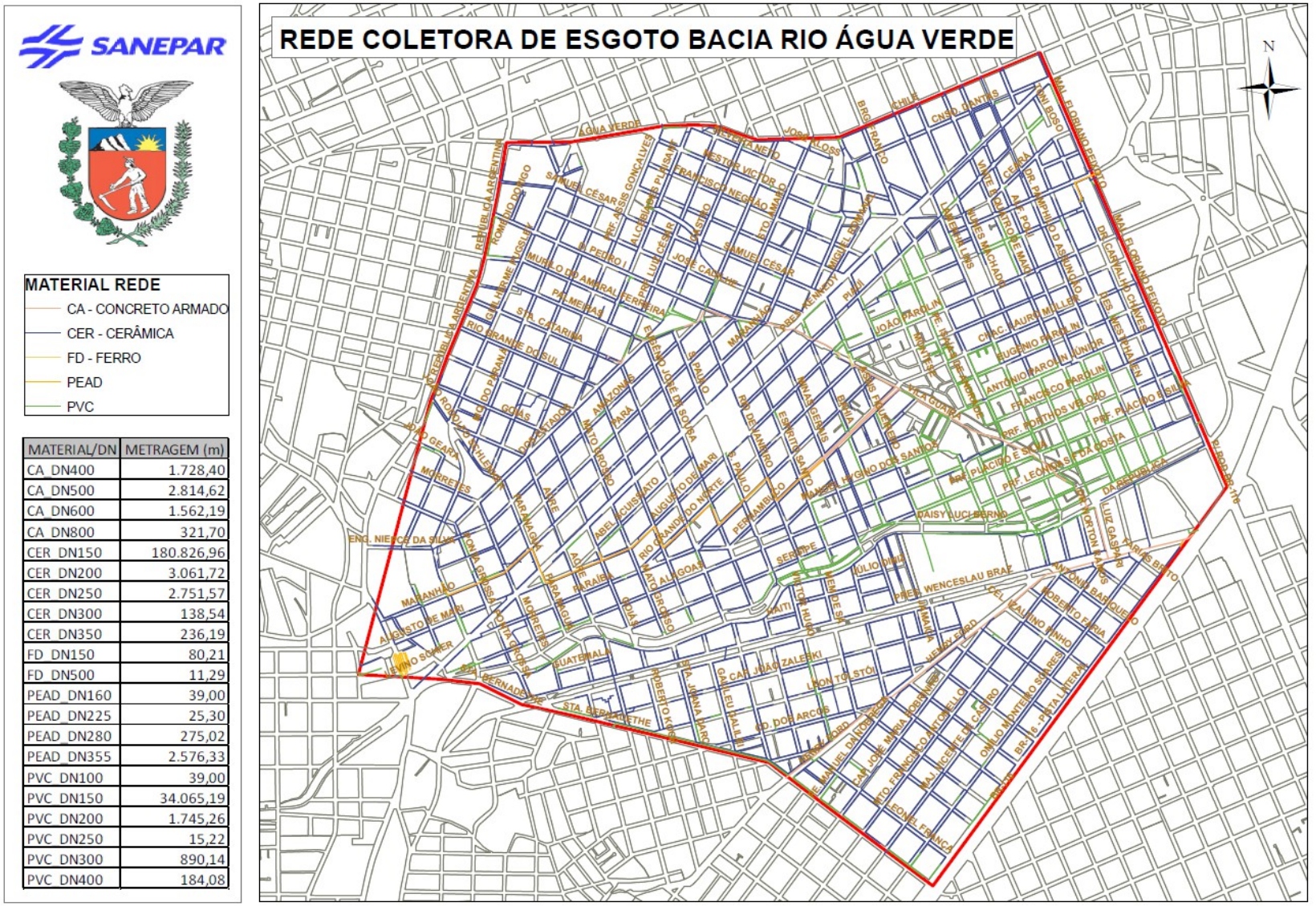


Ilustração 30: Gráfico Pluviométrico. Fonte: Instituto das Águas do Paraná, 2014.

5.10 Mapas da rede de esgoto

Por requerimento à SANEPAR, foram obtidas informações a respeito da rede coletora de esgoto existente na bacia hidrográfica em estudo. As ilustrações 31 e 32 apresentam os mapas com os dados disponibilizados. Estes mapas demonstram novamente a falha de nomenclatura do rio, como comentado anteriormente.



MATERIAL/DN	METRAGEM (m)
CA_DN400	1.728,40
CA_DN500	2.814,62
CA_DN600	1.562,19
CA_DN800	321,70
CER_DN150	180.826,96
CER_DN200	3.061,72
CER_DN250	2.751,57
CER_DN300	138,54
CER_DN350	236,19
FD_DN150	80,21
FD_DN500	11,29
PEAD_DN160	39,00
PEAD_DN225	25,30
PEAD_DN280	275,02
PEAD_DN355	2.576,33
PVC_DN100	39,00
PVC_DN150	34.065,19
PVC_DN200	1.745,26
PVC_DN250	15,22
PVC_DN300	890,14
PVC_DN400	184,08

Ilustração 31: Mapa da rede de esgoto na bacia hidrográfica do rio Vila Guaíra. Fonte: SANEPAR, 2014.

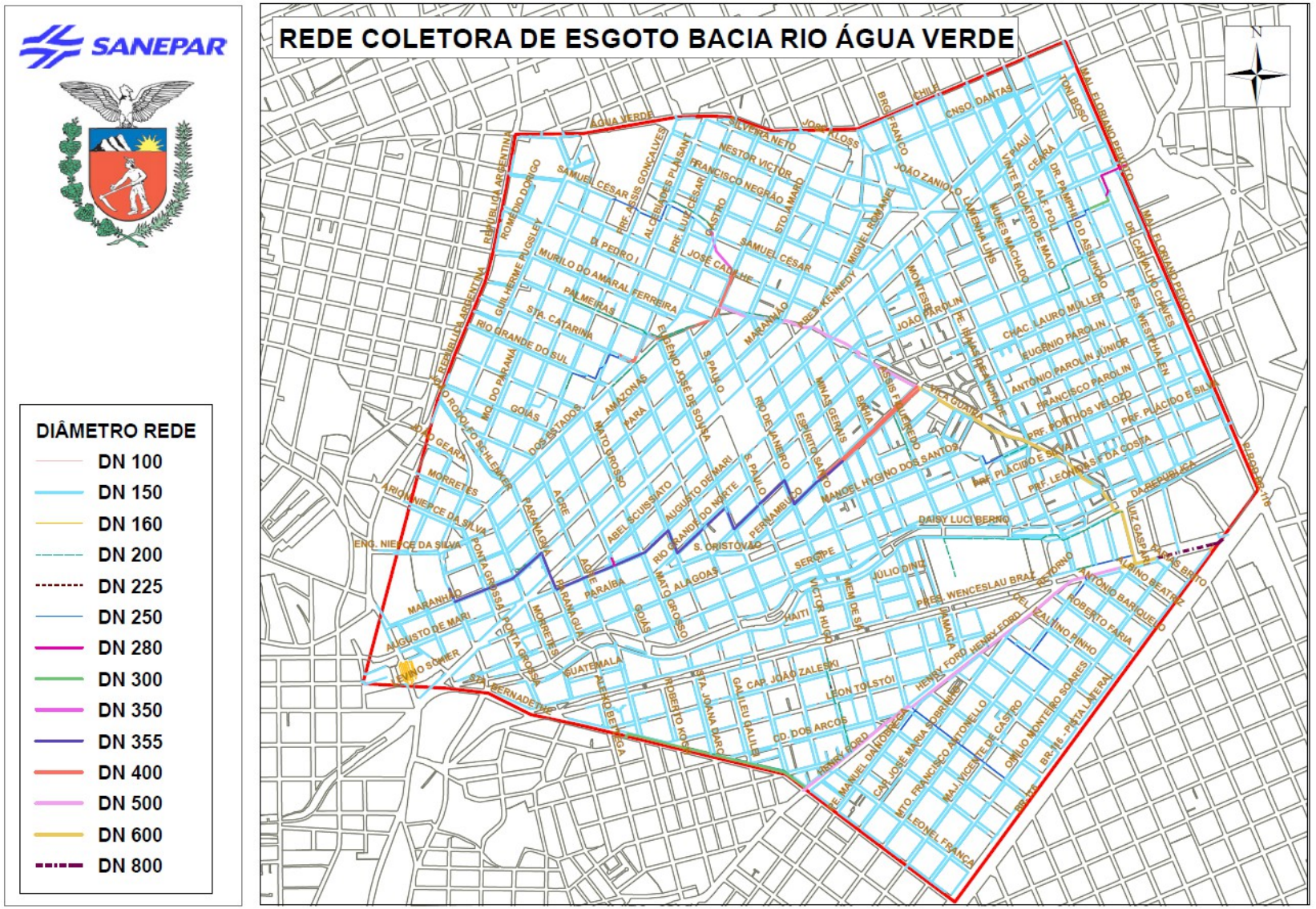


Ilustração 32: Mapa da rede de esgoto na bacia hidrográfica do rio Vila Guaíra. Fonte: SANEPAR, 2014

5.11 Conclusões

Os índices de qualidade da água AIQA e IQA são geralmente chamados de quantitativos, mas para serem executados os cálculos existem situações em que cada profissional pode optar por diferentes maneiras de proceder, estando ambos os índices sujeitos às escolhas da pessoa que o aplica.

A metodologia utilizada pelo Instituo Ambiental do Paraná para o AIQA é considerada insatisfatória para garantir e perfeita reprodução do método. Sendo necessário que ocorra uma adaptação da forma como toxicidade é interpretada, a função percentil ser corretamente utilizada nas planilhas eletrônicas e a definição exata da distância cartesiana utilizada. A metodologia fornecida pela CETESB para o IQA é considerada insatisfatória para a reprodução do método, sendo necessário uma melhor descrição do parâmetro variação de temperatura e a definição das equações que são utilizadas pelo órgão ambiental. A metodologia da CETESB para o IET é considerada satisfatória. A metodologia de Barbour et.al.(1999) para o protocolo de avaliação de habitats é considerada satisfatória. A metodologia de Karr e Chu (199) para o IIH é considerada satisfatória.

Os resultados produzidos por este estudo para os índices de qualidade da água, evidenciando adaptações necessárias citadas anteriormente, demonstra que vários estudos e monitoramentos ambientais são realizados utilizando metodologias que não permitem uma perfeita reprodução dos métodos.

As ferramentas de informações geográficas permitiram uma caracterização detalhada do local de estudo, associando diversas informações georreferenciadas, por exemplo mapas da rede de esgoto. Contudo, os arquivos shapefile utilizados pelos programas de SIG, não são disponibilizados de forma integrada em um único sistema, existindo diferentes versões do mesmo tipo de informação, por exemplo o shape de hidrografia utilizado pelos diferentes órgãos ambientais.

O monitoramento de qualidade da água executado de 2009 a 2012 foi considerado satisfatório para descrever a qualidade da água ao longo do tempo, contudo só existem dados disponíveis até 2012. Não existem dados históricos de vazão, não existe descrição das características geométricas das margens e do leito do rio em seções transversais e não houve monitoramento do ecossistema existente ao longo do rio. Portanto, o monitoramento de qualidade ambiental é considerado insatisfatório.

Foi detectada a falta de unificação de informações por parte dos diversos órgãos ambientais, por exemplo, dois monitoramentos de qualidade da água sendo executados simultaneamente pelo IAP e Instituto das Águas sem a união dos dados produzidos em um único sistema para disponibilização ao público. Outro exemplo de falta de união de informações é o que o rio Vila Guaíra tem diferentes nomes dentro dos órgãos ambientais.

Com a amostra coletada em um ponto a montando e análise laboratorial realizada neste estudo é possível afirmar que uma quantidade significativa de poluição tem origem nas porções no qual o rio está canalizado em galerias subterrâneas, evidenciando o fato de ligações irregulares de esgoto na galeria de águas pluviais. Com a análise dos mapas da rede de esgoto, é possível concluir que a estrutura de tubulações coletoras de esgoto existe em toda a região.

Os resultados obtidos para os índices demonstram que a qualidade da água do rio Vila Guaíra está, de acordo com o monitoramento realizado, com qualidade da água muito ruim. Os resultados indicam poluição por esgoto doméstico, com altos níveis de DBO, Nitrogênio total, Fósforo total. Este tipo de poluição é evidenciado pelos resultados obtidos para os índices AIQA, IQA e IET aplicados neste estudo. A capacidade de autodepuração do rio Vila Guaíra não é suficiente para degradar a quantidade de poluentes despejados. E por este motivo, o ecossistema aquático não apresenta condições para o suporte a vida.

Com a avaliação de habitat, foi identificado um ambiente extremamente alterado pela ação antrópica. Contudo, ainda existe mata ciliar na maior parte das margens, possuindo grande variação de tamanho e porte da vegetação nos diferentes trechos do rio. Ao longo das margens existe quantidade de árvores, que representam uma quantidade significativa das árvores da região da bacia hidrográfica. Por este motivo, a canalização em galerias subterrâneas deve ser evitada, de modo a preservar a vegetação que ainda existe.

A Secretaria de Meio Ambiente de Curitiba iniciou em 2014 um projeto de fiscalização das ligações de esgoto, com conclusão prevista para 2015. Ao realizar a vistoria dos imóveis, os fiscais verificam diversos critérios exigidos pela legislação e emitem um relatório. Este relatório tem a função de notificar os proprietários a respeito das irregularidades e fornece um prazo de 60 dias para que sejam regularizados. Após este limite os proprietários são passíveis de punições previstas em lei.

O ideal é manter um rio preservado, porém o que ocorreu no Vila Guaíra é que o

rio precisou chegar a péssimas condições antes que fosse estabelecido um plano de ação por parte da prefeitura, que devido à época de aplicação, tem o objetivo de remediar um problema que piorou ao longo do tempo, quando poderia ter ocorrido anteriormente com o objetivo de prevení-lo.

A cidade se desenvolveu adaptada ao curso do rio, resultando que as margens são utilizadas como passagens em vários trechos. Devido a ausência de infraestrutura nestes caminhos, não ocorre limpeza pública e consequente acúmulo de lixo. Portanto, associado ao processo de despoluição da água, deve ser considerada a revitalização das margens, com a implantação de ciclovias, lixeiras, bancos e postes, transformando um ambiente degradado em área pública de qualidade, aplicando os princípios de parques lineares utilizado em Curitiba.

A conclusão deste estudo é que ferramentas de avaliação de qualidade ambiental são muito uteis para representar a condição de um ecossistema. Os resultados produzidos por este estudo devem ser levados em consideração pelo sistema de gestão ambiental aplicado pelos órgãos ambientais. Para o estudo de caso, a conclusão é que o rio Vila Guaíra encontra-se extremamente degradado e poderia ter preferência nos projetos de recuperação de rios, uma vez que existe a estrutura de coleta de esgoto necessária, a bacia hidrográfica é relativamente pequena, com 6,33 km² e existe a possibilidade de ser restaurado para um ambiente de qualidade ambiental.

6 REFERÊNCIAS

ANA$_a$ (2014). Agência Nacional de Águas do Brasil. **Portal de qualidade das águas.** Disponível em: http://portalpnqa.ana.gov.br/, acesso em 30/10/2014.

ANA$_b$ (2014). Agência Nacional de Águas do Brasil. **Sistema de informações hidrológicas, HidroWeb**. Disponível em http://hidroweb.ana.gov.br/, acesso em 20/09/2014.

ALVES, E.C ; SILVA, C.F. ; COSSICH, E.S. ; TAVARES, C.R.G ; SOUZA, E.E.S; CARNIEL, A. (2008). **Avaliação da qualidade da água da bacia no rio Pirapó, Maringá, Paraná. Por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos.** Acta Sci. Technol. Maringá, v.30 1, p. 39-48, 2008.

APHA, AWWA, WPFC. (1999). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.**Standard methods for the examination of water and wastewater.** Washington, D.C, 21 ed.

BARBOUR, M.T. ; STRIBLING, J.B. (1991). **Use of Habitat assessment in evaluating the biological integrity of stream communities.** Biological Criteria: Research and Regulation. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

BARBOUR, M.T.; STRIBLING, J.B. (1996). **A workshop on a technique for assessing stream habitat structure for nonpoint source evaluation**. Watershed 96', S 57 01/665-670.

BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER, AND J.B. STRIBLING. (1999). **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish.** Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

BARROS, J.C ; BARRETO, F.M ; LIMA, M.V. (2012). **Aplicação do índice de qualidade das águas (IQA-CETESB) no açude avião para determinação futura do índice de qualidade das águas brutas para fins de abastecimento público.** VII Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação.

BOLLMAN, H.A.; EDWIGES, T. (2008). **Avaliação da qualidade das águas do Rio Belém, Curitiba-PR, com emprego de indicadores quantitativos e perceptivos**. Artigo técnico, Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol.13 - Nº 4 - out/dez 2008, 443-452. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

BOLLMAN, H.A.; ZANONI, C.D.C.A. (2007). **Mapeamento e avaliação da qualidade das águas dos olhos d'agua e nascentes na bacia do rio Belém**. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.

BRASIL (2005). Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005. Classificação dos corpos de água e diretrizes de condições ambientais.

BRASIL (2007). Lei federal nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Diretrizes nacionais para o saneamento básico.

BRASIL (2013). Resolução do Comitê das bacias do alto iguaçu e afluentes do alto ribeira, COALIAR n° 04 de 11 de julho de 2013. Enquadramento dos corpos de água superficiais.

CETESB (2005), Companhia ambiental do estado de São Paulo. **Relatório de águas interiores do Estado de São Paulo de 2005**. Relatório técnico.

CETESB (2009), Companhia ambiental do estado de São Paulo. **Relatório de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo de 2009, Apêndices A, B e D.** Relatório técnico.

EMBRAPA (2012). Empresa Brasileira de Pesquisa e Agropecuária. **Mapa simplificado de solos do estado do Paraná.**

FERRARI, J.C ; Grunitzki, R. ; Silva, A.C. ; Zambão, P.H. e Neckel E.V.P. (2011). **Ferramenta web para determinação do índice de qualidade da água a partir da reestruturação das equações que descrevem as curvas dos indicadores de qualidade.** Artigo científico.

IAP (2000). Instituto Ambiental do Paraná. **Relatório de monitoramento de rios de unidades de conservação com Bioindicadores**. Relatório técnico.

IAP (2005). Instituto Ambiental do Paraná. **Relatório de monitoramento de qualidade das águas dos rios da região metropolitana de Curitiba, no período de 1999 a 2005**. Relatório técnico.

IAP (2008), Instituto Ambiental do Paraná. **Método da Avaliação Integrada da Qualidade das Águas – AIQA.** Relatório técnico

IAP (2009), Instituto Ambiental do Paraná. **Relatório de qualidade das águas dos rios da bacia do Alto Iguacu no período de 2005 a 2009**. Relatório técnico.

IA (2014). Instituto das Águas do Paraná. **Portal de Sistema de informações Hidrológicas.** Disponível em: http://www.aguasparana.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=264, acesso 08/10/2014.

IPPUC (2011). Instituto de pesquisa e planejamento urbano de Curitiba. **Mapa Base.**

IPPUC (2013). Instituto de pesquisa e planejamento urbano de Curitiba. **Mapa de arruamento.**

KARR, J.R. E KERANS, B.L (1994). **A benthic Index of biological integrity(B-IBI) for rivers of the Tenesse Valley.** Ecological Applications.

KARR, J.R.; CHU, E.W (1999). **Restoring life in running waters: better biological monitoring.** Island Press Ed., Washington DC, 206p.

KLEINDL, W.J (1995). **A benthic index of biotic integrity for Puget Sound lowland streams, Washington, USA.** Master of science thesis. University of Washington.

LABEAM (2010), Laboratório de Engenharia Ambiental. **Manual de procedimentos laboratoriais aplicado ao monitoramento de qualidade da água.** Carla Cristina Bem e Luiz Fernando Dombroski. Relatório técnico.

MAXTED, J.R. (1997). **Biology, probability and the obvius.** Ecological Risk Assessment.

PNMA II (2005). Programa Nacional do Meio Ambiente II, Unidade de coordenação estadual de Minas Gerais. **Sistema de cálculo da qualidade da água, estabelecimento das equações do índice de qualidade da água.** Relatório ténico.

Portal administrativo do município de Curitiba. Disponível em http://www.pam.curitiba.pr.gov.br/geral/noticia.aspx?idf=32809, acesso em 13/05/2014.

RODRIGUES, A.S.L (2008). **Adequação de um protocolo de avaliação rápida para o monitoramento e avaliação ambiental de cursos de água inseridos em campos rupestres.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Ouro Preto

RODRIGUES, A.S.L. ; MALAFAIA, G. ; CASTRO, P.T.A. (2010). **A importância da avaliação do habitat no monitoramento de qualidade dos recursos hídricos: uma revisão.** SaBios: Rev. Saúde e Biol., v. 5, n. 1, p. 26-42, jan./jul. 2010.
.

ROSSANO, E.M. (1995). **Development of an Index of Biological Integrity for Japanese Streams (IBI-J)**. Master of science thesis, University of Washington.

SMMA (2006), Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Curitiba. **Documento de Recursos Hídricos.** Relatório técnico.

SMMA (2014), Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Curitiba. **Relatório de análise de qualidade da água**. Relatório técnico.

VON SPERLING, M. (1998). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental