

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ, *CAMPUS* CASCAVEL**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA E DÉFICIT DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO COMO  
INDICADORES AMBIENTAIS NO MONITORAMENTO DE MICROBACIAS**

**VANESSA FABIANE CAMPAGNARO**

**CASCAVEL – Paraná – Brasil**

**Julho - 2009**

**VANESSA FABIANE CAMPAGNARO**

**ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA E DÉFICIT DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO COMO  
INDICADORES AMBIENTAIS NO MONITORAMENTO DE MICROBACIAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em **Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Simone Damasceno  
Gomes

**CASCADEL – Paraná – Brasil**

**Julho - 2009**

**Ficha catalográfica**  
**Elaborada pela Biblioteca Central do Campus de Cascavel - Unioeste**

C193i    Campagnaro, Vanessa Fabiane  
          Índice de qualidade de água e déficit de oxigênio dissolvido como  
          indicadores ambientais no monitoramento de microbacias. / Vanessa  
          Fabiane Campagnaro — Cascavel, PR: UNIOESTE, 2009.  
          59 f. ; 30 cm.

          Orientadora: Profa. Dra. Simone Damasceno Gomes  
          Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do  
          Paraná.  
          Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia Agrícola,  
          Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas.  
          Bibliografia.

          1. Recursos hídricos. 2. Rio Cascavel. 3. Resolução CONAMA 357.  
          4. Microbacias - Monitoramento. I. Universidade Estadual do Oeste do  
          Paraná. II. Título.

CDD 21ed. 551.48  
                  628.168

**Bibliotecária: Jeanine da Silva Barros CRB-9/1362**

**VANESSA FABIANE CAMPAGNARO**

**ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA E DÉFICIT DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO COMO  
INDICADORES AMBIENTAIS NO MONITORAMENTO DE MICROBACIAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Simone Damasceno Gomes  
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE – Cascavel

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Eliane Rodrigues dos S. Gomes  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná, UTFPR – Medianeira

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maria Hermínia Ferreira Tavares  
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE – Cascavel

Cascavel, 22 de julho de 2009.

## BIOGRAFIA

Vanessa Fabiane Campagnaro, nascida em 11 de março de 1982, natural de Medianeira, Paraná. Graduada em 2005 pelo Curso Superior de Tecnologia Ambiental – Resíduos Industriais, pelo Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná – CEFET/PR, Unidade de Medianeira. Trabalhou com Projetos de Gestão Ambiental em Bacias Hidrográficas em parceria com a Itaipu Binacional durante o período de 2004 a 2007. Em 2007, ingressou no Mestrado em Engenharia Agrícola, área de Concentração Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente, na Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, *Campus* Cascavel, sob a orientação da Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Simone Damasceno Gomes, estudando o tema “Índice de Qualidade da água e déficit de oxigênio dissolvido como indicadores ambientais no monitoramento de microbacias”.

Um guerreiro da luz muitas vezes desanima.  
Acha que nada consegue despertar a emoção que desejava.  
Muitas tardes e noites é obrigado a ficar sustentando uma posição conquistada, sem que  
nenhum acontecimento novo lhe devolva o entusiasmo.  
Seus amigos comentam: “Talvez sua luta tenha terminado”.  
O guerreiro sente dor e confusão ao escutar esses comentários porque sabe que não  
chegou aonde queria. Mas é teimoso, e não abandona o que decidiu fazer.  
Então, quando menos espera, uma nova porta se abre.

Paulo Coelho

Ao meu marido Marcos, meus pais João e Tere e minhas irmãs Suelyn e Mayara, pelo apoio incondicional, compreensão e incentivo.

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, pela educação, apoio, preocupação e afeto, apesar da distância.

À minhas irmãs e melhores amigas, Suelyn e Mayara, pela amizade, colaboração e companheirismo.

Ao meu marido Marcos, pela paciência, incentivo e certeza do resultado.

À Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Simone Damasceno Gomes pela orientação, dedicação e disponibilidade, imprescindíveis à realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Manoel Moisés Ferreira de Queiroz, pela orientação inicial da pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da UNIOESTE, *Campus* Cascavel/ PR, pela qualidade de ensino e aprendizado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela oportunidade da bolsa de estudos, utilizada no início do programa.

Ao Prof. Dr. Elizandro Pires Frigo e à União Dinâmica de Faculdades Cataratas - UDC, pelo estágio docência.

À minha amiga Janete A. Evarini, pela ajuda nas análises e troca de informações durante a elaboração da pesquisa. Obrigada!

Ao meu amigo Marcos Alexandre Arndt pelas medições de vazão.

A todas as pessoas que de alguma forma colaboraram para a concretização deste trabalho.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	ix
LISTA DE FIGURAS.....	x
LISTA DE SÍMBOLOS.....	xi
RESUMO.....	xii
ABSTRACT.....	xiii
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>3</b>
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>4</b>
<b>3.1 Bacia hidrográfica.....</b>	<b>4</b>
<b>3.2 Monitoramento Ambiental.....</b>	<b>5</b>
<b>3.3 Índices e indicadores ambientais.....</b>	<b>7</b>
<b>3.3.1 Índice de Qualidade da Água adaptado pela CETESB.....</b>	<b>10</b>
<b>3.4 Qualidade da água.....</b>	<b>16</b>
<b>3.4.1 Oxigênio dissolvido.....</b>	<b>18</b>
<b>3.4.2 Temperatura da água.....</b>	<b>20</b>
<b>3.4.3 Turbidez.....</b>	<b>21</b>
<b>3.4.4 Sólidos totais.....</b>	<b>22</b>
<b>3.4.5 Potencial hidrogeniônico.....</b>	<b>22</b>
<b>3.4.6 Demanda bioquímica de oxigênio.....</b>	<b>22</b>
<b>3.4.7 Fósforo total.....</b>	<b>23</b>
<b>3.4.8 Nitrogênio total.....</b>	<b>24</b>
<b>3.4.9 Coliformes totais.....</b>	<b>24</b>
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>25</b>
<b>4.1 Área em estudo.....</b>	<b>25</b>
<b>4.2 Amostragem.....</b>	<b>26</b>
<b>4.3 Análise dos parâmetros.....</b>	<b>29</b>
<b>4.4 Índice de Qualidade da Água e déficit de oxigênio dissolvido.....</b>	<b>30</b>
<b>4.5 Padrões de qualidade.....</b>	<b>31</b>
<b>4.6 Medição da vazão.....</b>	<b>32</b>
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>34</b>
<b>5.1 Avaliação da qualidade da água com base no IQA-CETESB.....</b>	<b>34</b>
<b>5.2 Déficit de oxigênio dissolvido como indicador ambiental.....</b>	<b>37</b>
<b>5.3 Atendimento aos requisitos legais e análise das variáveis ambientais...</b>	<b>40</b>

<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>51</b>
<b>7</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>52</b>
<b>8</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>53</b>

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1	Parâmetros e pesos relativos ao IQA.....	13
Tabela 2	Classificação das qualidades das águas.....	14
Tabela 3	Características fisiográficas da microbacia do rio Cascavel.....	26
Tabela 4	Parâmetros avaliados na pesquisa.....	30
Tabela 5	Parâmetros avaliados e padrões de referência.....	31
Tabela 6	Relação do IQA com o tratamento recomendado.....	35
Tabela 7	Comparação dos resultados obtidos para o IQA com a Eq. (1) e (5)....	40
Tabela 8	Avaliação dos parâmetros segundo os requisitos legais.....	41

**LISTA DE FIGURAS**

Figura 1	Curvas médias de variação da qualidade da água.....	12
Figura 2	Microbacia do Rio Cascavel, com ênfase nos pontos de coleta..	27
Figura 3	P1, área urbana.....	28
Figura 4	P2, área rural.....	28
Figura 5	Seção transversal.....	32
Figura 6	IQA nos pontos de coleta.....	34
Figura 7	Comparação entre IQA e vazão no P1.....	36
Figura 8	Comparação entre IQA e vazão no P2.....	36
Figura 9	Variações do IQA e D, no P1.....	37
Figura 10	Variações do IQA e D, no P2.....	37
Figura 11	Regressão linear entre IQA e D, no P1 da microbacia.....	38
Figura 12	Regressão linear entre IQA e D, no P2 da microbacia.....	39
Figura 13	Regressão linear entre o IQA e o D na microbacia.....	39
Figura 14	Temperatura da águas nos pontos de coleta.....	42
Figura 15	pH nos pontos de coleta.....	43
Figura 16	Turbidez nos pontos de coleta.....	44
Figura 17	Oxigênio dissolvido nos pontos de coleta.....	45
Figura 18	DBO nos pontos de coleta.....	46
Figura 19	Nitrogênio total nos pontos de coleta.....	47
Figura 20	Fósforo total nos pontos de coleta.....	48
Figura 21	Sólidos totais pontos de coleta.....	49
Figura 22	Coliformes termotolerantes nos pontos de coleta.....	49

**LISTA DE SÍMBOLOS**

§	Parágrafo
Al	Alumínio
B	Boro
Cd	Cádmio
CETESB	Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cu	Cobre
D	Déficit de Oxigênio Dissolvido
DBO <sub>5</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Fe	Ferro
ha	Hectare
Hg	Mercúrio
IQA	Índice de Qualidade de Água
km <sup>2</sup>	Quilômetros quadrados
m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup>	Metro cúbico por hora
mg L <sup>-1</sup>	Miligramas por litro
Mn	Manganês
nm	Nanômetro
NMP	Número Mais Provável
NSF	<i>National Sanitation Foundation</i>
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
°C	Graus Celsius
OD	Oxigênio Dissolvido
P1	Ponto de Coleta nº 1
P2	Ponto de Coleta nº 2
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNMA	Programa Nacional do Meio Ambiente
R <sup>2</sup>	Coeficiente de Regressão Linear
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez

## RESUMO

Os parâmetros físicos, químicos e biológicos que caracterizam a qualidade das águas sofrem grandes variações no tempo e no espaço, havendo a necessidade de um monitoramento sistemático para obter a real estimativa da variação da qualidade das águas superficiais. Devido à importância da manutenção e preservação dos recursos naturais e considerando que o conhecimento das características e realidades geoambientais de uma determinada região constitui um instrumento fundamental para o seu desenvolvimento sustentado, este estudo teve por objetivo avaliar a utilização do déficit de oxigênio dissolvido em substituição ao Índice de Qualidade da Água da CETESB na microbacia do rio Cascavel, localizada na região oeste do estado do Paraná. Os parâmetros de análise, coliformes termotolerantes, oxigênio dissolvido, pH, DBO<sub>5</sub>, nitrogênio total, fósforo total, temperatura, turbidez e sólidos totais, foram monitorados em dois pontos de amostragem localizados em área urbana (P1) e rural (P2), durante o período de junho a dezembro de 2008. Avaliou-se a conformidade dos resultados, com relação aos padrões requeridos à água doce de Classe II, de acordo com a Resolução 357/05 do CONAMA. Para cada evento de coleta, determinou-se o Índice de Qualidade da Água e o déficit de oxigênio dissolvido. A qualidade da água foi analisada com base nos dois métodos e seus resultados comparados. Durante o monitoramento, a única variável que descumpriu as exigências legais com relação à qualidade foi o nitrogênio total, que apresentou concentrações superiores ao limite máximo estabelecido em 50% dos eventos de coleta no P1 e em 75% do P2. Observou-se que a qualidade da água piora à medida que se aproxima da seção de controle da microbacia (P2), entretanto, sua classificação média de qualidade foi considerada “Boa” para ambos os pontos de coleta. Os resultados obtidos mostram que o IQA pode ser relacionado ao D, apresentando comportamento inversamente proporcional, enquanto um aumentou o outro diminuiu. A análise de regressão linear entre os dois indicadores apresentou uma linha reta, com um coeficiente de correlação ( $R^2$ ) igual a 0,91.

**Palavras-chave:** recursos hídricos, Resolução CONAMA nº 357, Rio Cascavel.

**ABSTRACT****WATER QUALITY INDEX AND DEFICIT OF DISSOLVED OXYGEN AS PREDICTORS OF WATERSHED ENVIRONMENTAL MONITORING**

The physical, chemical and biological parameters that characterize water quality are submitted to several variations in time and space. Therefore, it is necessary a systematic monitoring to obtain a real valuation regarding the surface water quality variation. Due to the importance of maintenance and preservation of natural resources and considering that knowledge of geo-environmental characteristics and realities from a region is a key-instrument for their sustainable development, this study evaluated the Water Quality Index of CETESB and deficit of dissolved oxygen (D), using them as environmental predictors in Cascavel River watershed, in the western region of Paraná State. Parameters of analysis such as thermotolerant coliforms, dissolved oxygen, pH, BOD<sub>5</sub>, total nitrogen, total phosphorus, temperature, turbidity and total solids were monitored at two sampling points, from June to December, 2008. The results accordance was evaluated according to the standards required for water Class II, based on Resolution N<sup>o</sup>. 357 of CONAMA. For each collection occurrence, water quality index and deficit of dissolved oxygen were determined. Water quality was analyzed based on two methods and their compared results. During the monitoring, total nitrogen was the only variable that breaks the legal requirements concerning quality, since it showed concentrations above the limit established in 50% of collection occurrences at Point 1 and in 75% at Point 2. It was observed that water quality worsens as it gets close to the control section of watershed (P2), however, its average classification of quality was considered as 'good' for both collection points. The results show that WQI can be associated to D. This was registered when the values of WQI increased and the D ones decreased. The linear regression analysis between the two predictors showed a straight line with a regression coefficient ( $R^2$ ) equal to 0.91 with

**Keywords:** Cascavel River, Resolution N<sup>o</sup>. 357 of CONAMA, water quality.

## 1 INTRODUÇÃO

Dada a importância que hoje apresenta a conservação do meio ambiente e dos recursos naturais para que possam ser aproveitados pelas gerações futuras, é necessário conhecer em profundidade o funcionamento dos ecossistemas e os fatores que atuam sobre eles, a fim de obter referenciais que permitam avaliar a magnitude dos impactos ambientais decorrentes da intervenção humana sobre os mesmos (ANIDO, 2002).

Os parâmetros físicos, químicos e biológicos que caracterizam a qualidade das águas sofrem grandes variações no tempo e no espaço, havendo a necessidade de um monitoramento sistemático para obter a real estimativa da variação da qualidade das águas superficiais (ANDRADE et al., 2007). Um programa de monitoramento, em geral, inclui coletas frequentes nos mesmos pontos de amostragem e análise em laboratório de um grande número de parâmetros, resultando em matriz de grandes dimensões e complexa interpretação. Muitas vezes, um pequeno número desses parâmetros contém as informações mais relevantes, enquanto a maioria das variáveis adiciona pouco ou nada à interpretação dos resultados em termos de qualidade (TOLEDO; NICOLELLA, 2002; ANDRADE et al., 2007).

O uso de indicadores de qualidade de água está relacionado aos propósitos do monitoramento, sendo escolhidos aqueles que apresentam maiores chances de sucesso na caracterização das mudanças que ocorrem em uma bacia (TOLEDO, 2004).

Um indicador muito utilizado e que pondera o uso de diversos parâmetros é o Índice de Qualidade de Água da *National Sanitation Foundation*, modificado pela CETESB para a utilização em águas de abastecimento público no Brasil. Este índice consiste em um método simples, capaz de acompanhar, através de informações resumidas, a deterioração dos recursos hídricos ao longo do tempo e do espaço (BOLLMANN; EDWIGES, 2008; SILVA; JARDIM, 2006; TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

Devido à dificuldade de se monitorar todos os parâmetros que contemplam o Índice de Qualidade da Água, outros indicadores foram estudados com o intuito de fornecer informações adequadas, com menores recursos associados. Dentro deste contexto, especial destaque foi dado ao oxigênio dissolvido, que, segundo Silva e Jardim (2006), consiste em uma variável ambiental clássica e sua ausência pode afetar significativamente a biota aquática.

O oxigênio dissolvido e o déficit de oxigênio dissolvido são utilizados como indicadores da qualidade da água em diferentes reservatórios e bacias hidrográficas. Estes parâmetros são fortemente influenciados por uma combinação de características físicas, químicas e biológicas das substâncias que demandam oxigênio, incluindo a biomassa de algas, a matéria orgânica dissolvida, amônia, sólidos suspensos voláteis e a demanda de

oxigênio do sedimento (SÁNCHEZ et al., 2006). Considerado um indicador primário da qualidade das águas (JANZEN; SCHULZ; LAMON, 2008), o oxigênio oferece dados estratégicos no sentido de viabilizar o trabalho de monitoramento em termos de custos-benefícios, sem acrescentar informações redundantes sobre a qualidade da água.

O município de Cascavel, Paraná, vem apresentando ao longo dos anos um crescimento econômico expressivo, refletindo na concentração e expansão urbana, assim como nas atividades rurais desenvolvidas na sua microbacia (TOSIN, 2005). A área urbana do município abriga grande parte da microbacia do Rio Cascavel, assim como, suas principais nascentes e um lago municipal. A área rural é caracterizada, segundo Tosin (2005), por uma agricultura fortemente mecanizada e desenvolvida à base de defensivos químicos. Estes impactos contribuem para a degradação da qualidade da água e para a redução da disponibilidade hídrica do manancial do Rio Cascavel, que é fundamental para o abastecimento público do município.

Mediante o exposto, o monitoramento da qualidade das águas de uma microbacia configura-se como uma ferramenta metodológica útil para o estudo destes ecossistemas, sobretudo considerando que o conhecimento das características e realidades ambientais de uma determinada região constitui-se em um instrumento fundamental para o seu desenvolvimento sustentável.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

O objetivo principal desta pesquisa foi avaliar a utilização do déficit de oxigênio em substituição ao Índice de Qualidade de Água da CETESB, no monitoramento da microbacia do Rio Cascavel.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Avaliar o IQA como indicador ambiental e relacioná-lo à vazão de água na microbacia;
- Analisar os parâmetros físico-químicos e microbiológicos em relação à qualidade da água;
- Avaliar as variáveis ambientais monitoradas quanto aos padrões de qualidade requeridos à água doce de Classe II, segundo a Resolução 357/05 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Bacia hidrográfica

As demandas de água, especialmente no final do século XX, e os inúmeros impactos quantitativos e qualitativos promoveram e estimularam novas soluções para o gerenciamento de recursos hídricos, a nível local, regional, nacional e internacional (TUNDISI, 2003). A adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gerenciamento ambiental surgiu com a criação da Lei Federal nº 9.433, de 1997, que instituiu o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). A água passou a ser considerada um bem de domínio público e dotada de valor econômico. Sua gestão deve proporcionar o uso múltiplo, ser descentralizada e participativa.

A bacia hidrográfica é uma área da superfície terrestre delimitada pelos pontos mais altos do relevo, na qual a água proveniente das chuvas escorre para os pontos mais baixos da superfície do solo, formando um curso d'água, rio ou lago (FERREIRA, 2008).

As bacias hidrográficas são unidades naturais da paisagem, refletindo os recursos presentes e as atividades interligadas e interdependentes, não sendo delimitadas por limites políticos (ZUCCARI, 2008). Seu equilíbrio dinâmico pode ser rompido devido a mudanças no uso da terra ou pela falta de manejo e/ou planejamento ambiental.

Mota (1995) afirma que o conceito de bacia hidrográfica não permite considerar o corpo d'água isoladamente, mas sim como parte integrante de um ambiente completo, uma área na qual existe um inter-relacionamento entre os recursos hídricos e outros recursos naturais.

Lima e Zakia (1998) definem microbacia como uma unidade geomorfológica natural, que expressa a menor manifestação física que permite quantificar, de forma integrada o funcionamento da natureza.

O termo microbacia, segundo Bibian (2007), refere-se apenas às dimensões espaciais da região em estudo, conservando semelhantes relações com os processos hidrogeoquímicos observados em estudos de grandes bacias. A autora diz ainda que a escolha de uma bacia hidrográfica, qualquer que seja a sua dimensão espacial, em estudos para mitigar a ocupação do solo por ações antrópicas, reflete a preocupação em se determinar as inter-relações dos atributos químicos, físicos e biológicos da área em estudo. Para Rocha (1991), os conceitos de microbacia e de bacias hidrográficas são os mesmos, pois ambos estão relacionados às áreas drenadas pelas águas pluviais, as quais, por ravinas, canais e tributários, dirigem-se para um curso principal, com vazão afluyente convergindo para uma única saída e desaguadas diretamente no mar ou em um grande lago.

Sob o ponto de vista da hidrologia, Lima e Zakia (1996) atestam que a classificação de bacias hidrográficas em grandes e pequenas não deve ser realizada somente com base na sua superfície total, pois, as microbacias têm como características distintas uma grande sensibilidade tanto às chuvas de alta intensidade (curta duração), como também ao fator uso do solo (cobertura vegetal).

As diferentes definições para bacias hidrográficas têm sua origem numa interpretação ou na compreensão científica da interação entre as suas funções na paisagem e sua conformação geomorfológica, considerando-se, fundamentalmente, cada um dos seus componentes (LEONARDO, 2003).

Independente da dimensão espacial de uma microbacia, a caracterização físico-química das águas, através de um monitoramento contínuo, pode evidenciar importantes alterações naturais ou antrópicas que estejam ocorrendo dentro do seu limite (BIBIAN 2007).

Segundo Câmara (2004), datam do início do século XX os primeiros estudos que, tendo a microbacia como unidade experimental, buscavam compreender as relações existentes entre a cobertura florestal, a quantidade e a qualidade da água. Lima e Zakia (1996) contextualizam que os inúmeros resultados já obtidos mostram, cabalmente, que o uso da terra e as atividades florestais podem afetar não apenas a quantidade e o regime da vazão, mas também a qualidade da água.

Attanasio (2004) informa que a microbacia é a unidade básica de planejamento para a compatibilização da preservação dos recursos naturais e da produção agropecuária e que ela possui características ecológicas, geomorfológicas e sociais integradoras, o que possibilita uma abordagem holística e participativa, envolvendo estudos interdisciplinares para o estabelecimento de formas de desenvolvimento sustentável inerentes ao local ou região onde formam desenvolvidos.

A bacia hidrográfica como unidade de planejamento é de aceitação internacional, não apenas porque ela representa uma unidade física bem caracterizada, tanto do ponto de vista de integração, como da funcionalidade de seus elementos, mas também porque toda área de terra, por menor que seja, se integra a uma bacia (PISSARRA, 1998).

### **3.2 Monitoramento ambiental**

Dado o consenso na afirmação de que a microbacia é a unidade consistente de planejamento do meio ambiente, haja vista a sua singularidade na questão da escala de aferição ambiental, o próximo passo é identificar quais indicadores devem ser avaliados para que se possa elaborar um adequado programa de monitoramento ambiental de microbacias hidrográficas (LEONARDO, 2003).

O monitoramento ambiental pode ser definido como um processo de coleta de dados, estudo e acompanhamento contínuo e sistemático das variáveis ambientais, visando identificar e avaliar qualitativa e quantitativamente as condições dos recursos naturais em um determinado momento, assim como as tendências ao longo do tempo (IBAMA, 2000). O monitoramento fornece informações sobre os fatores que influenciam o estado de conservação, preservação, degradação e recuperação ambiental.

O monitoramento é um conjunto de informações físicas, químicas e biológicas do ecossistema em estudo, realizado por meio de amostragens estatísticas. O tipo de informação desejada depende dos objetivos da rede de monitoramento, que podem incluir a detecção da violação dos padrões de qualidade, segundo a legislação vigente, passando pela análise de tendência de uma variável, até a avaliação ambiental da eficácia de programas e ações.

O monitoramento ambiental, importante instrumento de controle e avaliação, serve para conhecer o estado e as tendências quali-quantitativas dos recursos naturais, assim como as influências exercidas pelas atividades humanas e por fatores naturais sobre o meio ambiente, subsidiando, desta forma, medidas de planejamento, controle, recuperação, preservação e conservação do meio ambiente em estudo (IBAMA, 2000).

A necessidade do constante monitoramento dos recursos hídricos está intimamente relacionada ao intenso uso das águas, vinculado às mais diversas atividades econômicas (ARZUA, 2004).

Sperling (2001) explica que o monitoramento de ambientes aquáticos é introduzido com os objetivos principais de conhecer o corpo d'água, identificar eventuais problemas, avaliar os efeitos de medidas de recuperação, verificar a conformidade da qualidade com o uso previsto e comparar o estado atual com os padrões e recomendações vigentes. O autor ressalta que a estruturação de um programa de monitoramento envolve a definição de três componentes básicos: pontos de coleta, parâmetros a serem analisados e frequência de amostragem.

Attanasio (2004) complementa que para o planejamento de um programa de monitoramento é fundamental a identificação dos impactos sobre a qualidade da água decorrentes das atividades executadas na microbacia, o que permitirá uma correta seleção de indicadores a serem monitorados e sua periodicidade.

Em seu artigo sobre o monitoramento simplificado de mananciais superficiais, Sperling (2001) faz importantes apontamentos sobre como otimizar esta atividade nos ambientes aquáticos tropicais, dentre os quais podemos citar:

- Temperatura: A prevalência de elevadas temperaturas durante grande parte do ano faz com que o sistema tropical atue de forma mais acelerada, tanto nos aspectos físicos (por exemplo, menor viscosidade da água e, portanto maior velocidade de sedimentação) quanto nos químicos (maior velocidade de

reações químicas) e biológicos (atividade metabólica mais intensa por parte dos organismos);

- Precipitação: um programa de monitoramento deve ser estabelecido considerando a extensão dos períodos de chuva e de seca e não seguindo uma inapropriada homogeneidade temporal. O autor recomenda que a frequência de amostragem seja consideravelmente mais intensa no período chuvoso, quando são observadas as maiores variações na qualidade da água;
- Periodicidade: o autor afirma ser mais efetivo um monitoramento de poucos parâmetros com coletas frequentes do que muitos parâmetros com coletas esparsas;
- Parâmetros analisados: com relação à escolha de quais parâmetros monitorar, o autor avalia que se deve obter uma otimização na relação entre o valor da informação e o seu custo. O autor exemplifica que a análise de alguns parâmetros, como certos metais, está associada a altos custos e nem sempre confere um forte poder informativo.

Para Attanasio (2004), um plano de monitoramento de microbacias deve ter objetivos claros, ser fundamentado nas relações entre mudanças observadas e os impactos esperados, ter um plano de amostragem apropriado para detectar as mudanças, ter ferramentas para organizar, analisar, armazenar e restaurar dados do monitoramento, apresentar procedimentos para incorporação dos resultados em futuras tomadas de decisões e ser baseado em indicadores sensíveis a mudanças.

Devido à poluição a que os corpos d' água estão sujeitos, causada por diferentes fontes de origem urbana, rural e industrial, é imprescindível a realização de planos de prevenção e recuperação, através do monitoramento ambiental, a fim de garantir condições de usos atuais e futuros, para diversos fins (PNMA II, 2003).

Arzua (2004), discutindo sobre o monitoramento como instrumento de gestão ambiental, afirma que o conhecimento da distribuição da água na natureza e em certo aspecto geográfico, já é em si uma razão suficiente para se efetuar o monitoramento, pois o conhecimento da distribuição espaço-temporal em seus aspectos quantitativos e qualitativos é fundamental para o desenvolvimento econômico e social de uma determinada região ou país.

### **3.3 Índices e indicadores ambientais**

Qualquer programa de acompanhamento da qualidade da água, ao longo do tempo e do espaço, gera um grande número de dados analíticos que precisam ser transformados em um formato sintético, para que descrevam e representem de forma compreensível e

significativa o estado atual e as tendências da água (FERREIRA; IDE; 2001). Uma forma de agregação dos dados em um formato sintético é o uso de indicadores que transfiram informações de um sistema a outro, levando à melhoria na tomada de decisões (PNMA II, 2003).

Indicador ambiental é uma característica específica da água, podendo ser física, química ou biológica. Este termo, segundo Dias, Oliveira e Ribeiro (2003), refere-se a uma quantidade derivada de uma variável poluente usada para refletir tributos ambientais.

O monitoramento da qualidade da água está associado à operacionalização de todos os instrumentos da Política Nacional dos Recursos Hídricos e cabe ao sistema de informação disponibilizar os resultados e integrá-los no processo decisório (PINHEIRO et al., 2008). Um indicador ou índice auxilia na transformação dos dados coletados em informações relevantes e simples, alcançando o objetivo de aumentar a capacidade de comunicação e adaptar as informações aos interesses locais dos decisores (MAGALHÃES, 2007).

O uso de indicadores de qualidade de água consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas na microbacia, sejam estas de origens antrópicas ou naturais (TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

Toledo (2004) explica que o uso de indicadores de qualidade de água está diretamente relacionado com o propósito do monitoramento a ser realizado, sendo escolhidos aqueles que apresentam maiores chance de sucesso na caracterização das mudanças que ocorrem numa microbacia. O autor salienta, inclusive, que o conceito de qualidade de água poderá ser descrito por um indicador apenas ou pela combinação de mais de 100 variáveis. A gama de indicadores passíveis de serem utilizados é enorme: potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, temperatura, condutividade, nutrientes, metais pesados, agrotóxicos, entre outros.

Os índices ambientais, segundo o PNMA II (2003), consistem na agregação de dois ou mais indicadores e são importantes no acompanhamento da qualidade, levando em conta que existem incertezas por detrás das variáveis que o compõem. Exemplos: Índice de Qualidade da Água da *National Sanitation Foundation* (IQA-NSF), Índice de Abastecimento Público (IAP) e Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA).

O objetivo de um Índice de Qualidade das Águas é comunicar a qualidade de um determinado corpo hídrico aos atores institucionais de uma bacia hidrográfica, sejam eles a população, as prefeituras, os órgãos de controle ambiental, os comitês das bacias hidrográficas, as organizações não-governamentais, entre outros (SILVA; JARDIM, 2006).

Pesce e Wunderlin (2000) avaliam que a utilização de índices de qualidade de água consiste em uma prática simples e que permite ao público em geral e também aos tomadores de decisões receberem informações adequadas sobre a qualidade da água.

O interesse por índices de qualidade cresceu desde que o Conselho Nacional de Meio Ambiente, em seu relatório anual de 1972, manifestou a necessidade da utilização de índices para o meio ambiente (PNMA II, 2003).

Silva e Jardim (2006) dizem que um índice de qualidade de água pode ser projetado para uma situação específica, inserido no contexto de uma bacia hidrográfica, trazendo consigo a diversidade urbano-industrial presente, a prática de uso e ocupação do solo e o padrão de desenvolvimento tecnológico.

Segundo Ott (1978), existem três tipos básicos de índices de qualidade de água: os índices elaborados a partir da opinião de especialistas, os baseados em métodos estatísticos e os índices biológicos. O autor salienta que os índices de qualidade podem ser utilizados para diversas finalidades, tais como:

- Distribuição de recursos: repartição de verbas e determinação de prioridades;
- Ordenação de áreas geográficas: comparação de condições ambientais em diferentes áreas geográficas;
- Imposição de normas: determinação do cumprimento ou não da legislação ambiental;
- Análise de tendências: avaliação de mudanças na qualidade ambiental em determinado período de tempo e acompanhamento da qualidade dos recursos hídricos superficiais;
- Informação ao público: informe à população sobre as condições de qualidade ambiental em determinado ecossistema;
- Pesquisa científica: redução de uma grande quantidade de dados, atuando como ferramenta para o estudo dos fenômenos ambientais;
- Identificar problemas de qualidade de água que demandem estudos especiais em trechos de rios;
- Servir de instrumentos para a gestão dos recursos hídricos.

Derísio (2000) informa que, como existe uma variedade de usos para a água, surgiram vários índices, tais como:

- Índice de qualidade da água em geral;
- Índice de qualidade de água para usos específicos;
- Índices de qualidade de água para planejamento ambiental, entre outros.

Os índices de qualidade das águas são úteis quando existe a necessidade de sintetizar a informação sobre vários parâmetros físico-químicos, possibilitando a compreensão por diferentes setores da sociedade, a comparação com outros trechos ou outras regiões brasileiras e a orientação das ações de gestão da qualidade da água (PINHEIRO et al., 2008). O autor explica que esta é uma das vantagens da utilização de índices de qualidade de água, que além de representar uma média de diversas variáveis em um único número, favorecem a sistematização e a espacialização da informação.

De acordo com Stambuk-Giljanovic (1999), Horton, em 1965, sugeriu que os diferentes dados de qualidade da água poderiam ser integrados em um índice global, e propôs, segundo Bollmann e Edwiges (2008) o primeiro indicador formal de qualidade das águas, agregando variáveis físicas e químicas quantitativas e termos incomensuráveis, fazendo com que, posteriormente, sua formulação fosse aplicada em mananciais de vários países do mundo.

Ao longo dos anos, inúmeros estudos foram realizados, visando desenvolver ou adaptar as mais variadas técnicas de índices de qualidade da águas, cada qual com seu propósito. Toledo e Nicoella (2002) afirmam que dentre as inúmeras técnicas de elaboração de índices de qualidade da água, a mais utilizada é a desenvolvida pela *National Sanitation Foundation* e usada em diversos países da Europa, nos Estados Unidos e no Brasil.

### **3.3.1 Índice de Qualidade da Água adaptado pela CETESB**

Derísio (2000) afirma que em 1970, Brown, McClelland, Deininger e Tozer apresentaram um índice de qualidade da água bastante similar em sua estrutura ao Índice de Horton, cujo estudo foi financiado *pela National Sanitation Foundation (NSF)*.

O Índice de Qualidade de Água, da NSF, combinou a opinião de 142 especialistas em qualidade de água, baseado na técnica de Delphi da *Rand Corporation*, através das respostas a vários questionários, tabuladas e retornadas a cada participante, para comparação de sua resposta com a dos demais participantes, a fim de se chegar a um consenso (PNMA II, 2003). O resultado desta pesquisa foi a indicação das variáveis de qualidade de água que deveriam entrar no cálculo, o peso relativo das mesmas e a condição em que se apresentava cada uma delas, de acordo com uma escala de valores. Inicialmente, foram selecionadas 35 variáveis indicadoras de qualidade da água, e destas, nove foram selecionadas para compor o IQA-NSF. Para cada variável foi estabelecida curvas de variação da qualidade da água, de acordo com o estado ou condições de cada variável.

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), vendo a aplicabilidade deste índice, promoveu uma adaptação às necessidades dos corpos de água no Brasil e o utilizou de 1975 a 2001, com vistas a servir de informação básica de qualidade de água para o público em geral, bem como para o gerenciamento ambiental das 22 UGRHs - Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos em que se divide o Estado de São Paulo (CETESB, 2008).

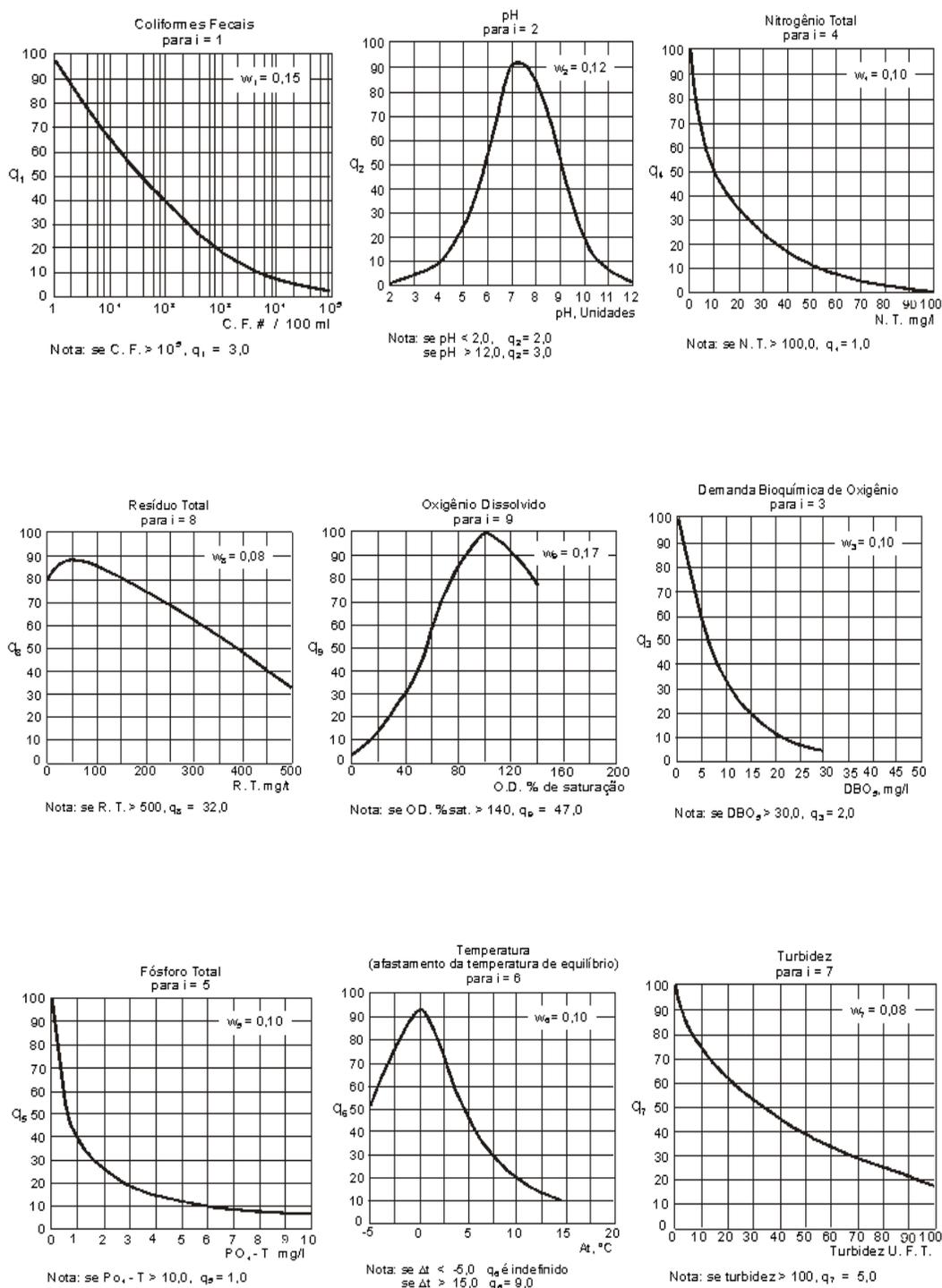
Os parâmetros de qualidade, que fazem parte do cálculo do IQA refletem, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos. É importante também salientar que este índice foi desenvolvido para

avaliar a qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para o abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas (CETESB, 2008).

Os nove parâmetros escolhidos por especialistas como os mais representativos da qualidade da água e que compõem este índice são: oxigênio dissolvido, coliformes fecais, potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total, fósforo total, temperatura da água, turbidez e sólidos totais.

No cálculo original do IQA pela *National Sanitation Foundation* dos Estados Unidos considerava-se o nitrogênio nitrato. No entanto, a CETESB realizou uma adaptação deste índice para o nitrogênio no Estado de São Paulo, visto que, nesse caso, os rios se mostravam comprometidos por esgotos domésticos, que são ricos em outras formas de nitrogênio, tais como o nitrogênio orgânico e o amoniacal. Sendo assim, utiliza-se a curva do nitrogênio, considerando o nitrogênio total. É possível aplicar a curva do nitrogênio para o nitrato, mas é preciso verificar se essa forma é a preponderante nos rios. Assim definido, o IQA reflete a interferência por esgotos sanitários e outros materiais orgânicos, nutrientes e sólidos (CETESB, 2008).

Para cada parâmetro foram estabelecidas curvas de variação da qualidade da água de acordo com o estado ou a condição que cada um apresenta. Estas curvas de variação foram sintetizadas em um conjunto de curvas médias (Figura 1), bem como foi determinado o seu peso correspondente (Tabela 1).



**Figura 1 - Curvas médias de variação da qualidade da água.**

Fonte: CETESB (2008)

**Tabela 1 - Parâmetros e pesos relativos ao IQA**

PARÂMETROS	PESOS RELATIVOS (Wi)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
pH	0,12
DBO <sub>5</sub>	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo Total	0,10
Temperatura	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08

Fonte: CETESB (2008)

O índice de qualidade da água é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros, conforme segue:

$$IQA = \prod_{i=0}^n q_i^{w_i} \quad \text{Eq. (1)}$$

onde,

$\prod$ : produtório;

$q_i$ : valor do  $i$ -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva curva média de variação de qualidade, em função de sua concentração ou medida;

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

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad \text{Eq. (2)}$$

em que,

$n$ : igual a nove, que corresponde ao número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

De acordo com a CETESB (2008), no caso de não se dispor do valor de algum dos nove parâmetros, o cálculo do IQA é inviabilizado. O resultado do cálculo será um número inteiro, variável entre 0 e 100, que será comparado à Tabela 2, para a classificação da qualidade da água a ser avaliada.

**Tabela 2 - Classificação das qualidades das águas**

VALOR	QUALIFICAÇÃO
80 - 100	Ótima
52 - 79	Boa
37 - 51	Aceitável
20 - 36	Ruim
0 - 19	Péssima

Adaptado: CETESB (2008)

O Programa Nacional do Meio Ambiente através do “Projeto de Monitoramento da Qualidade da Água como Instrumento de Controle Ambiental e Gestão dos Recursos Hídricos no Estado de Pernambuco”, aprovou a realização de estudos para a seleção de índices e indicadores de qualidade de água e sua consolidação (PNMA II, 2005).

A instituição fez as seguintes observações sobre as vantagens do uso do IQA da CETESB:

- Este índice nos atenderá quando houver necessidade de representar a qualidade da água para o uso de abastecimento público, que é uso prioritário no Estado;
- O IQA da CETESB é um índice que dá relevância à poluição por esgoto doméstico, que é a principal fonte nas bacias hidrográficas;
- A CETESB não aplica seus índices em águas estuarinas;

Como desvantagens, o PNMA II (2005) cita:

- Em alguns casos, não se verificou concordância entre os valores do IQA e a observação da realidade no campo e constatando-se que um IQA de boa qualidade pode apresentar violação de parâmetros individuais, segundo a Resolução n° 357/05 do CONAMA;
- O objetivo do IQA é permitir aos gestores, mesmo aqueles sem conhecimento técnico especializado, a tomada de decisão. Porém, em seguida é sempre solicitada explicação sobre o porquê do estado da água o que nem sempre pode ser respondido apenas com os parâmetros que compõem o IQA;
- Questiona-se o custo envolvido e se a relação custo/benefício é satisfatória;

Muito utilizado por pesquisadores, o IQA foi aplicado em diversos estudos no Brasil e no mundo, visando avaliar a qualidade das águas superficiais.

Bolmann e Edwiges (2008) utilizaram o IQA para avaliar o estado geral da qualidade das águas do Rio Belém. Os resultados mostraram perda progressiva da qualidade da água da nascente à foz, em razão do aporte de esgotos domésticos. Os autores concluíram que o IQA mostrou-se um bom indicador da qualidade geral de um rio

urbano poluído, expressando adequadamente o efeito conjunto de fontes de poluição pontuais e difusas.

Em estudo no Rio Atibaia, Silva e Jardim (2006) desenvolveram um índice de qualidade da água para a proteção da vida aquática denominado IQA<sub>PVA</sub>. Este índice, que contempla apenas dois parâmetros: amônia total e oxigênio dissolvido, foi comparado ao IQA-NSF e os resultados indicaram a possibilidade de correlação.

Ferreira & Ide (2001) propuseram uma avaliação comparativa da sensibilidade do IQA-NSF, IQA-Smith e IQA-Horton e aplicaram ao Rio Miranda, MS. Os autores ressaltaram que o IQA-NSF e o IQA-Smith foram os que melhor representaram as condições da qualidade da água do rio em estudo; entretanto, afirmaram que ambos precisam ser adaptados às condições ambientais locais.

Uma pesquisa das relações da atividade agropecuária com parâmetros físico-químicos da água foi elaborada por Carvalho, Schlitter e Tornisielo (2000), que avaliaram dois ribeirões na região de São Carlos (SP), através do IQA-NSF e seus parâmetros constituintes. Os autores estabeleceram uma variação sazonal da qualidade da água, que é melhor no inverno e inferior no verão.

Dias, Oliveira e Ribeiro (2003) avaliaram a qualidade das águas da microbacia do Rio Dourados (MS) através do IQA-NSF e perceberam que a qualidade das águas superficiais da região estudada é considerada boa. Os autores explicam que embora tenham ocorridos eventos em que houve uma piora da qualidade, o corpo d'água conseguiu se recuperar, restabelecendo a sua condição.

A microbacia do Rio Cascavel, foi avaliada segundo o IQA-CETESB por Evarini (2008), que monitorou o manancial entre outubro de 2007 a maio de 2008, em três pontos de amostragem. O estudo demonstrou que, de acordo com a classificação do IQA, a água da microbacia apresenta-se de Boa qualidade. A autora estabeleceu, ainda, uma correlação entre o IQA e o déficit de oxigênio dissolvido na microbacia.

Souza e Sperling (2005) correlacionaram o zooplâncton com o IQA em estudo de caso na bacia do rio Araguari (MG). Foi ressaltada a validade da utilização dos organismos do zooplâncton para a bioindicação da qualidade das águas, quando preconizado o uso do IQA.

A qualidade da água do Ribeirão Ubá (MG) foi investigada através do IQA e os resultados evidenciaram um manancial seriamente comprometido pelas atividades antrópicas (CARVALHO; FERREIRA; STAPELFELDT, 2004). Os autores encontraram índices oscilando de 37,1 a 74,7 e variáveis em descumprimento aos parâmetros de qualidade de Classe II, segundo a Resolução 357/05 do CONAMA.

### 3.4 Qualidade da água

A água, em função de suas propriedades de solvente aliadas à sua capacidade de transportar partículas, contém uma série de impurezas que irão definir o seu grau de qualidade (SPERLING, 1996).

Nas últimas décadas, tem se verificado uma diminuição quantitativa e qualitativa das águas superficiais, fato que pode ser atribuído às atividades desenvolvidas nas bacias hidrográficas, estando diretamente ligado ao desequilíbrio averiguado nesses ambientes (GRADELLA et al., 2006).

A qualidade da água do século XXI é um dos principais problemas da humanidade em decorrência de diversas atividades poluidoras (MOCCELIN, 2006). O desenvolvimento social e econômico de qualquer país está fundamentado na disponibilidade de água de boa qualidade e na capacidade de conservação e proteção dos mananciais (SILVA, 2003). As preocupações com a água adquirem especial importância, pois as demandas estão se tornando cada vez maiores, sob o impacto do crescimento acelerado da população.

Em vista da complexidade de fatores que determinam a qualidade da água e a grande alternativa de variáveis usadas para descrever o *status* dos corpos hídricos em termos quantitativos, é difícil fornecer uma definição simples deste termo (MOSCA, 2003).

A expressão corrente qualidade da água, não se refere a um grau de pureza absoluto, mas sim a um padrão tão próximo quanto possível da água *in natura*, isto é, como ela se encontra nos rios e nascentes, antes do contato com o homem (SARDINHA et al., 2008). Em opinião similar, Bilich e Lacerda (2005) informam que a qualidade da água é um termo que não se restringe à determinação de pureza, mas às características desejadas para os seus diversos usos. As autoras escrevem que tanto as características físicas, químicas como as biológicas da água podem ser alteradas e que, na maioria dos casos, essa alteração é causada pela poluição, que pode ter diversas origens. Os parâmetros físicos, químicos e biológicos que caracterizam a qualidade das águas sofrem grandes variações no tempo e no espaço, havendo a necessidade de um programa de monitoramento para a sua avaliação (ANDRADE et al., 2007).

Masamba e Mazvimavi (2008) informam que gestão integrada dos recursos hídricos requer considerações tanto da quantidade quanto da qualidade da água e que as atividades humanas têm o potencial de prejudicar sua qualidade, assim como reduzir sua utilidade e degradar os ecossistemas aquáticos.

Sánchez et al. (2006) explicam que a qualidade das águas é uma questão muito sensível, uma vez que influências antrópicas e também processos naturais são passíveis de degradar a sua manutenção qualitativa e impedir os seus diversos usos.

A interferência humana é o fator de maior influência para a contaminação dos recursos hídricos e das conseqüentes alterações deste ambiente, que ocorre tanto por

lançamentos de cargas em sistemas hídricos, como pelas alterações do uso do solo rural e urbano, além das modificações nos sistemas fluviais (TUCCI, HESPANHOL; NETTO, 2001).

Toledo (2004) informa que, felizmente, o arcabouço legal e normativo adotou que a especificação de qualidade da água deve basear-se em limites toleráveis e/ou aceitáveis da presença de elementos estranhos à química da água, tendo em vista um particular uso que se pretenda fazer deste recurso. O autor informa que dentro deste conceito não existiria uma qualidade única a partir da qual aceitaríamos uma água boa ou recusaríamos outra, mas estabeleceríamos limites específicos dos diversos contaminantes para cada uso em particular.

Para se definir a qualidade das águas de mananciais é preciso enquadrá-las em classes, considerando os seus diferentes usos e o estabelecimento de critérios (SPERLING, 1996). Assim, a Resolução n° 357 de 17/03/05, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) classificou as águas doces, salobras e salinas do território nacional, em treze classes de qualidade de acordo com os seus usos preponderantes (BRASIL, 2005). As águas doces foram classificadas em cinco classes de qualidade, destacando-se neste estudo as águas de Classe II, que, de acordo com a referida resolução, podem ser destinadas aos seguintes usos:

- a) Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) Proteção das comunidades aquáticas;
- c) Recreação de contato primário;
- d) Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto;
- e) Aquicultura e atividade de pesca.

A classe de qualidade é definida por um conjunto de condições e padrões de qualidade da água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros (BRASIL, 2005).

Todas as atividades humanas referentes aos usos múltiplos dos recursos hídricos produzem alterações na qualidade e na quantidade de água disponível. Essas deteriorações iniciam-se nas bacias hidrográficas e nos impactos produzidos no solo, vegetação e outras estruturas biogeofísicas da bacia (TUNDISI, 2005). O autor também salienta que os usos da água estão relacionados com a intensidade do desenvolvimento e da atividade econômica de cada região e que, portanto, o ciclo hidro-social está relacionado com os ciclos hidrológicos, o suprimento e a demanda de água e o grau de atividade regional.

### 3.4.1 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é um dos indicadores ambientais mais representativos na avaliação dos corpos receptores. A sua concentração é um indicador primário da qualidade da água (JANZEN; SCHULZ; LAMON, 2008).

Valente, Padilha e Silva (1997) informam que de todos os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos e que todos os organismos vivos dependem, de uma forma ou de outra, de oxigênio para manter os processos metabólicos de produção de energia e de reprodução.

As principais fontes de oxigênio dissolvido na água, segundo ESTEVES (1998), são a atmosfera e a fotossíntese. O autor cita como principais perdas a decomposição da matéria orgânica, a atmosfera, a respiração de organismos aquáticos e a oxidação de íons metálicos.

Silva e Jardim (2006) explicam que o OD é uma variável ambiental clássica e que sua ausência pode afetar significativamente a biota aquática. O autor diz, ainda, que com base nos critérios de qualidade para o oxigênio dissolvido publicados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), as faixas de concentração com as respectivas comunidades aquáticas que podem suportar tais níveis de oxigênio são as seguintes:

- 0 a 2 mg L<sup>-1</sup>: é insuficiente para manter a vida aquática;
- 2 a 4 mg L<sup>-1</sup>: somente poucas espécies de peixes podem sobreviver;
- 4 a 7 mg L<sup>-1</sup>: é aceitável para peixes de águas quentes ;
- 7 a 11 mg L<sup>-1</sup>: é ideal para peixes de águas frias.

A medição da concentração de OD, tradicionalmente realizada em laboratório pelo método Winkler, é extremamente facilitada pelo uso de sondas apropriadas (eletrodos seletivos), utilizadas em instrumentos de bancada ou portáteis (JORDÃO; PESSOA, 2005).

A Resolução CONAMA n° 357/05, que trata da qualidade dos corpos hídricos superficiais, traz o valor mínimo permitido de 5 mg L<sup>-1</sup> para corpos hídricos de Classe II, valor que, segundo Silva e Jardim (2006), apresenta coerência com os padrões de qualidade preconizados pela referida agência ambiental.

Janzen, Schulz e Lamon (2008) explicam que, quando a concentração de oxigênio dissolvido na água cai abaixo de valores aceitáveis, ela pode afetar significativamente a saúde do ecossistema aquático e também impedir o uso da água para diferentes finalidades. Os autores atestam que a concentração de OD na água é o resultado da interação de diversos processos que tendem aumentar ou diminuir a sua quantidade, e exemplificam que a produção fotossintética e a reaeração atmosférica contribuem para o seu aumento,

enquanto que o consumo de oxigênio para a decomposição da matéria orgânica e a respiração realizada pelo ecossistema aquático colaboram para a sua redução.

Uma demanda suficiente de OD é vital para todos os organismos aquáticos. Cox (2003) cita que os problemas associados às baixas concentrações de OD ou as condições anaeróbias são estudadas há mais de um século e incluem um ecossistema desequilibrado com mortalidade de peixes, odores e outras perturbações estéticas, além dos animais aquáticos serem obrigados a alterar os seus padrões de respiração ou diminuir o seu nível de atividade.

Sardinha et al. (2008), tratando dos prejuízos à qualidade da água em decorrência das reduzidas concentrações de OD, citam como exemplos o aspecto visual desagradável, a exalação de gases mal cheirosos e a possibilidade de contaminação de animais e seres humanos pelo consumo ou contato com essa água, dentre outros aspectos.

Mota (1995) diz que o teor de OD é um indicador de condições de poluição por matéria orgânica. O autor afirma ainda, que baixos teores podem indicar que ocorreu uma intensa atividade bacteriana, decompondo a matéria orgânica lançada na água. A adição de matéria orgânica nos cursos d'água consome oxigênio dos mesmos, através da oxidação química e principalmente da bioquímica, via respiração dos microorganismos, depurando, assim a matéria orgânica (VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997).

Segundo Sperling (1996), as águas constituem ambientes bastante pobres em oxigênio, quando comparadas ao ar atmosférico. O autor complementa que, enquanto no ar sua concentração é da ordem de  $270 \text{ mg L}^{-1}$ , na água, nas condições normais de temperatura e pressão, a sua concentração se reduz para aproximadamente  $9 \text{ mg L}^{-1}$ . Dessa forma, qualquer consumo em maior quantidade, traz sensíveis repercussões no teor de oxigênio dissolvido na massa líquida.

Macêdo (2000) explica que o OD indica o grau de arejamento da água e que sua presença é de vital importância para os seres aquáticos aeróbios. O autor salienta que quanto maior for a sua concentração, melhor será a qualidade da água

A concentração de oxigênio dissolvido na água é controlada por uma série de fatores e, conforme expõem Valente, Padilha e Silva (1997), o OD é um gás pouco solúvel em água e a sua solubilidade depende da pressão (altitude), temperatura e sais dissolvidos, normalmente, sua concentração de saturação está em torno de  $8 \text{ mg.L}^{-1}$ , a  $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$  entre 0 e 1.000 m de altitude

O déficit de oxigênio dissolvido, em função da sua sensibilidade a uma série de características químicas, físicas e biológicas, tem sido utilizado na avaliação do grau de poluição em diversos reservatórios e bacias hidrográficas. Ele é definido, segundo Neves e Tomas (2009), como a diferença entre as concentrações de saturação e as concentrações reais de oxigênio dissolvido existente. Wetzel (1983), em definição semelhante, o conceitua

como a diferença entre a concentração de oxigênio medida numa dada profundidade e a concentração de saturação, nas mesmas condições de temperatura e pressão.

O oxigênio dissolvido tem sido utilizado tradicionalmente para a determinação do grau de poluição e de autodepuração em cursos d'água, sendo seu teor expresso em concentrações, quantificáveis e passíveis de modelagem matemática (SPERLING, 1996). Durante décadas, as concentrações de OD foram utilizadas como indicador primário dos padrões de qualidade de água em ambientes aquáticos e muitas pesquisas têm se dedicado à compreensão das dinâmicas do oxigênio nos corpos de água (WANG et al., 2003).

Willians et al. (2000) estudaram a variação da qualidade da água em três rios do Reino Unido. Os autores estabeleceram uma equação empírica entre a variação do déficit de oxigênio dissolvido (D), a taxa média da fotossíntese e a taxa de respiração média.

Um método baseado nos déficits máximos e mínimos de oxigênio dissolvido foi derivado para estimar coeficientes de metabolismo (fotossíntese e respiração) em corpos d'água. Este método foi aplicado nas concentrações de OD que foram medidas em dois cursos de água localizados em bacias urbanas e agrícolas, respectivamente (WANG et al., 2003).

Devido à dificuldade de se monitorar todos os parâmetros físico-químicos que indicam as alterações antrópicas e consciente da importância do oxigênio dissolvido como indicador ambiental, Ferreira (2007) desenvolveu sensores de OD utilizando métodos eletroquímicos e ópticos para o monitoramento em tempo real da qualidade da água.

Park, Na e Uchrin (2003) estudaram um modelo de oxigênio equivalente para a dinâmica da qualidade da água e aplicaram em um rio dominado de macrófitas. O modelo simulou sete variáveis acopladas:  $DBO_5$ , OD, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrogênio na forma de nitrito/nitrato, fósforo orgânico total, fósforo inorgânico dissolvido.

Sánchez et al. (2006) investigaram e compararam o uso do IQA e do D como indicadores simples da poluição na bacia hidrográfica de Lãs Rozas, localizada em Madri, Espanha. Os resultados demonstraram que os valores do IQA podem ser relacionados aos valores do D. Isto foi observado quando o valor do D aumentou e o valor do IQA diminuiu. Os dois métodos de avaliação de qualidade da água coincidiram em 93% das amostras com um nível de probabilidade de 95%.

### **3.4.2 Temperatura da água**

A temperatura é uma característica física das águas, sendo uma medida de intensidade de calor ou energia térmica em trânsito, pois indica o grau de agitação das moléculas.

A qualidade da água tem que ser observada com relação à temperatura, principalmente, quando esta atinge graus elevados, pois o aumento da temperatura implica na maior movimentação dos seres aquáticos, com conseqüente elevação do consumo de oxigênio dissolvido no meio e diminuição do poder de retenção do gás oxigênio através desse líquido (DERÍSIO, 2000).

Sperling (1996), tratando dos parâmetros físicos de qualidade das águas, descreve os seguintes impactos ambientais relacionados às elevações de temperatura:

- Aumento das taxas das reações químicas e biológicas (na faixa usual da temperatura);
- Redução da solubilidade dos gases, como o oxigênio dissolvido;
- Aumento da taxa de transferência de gases, que pode gerar mau cheiro, no caso da liberação de gases com odores desagradáveis.

Macêdo (2000) complementa que o aumento da temperatura influencia, também, no desenvolvimento microbiológico, pois cada microorganismo possui uma faixa ideal de temperatura. Para uma melhor interpretação dos resultados, é usual que este parâmetro seja avaliado em conjunto com outros parâmetros, tais como o oxigênio dissolvido (SPERLING, 1996).

### **3.4.3 Turbidez**

A turbidez pode ser definida, segundo Macêdo (2000), como a alteração da penetração da luz pelas partículas em suspensão, que provocam sua difusão ou mistura. O autor salienta que essas partículas são constituídas de plâncton, bactérias, argilas, silte em suspensão, fontes de poluição que lançam materiais finos, entre outros.

Derísio (2000), analisando a turbidez sob o ponto de vista sanitário, afirma que esta pode afetar esteticamente os corpos receptores ou encarecer os processos de tratamento para fins de abastecimento. O autor explica que a fauna e a flora também podem sofrer distúrbios em virtude da redução da penetração de luz na água.

A turbidez de origem natural não traz inconvenientes sanitários diretos, todavia, é esteticamente desagradável na água potável e os sólidos em suspensão podem servir de abrigo para microorganismos patogênicos, diminuindo a eficiência da desinfecção (SPERLING, 1996). O autor observa que, quando de origem antropogênica, a turbidez pode reduzir a penetração da luz, prejudicando a fotossíntese.

#### 3.4.4 Sólidos totais

Sólidos são todas as impurezas da água que contribuem para a carga de sólidos presentes nos recursos hídricos e podem ser classificados de acordo com seu tamanho e características químicas (MACÊDO, 2000).

O conteúdo de sólidos totais de um despejo é definido, segundo Braile e Cavalcanti (1993), como toda a matéria que permanece como resíduo após evaporação à temperatura de 103-105 °C. Os autores explicam que o material que possui significativa pressão de vapor nesta temperatura é perdido durante a evaporação e não é definido como sólido.

Este parâmetro pode ser conhecido também como resíduo total, sua utilização como indicador de qualidade de água tem se tornado limitada e de pouca utilidade, sendo mais comumente aplicado a cálculos de índice de qualidade de águas (DERÍSIO, 2000).

#### 3.4.5 Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH representa a concentração de íons de hidrogênio  $H^+$  (em escala logarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água, variando de 0 a 14 (SPERLING, 1996). O autor explica que valores afastados da neutralidade podem afetar a vida aquática e valores elevados podem estar associados a proliferação de algas. O pH na maioria dos corpos d'águas varia entre 6 e 8 (ESTEVES, 1998).

Bastos (2007) informa que baixos valores de pH afetam a vida aquática e impossibilitam o seu uso recreativo, além disso, aumentam a solubilidade de alguns elementos como Al, B, Cu, Cd, Hg, Mn e Fe. Quanto aos valores elevados, o autor avalia que eles podem alterar o nível de toxicidade de certos poluentes e cita a amônia como exemplo.

Destaca-se como principais fontes de origem antropogênica os despejos domésticos (oxidação da matéria orgânica) e os despejos industriais (SPERLING, 1996).

Pode-se considerar o pH como uma das mais importantes variáveis ambientais e também como uma das mais difíceis de interpretar, devido ao grande número de fatores que podem influenciá-la (MACÊDO, 2001).

#### 3.4.6 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Braile e Cavalcanti (1993) informam que a DBO refere-se à quantidade de oxigênio necessária para que microorganismos aeróbios mineralizem a matéria orgânica carbonada

de uma amostra, sob determinadas condições. Os autores salientam que este teste tem grande utilidade na determinação do grau de poluição de cursos d' água, no estudo de cargas poluidoras e na avaliação de sistemas de tratamentos.

A DBO é um indicador que determina, indiretamente, a concentração de matéria orgânica biodegradável através da demanda de oxigênio exercida por microorganismos através da respiração (VALENTE; PADILHA, 1997).

Sperling (1996) informa que a DBO é um parâmetro de fundamental importância na caracterização do grau de poluição de um corpo d' água e que sua utilização mais frequente refere-se a caracterização de águas residuárias brutas e tratadas e de corpos d' água.

### **3.4.7 Fósforo total**

O fósforo aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários, onde os detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte, além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas (CETESB, 2008). A instituição informa, ainda, que as águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais.

Sperling (1996), tratando da importância do fósforo, destaca as seguintes características:

- O fósforo não apresenta problemas de ordem sanitária nas águas de abastecimento;
- É um elemento indispensável para o crescimento de algas e, quando em elevadas concentrações em lagos e represas, pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos;
- É um nutriente essencial para o crescimento dos microorganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica.

Odom (1988) diz que a medida que as bacias hidrográficas tornam-se cada vez mais domesticadas, além do aumento percentual de áreas sob uso agrícola, eleva-se os valores de fósforo e nitrogênio. O autor ressalta que as concentrações contidas na água que flui de uma paisagem 100% urbano-agrícola, são sete vezes maiores do que nos riachos que drenam uma bacia hidrográfica totalmente florestada.

### **3.4.8 Nitrogênio total**

É considerado um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos devido a sua participação na formação de proteínas (um dos componentes básicos da biomassa), que, quando encontrada em baixas concentrações, atua como fator limitante na produção primária.

Os sólidos em suspensão e dissolvidos, de acordo com Sperling (1996), são as principais formas de seus constituintes responsáveis. O autor cita como principais fontes de origem antropogênica os despejos domésticos e industriais, os excrementos animais e os fertilizantes.

O nitrogênio total é um indicador da poluição por despejos domésticos que são ricos, principalmente na sua forma orgânica e amoniacal (CETESB, 2008). Este parâmetro, em conjunto com o fósforo são principais causadores da eutrofização dos corpos d'água.

### **3.4.9 Coliformes termotolerantes**

A Resolução 357/05, do CONAMA, define coliformes termotolerantes como bactérias gram negativas, em forma de bacilos, que podem crescer em meios contendo agentes tenso-ativos e fermentar a lactose nas temperaturas de 44-45 °C, com produção de ácido, gás e aldeído. A resolução explica que além de estarem presentes em fezes humanas e de animais homeotérmicos, ocorrem em solos, plantas e outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminadas por material fecal (BRASIL, 2005).

Também são conhecidos como coliformes fecais ou coliformes a 45 °C. Os organismos do grupo coliformes têm se mostrado como os melhores indicadores da possível presença de seres patogênicos (DERÍSIO, 2000).

Este grupo apresenta o maior peso relativo, dentre todas as variáveis que contemplam o Índice de Qualidade de Água da CETESB. A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratífóide, desintéria bacilar e cólera (CETESB, 2008).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Área em estudo

A microbacia do Rio Cascavel integra a bacia hidrográfica do Rio Iguaçu e está situada geograficamente entre os paralelos 24º 34' e 25º 17' de latitude sul e os meridianos 53º 05' e 53º 50' de longitude oeste, no município de Cascavel, na região Oeste do Estado do Paraná.

Abrange uma área de drenagem de 117,5 km<sup>2</sup>, sendo responsável por 80% do abastecimento de água potável do município (WOLFF et al., 2005). Está outorgada pela portaria 036/1994-DRH, com vencimento em 2014, para a captação de 362,50 m<sup>3</sup>/h por 24 horas de funcionamento por dia (TOSIN, 2005).

O leito principal da microbacia, o Rio Cascavel, apresenta extensão aproximada de 17,85 km, tendo como cota topográfica máxima 767 m e mínima 580 m. Constitui o curso fluvial de maior porte que cruza a cidade, com largura média de 8 m e uma extensão de aproximadamente 25 km. Sua extensão possui profundidade média de 1,5 m (WOLFF et al., 2005).

A microbacia do Rio Cascavel nasce na região do Lago Municipal e grande parte de suas nascentes está localizada no perímetro urbano (TOSIN, 2005). O processo de urbanização na microbacia é bastante avançado, com elevado índice de impermeabilização do solo, numa área correspondente a 16,95 Km<sup>2</sup>, em local que apresenta alta fragilidade, devido à presença de nascentes e reservatórios (COVATTI, 2006).

A área rural corresponde a 1387,40 ha, apresentando uso agrícola intenso e baixa reserva de matas nativas e ciliares (COVATTI, 2006). Integra ainda o uso do solo a Rodovia Federal BR 277, que cruza toda a região da microbacia, constituindo um ponto crítico, uma vez que, acidentes com cargas perigosas são passíveis de comprometer o abastecimento de água da cidade.

Na Tabela 3 apresenta-se uma síntese das principais características físiográficas da microbacia em estudo.

**Tabela 3 - Características fisiográficas da microbacia do Rio Cascavel**

DESCRIÇÃO FISIAGRÁFICA DA MICROBACIA DO RIO CASCAVEL	
Área de drenagem	50,11 km <sup>2</sup>
Comprimento	17,5 Km
Altitude máxima	767 m
Altitude mínima	18 m
Altitudes	Entre 600 e 760 m
Coefficiente de capacidade	1,18
Fator de forma	0,38
Formato	Pêra
Ordem	4 <sup>a</sup>
Declividade	Entre 8 e 15%
Clima (Koeppen)	Subtropical úmido mesotérmico
Precipitação média anual	1940 mm
Evaporação média anual	1200 mm
Temperaturas máximas e mínimas	25 e 15 °C
Umidade do ar média anual	75%
Solos	Latossolo roxo e terra roxa estruturada

Adaptado: TOSIN (2005)

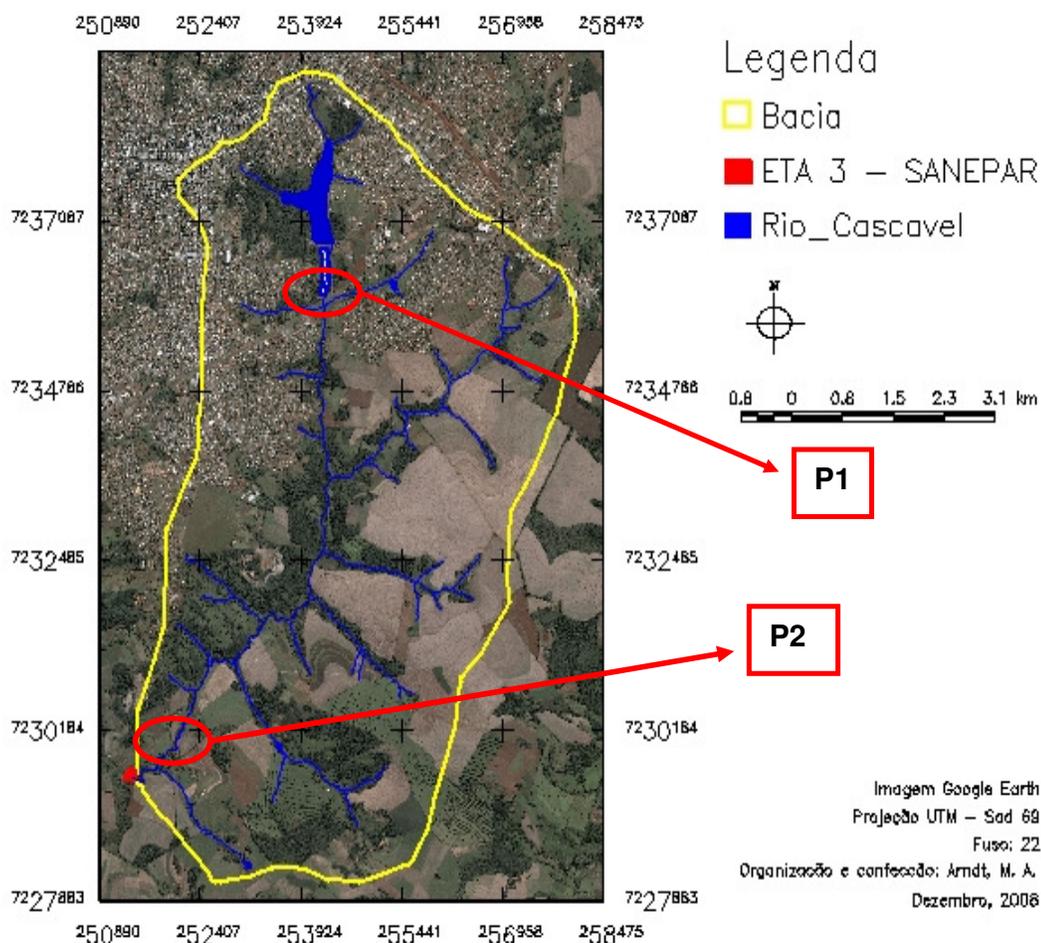
No que diz respeito à qualidade da água e seus aspectos legais, o Rio Cascavel enquadra-se na Classe II da Resolução 357/05 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

#### 4.2 Amostragem

O monitoramento dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos foi realizado entre junho e dezembro de 2008. As amostras de água foram coletadas em oito datas, com um intervalo médio de vinte e cinco dias.

A amostragem foi efetuada em dois pontos da microbacia, que foram escolhidos de acordo com as características locais e possíveis interferências na qualidade da água.

Na Figura 2 apresenta-se a microbacia do Rio Cascavel e os respectivos pontos de coleta monitorados.



**Figura 2 - Microbacia do Rio Cascavel, com ênfase nos pontos de coleta.**

O P1 representa a contribuição urbana da microbacia. Localiza-se na saída do lago municipal, próximo a BR-277. Recebe efluentes do Parque Ecológico Paulo Gorski, do zoológico municipal, da área militar e de uma série de bairros residenciais em franco processo de urbanização.

O P2 situa-se na no enxutório ou seção de controle da microbacia. Tem como contribuição a sequência do curso do rio em área rural, com atividade agropecuária até a captação de água da SANEPAR, que está localizada a cerca de 800 m de distância.

Nas Figuras 3 e 4 pode-se visualizar os pontos de coleta monitorados.



**Figura 3 – P1, área urbana.**



**Figura 4 – P2, área rural.**

Para a análise microbiológica, as amostras foram coletadas em frascos de vidro, previamente esterilizados em autoclave, disponibilizados pela empresa Solanálise Central de Análises LTDA. Para os demais parâmetros, utilizaram-se frascos de polietileno de cinco litros.

As amostras foram devidamente identificadas, conservadas em caixa térmica com gelo e encaminhadas ao laboratório responsável imediatamente após a coleta.

As coletas de água foram realizadas segundo a metodologia do Guia de Coleta e Preservação de Amostras da Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB, 1987), onde se observou, dentre outras, as seguintes recomendações para amostras coletadas diretamente de um corpo receptor:

- 1) Evitou-se coletar amostras em águas estagnadas ou em locais próximos às margens;
- 2) Com todos os cuidados de assepsia, removeram-se as tampas dos frascos juntamente com os lacres ou papéis protetores;
- 3) Com uma das mãos segurou-se o frasco pela base, mergulhando-o rapidamente com a boca para baixo, de 15 a 30 cm sob a superfície da água, evitando-se a introdução de contaminantes superficiais;
- 4) Direcionou-se o frasco de modo que a boca ficasse em sentido contrário à correnteza;
- 5) Inclinou-se o frasco lentamente para cima, a fim de permitir saída de ar e subsequente enchimento do mesmo;
- 6) Retirou-se o frasco do corpo de água, desprezou-se uma pequena porção da amostra, deixou-se um espaço vazio suficiente para permitir a homogeneização da amostra para análise;
- 7) Fechou-se o frasco imediatamente e encaminhou-se ao laboratório de análise, sob refrigeração.

#### **4.3 Análises dos parâmetros**

Os parâmetros físico-químicos foram determinados em amostras simples, segundo a metodologia descrita pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995).

A análise microbiológica foi realizada através do método de cartelas da marca COLILERT®, para coliformes totais e termotolerantes.

Os parâmetros físico-químicos e microbiológicos, com exceção da temperatura da água que foi medida em campo através de equipamento portátil, foram determinados pela

empresa Solanálise Central de Análises LTDA, especializada em análises laboratoriais, localizada na Rua Rocha Pombo, 170, Jardim Gramado, Cascavel/ PR.

Na Tabela 4 apresenta-se os parâmetros avaliados e os métodos de análises utilizados.

**Tabela 4 - Parâmetros avaliados na pesquisa**

PARÂMETRO	UNIDADE	MÉTODO	EQUIPAMENTO
Oxigênio dissolvido	mg L <sup>-1</sup>	Winkler*	-
pH	-	Potenciométrico	Micronal B 474
DBO <sub>5</sub>	mg L <sup>-1</sup>	Diluição	Estufa Tecnal Te 381
Nitrogênio total	mg L <sup>-1</sup>	Kjeldahl	Tecnal Te 036/1
Fósforo total	mg L <sup>-1</sup>	Ácido Ascórbico	Espectrofotômetro Biochrom 660 nm
Temperatura da água	°C	Direto	Multiparâmetro pH 1500**
Turbidez	UNT	Nefelométrico	Hach 2100
Sólidos totais	mg L <sup>-1</sup>	Gravimétrico	-
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	Cartelas	Estufa bacteriológica Olidef CZ

\*modificado pela azida sódica

\*\* equipamento portátil

#### 4.4 Índice de Qualidade da Água déficit de oxigênio dissolvido

O Índice de Qualidade da Água da CETESB foi calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondente aos parâmetros: temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (5 d, 20 °C), coliformes fecais, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais e turbidez (CETESB, 2008), conforme especificado na Equações 1 e 2, da página 13 e Tabela 2, da página 14.

O IQA foi determinado através do Sistema de Cálculo da Qualidade da Água – SCQA, que é baseado nas curvas obtidas pela *National Sanitation Foundation* e estudos correlatos, através de regressões polinomiais e com o auxílio do programa Excel (PNMA, 2003).

O déficit de oxigênio dissolvido (D) foi calculado através da diferença entre a concentração de saturação do oxigênio dissolvido (Cs) e a concentração de oxigênio dissolvido medido no referido ponto de amostragem, (C), conforme demonstra a Equação 3.

$$D = C_s - C$$

Eq. (3)

A relação entre o déficit de oxigênio dissolvido e o IQA-CETESB foi avaliada através de regressão linear. A qualidade da água foi analisada com base nos dois métodos e os resultados comparados.

#### 4.5 Padrões de qualidade

Avaliou-se a conformidade dos resultados encontrados em relação aos padrões requeridos à água doce de Classe II, segundo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, nº 357 de 17 de março de 2005. Esta Resolução dispõe sobre a classificação dos corpos d' água e fornece diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências (BRASIL, 2005).

Para a identificação do padrão de referência do fósforo e do nitrogênio total, considerou-se os pontos de coleta como ambientes lóticos, ou seja, ambientes de rios, caracterizados pelas águas correntes.

Os parâmetros temperatura da água e sólidos totais, não são mensurados na resolução em questão.

A Tabela 5 apresenta os parâmetros de qualidade de água avaliados e seus respectivos padrões de qualidade,

**Tabela 5 - Parâmetros avaliados e padrões de referência**

PARÂMETRO	RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357/ 05
Oxigênio dissolvido	> 5 mg L <sup>-1</sup>
pH	6,0 a 9,0
DBO <sub>5</sub>	< 5,0 mg L <sup>-1</sup>
Nitrogênio total	2,18 mg L-1
Fósforo total	< 0,01 mg L <sup>-1</sup>
Temperatura da água	*
Turbidez	< 100 UNT
Sólidos totais	*
Coliformes termotolerantes	1.000 NMP/ 100 mL

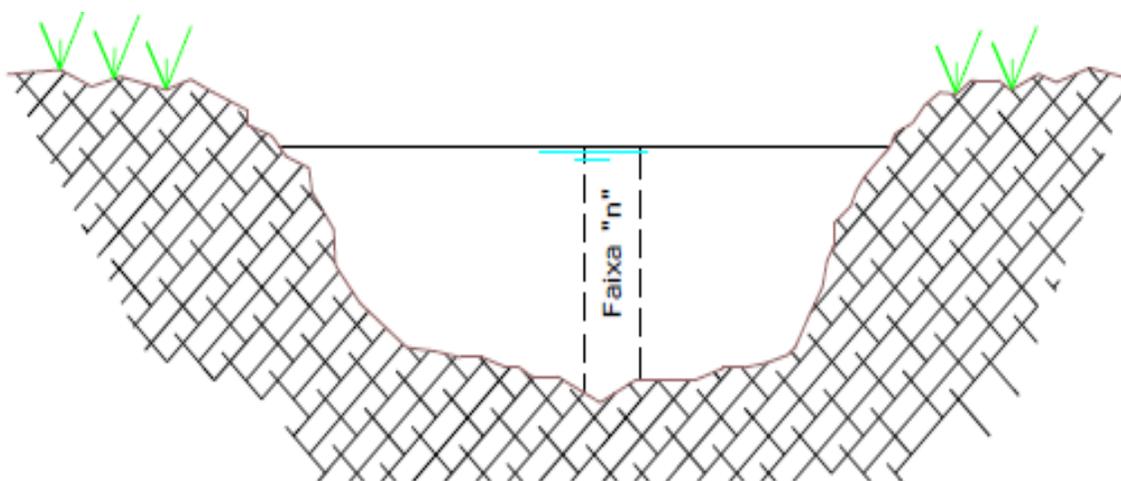
\* Valores não referenciados

#### 4.6 Medição da Vazão

A medição de vazão foi realizada por uma equipe do grupo de pesquisa de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – RHESA, do Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola, da UNIOESTE – Cascavel/ PR.

Para a obtenção da vazão realizou-se, primeiramente, a batimetria da seção de controle do rio, que possibilitou o cálculo da área da seção.

A largura da seção transversal do rio foi medida com o auxílio de uma trena. Dividiu-se a seção em séries de verticais igualmente espaçadas (“n” faixas) e mediu-se, também, a profundidade em cada vertical definida, obtendo-se, dessa forma, a área da seção molhada (Figura 5).



**Figura 5 - Seção transversal.**

Fonte: IOST (2008)

Na sequência, determinou-se o perfil de velocidade do rio com o uso do equipamento Molinete MLN – 07 e contador de pulso. Para determinar a velocidade, definiram-se os pontos de coleta de dados do molinete, baseando-se na profundidade de cada vertical (IOST, 2008).

Devido à profundidade da água não ter excedido um metro, durante as medições de vazão, realizou-se apenas uma leitura com o molinete em cada vertical e a 0,6 m de profundidade (contada a partir da superfície). Na sequência, definiu-se no sensor eletromagnético do molinete o tempo em que o aparelho ficaria submerso coletando informações (40 s).

Após a medição em cada vertical, anotou-se o número de pulsos gerados pelo equipamento, em que, pelo uso de uma equação fornecida pelo equipamento, obteve-se a velocidade em  $m\ s^{-1}$  de cada uma das verticais.

A vazão foi determinada pelo somatório do produto de cada velocidade média por sua área de influência:

$$Q = \sum Q_i = \sum A_i \bar{v}_i \quad \text{Eq. (4)}$$

em que,

Q: vazão do rio (m<sup>3</sup>/s);

Q<sub>i</sub>: vazão entre duas verticais (m<sup>3</sup>/s);

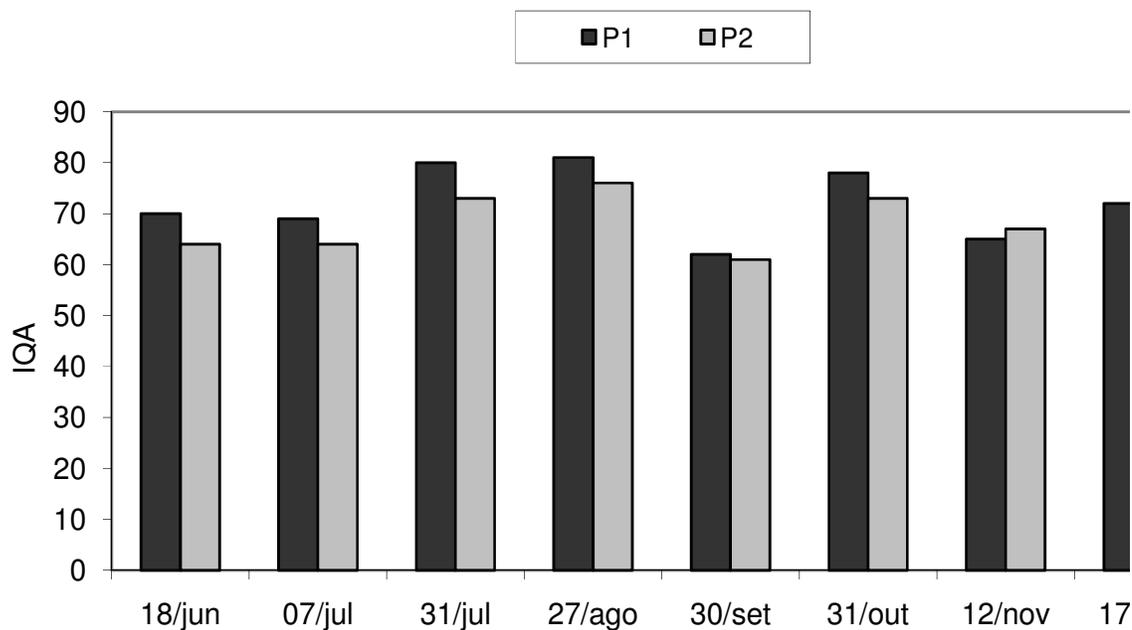
A<sub>i</sub>: área entre duas verticais (m);

v<sub>i</sub>: velocidade média entre duas verticais (m/s).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Avaliação da qualidade da água com base no IQA-CETESB

Para avaliar o IQA como indicador ambiental da microbacia, fez-se sua determinação nos dois pontos de monitoramento, em todas as campanhas de coleta. Os resultados são apresentados na Figura 6.



**Figura 6 – IQA nos pontos de coleta.**

A classificação da água com base no IQA foi considerada Boa para todo o monitoramento, com exceção dos meses de julho e agosto no P1, que alcançou índices de qualidade considerados Ótimos.

Observa-se que o P1, localizado na área urbana, na saída do Lago Municipal, obteve melhores índices de IQA quando comparados ao P2, situado na área rural, seção de controle da microbacia. Esse resultado foi observado em 75% dos eventos de coleta.

Os melhores resultados foram obtidos no mês de agosto, com índices de 81 e 76, para P1 e P2. O mês de setembro apresentou os piores índices, com valores de IQAs de 62 e 61, que, embora inferiores aos demais pontos, ainda são considerados bons níveis de qualidade, segundo a CETESB.

Bollmann e Edwiges (2008), em pesquisa nas águas do rio Belém, observaram comportamento semelhante, onde o IQA decresceu ao longo do canal principal do rio, em direção a sua foz, apresentando perda expressiva de sua qualidade.

Carvalho, Schlittler e Tornisielo (2000), avaliando a qualidade da água dos ribeirões Feijão e da Onça, na região oeste do estado de São Paulo, perceberam IQAs com melhores resultados no inverno e piores no verão. O mesmo comportamento não pode ser observado nesta pesquisa.

O IQA na microbacia do rio Cascavel foi monitorado por Evarini (2008) entre outubro de 2007 e maio de 2008. Esta autora encontrou índice máximo e mínimo de 58 e 75, ambos classificados como de Boa qualidade e compatíveis aos determinados neste estudo.

Moreira e Ribeiro (2001) estabeleceram uma relação na qual compara-se o valor do IQA ao tratamento da água investigada, conforme Tabela 6.

**Tabela 6 - Relação do IQA com o tratamento recomendado**

IQA	CLASSIFICAÇÃO	TRATAMENTO RECOMENDADO
$90 < IQA \leq 100$	Excelente	Tratamento simplificado
$70 < IQA \leq 90$	Bom	Tratamento convencional
$50 < IQA \leq 70$	Médio	Tratamento convencional com polimento
$25 < IQA \leq 50$	Ruim	Tratamento convencional com polimento ou inviável (dependendo do uso)
$0 < IQA \leq 25$	Muito ruim	Inviável

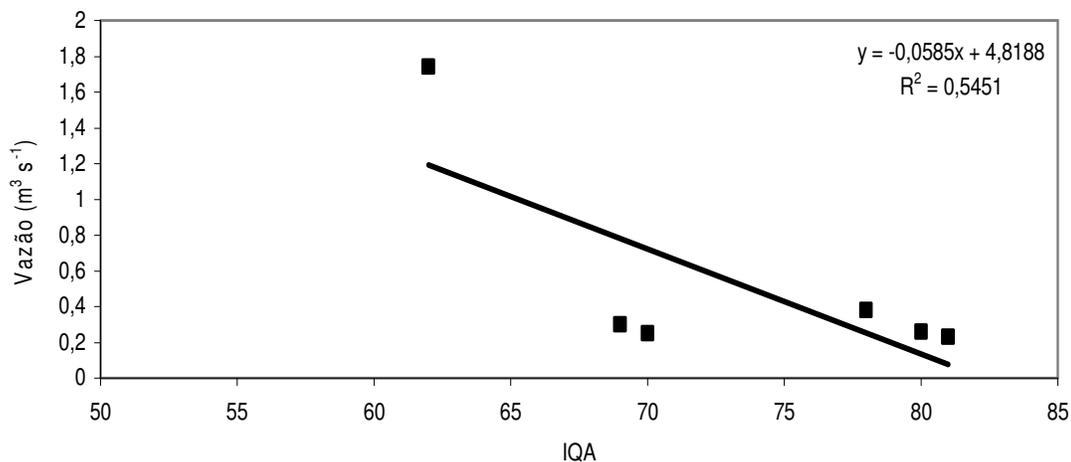
Fonte: Moreira e Ribeiro (2001)

Comparando os resultados obtidos no monitoramento da microbacia e considerando os valores médios de IQA de 72 (P1) e 69 (P2), com base na relação de Moreira e Ribeiro (2001) pode-se verificar que o tratamento recomendado ao manancial do rio Cascavel foi simplificado no P1 e convencional no P2, para o período analisado.

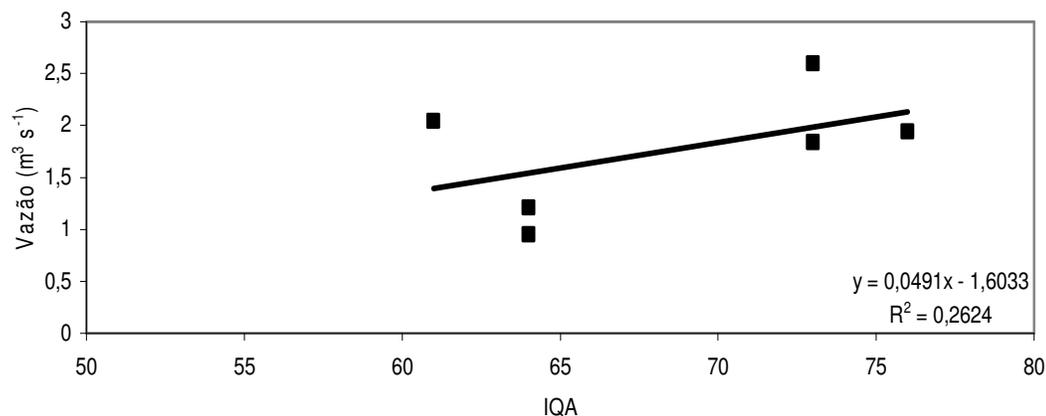
O tratamento convencional é baseado nas etapas de clarificação com utilização de coagulação e floculação, seguida de desinfecção e correção do pH, ao passo que, o tratamento simplificado consiste na clarificação por meio de filtração e desinfecção e correção do pH quando necessário (BRASIL, 2005).

A SANEPAR de Cascavel adota o tratamento convencional para a água do município, que recebe, portanto, o tratamento compatível ao seu nível de qualidade.

Visando identificar tendências sazonais na qualidade d'água do rio Cascavel, comparou-se através da análise de regressão linear, o comportamento do Índice de Qualidade de Água, com a vazão correspondente à sua amostragem. As Figuras 7 e 8 apresentam estes resultados.



**Figura 7 – Comparação entre IQA e vazão no P1.**



**Figura 8 – Comparação entre IQA e vazão no P2.**

O coeficiente de regressão linear encontrado para P1 foi de 0,54 e para P2 foi de 0,26. Os resultados demonstram não haver correlação entre a vazão e o IQA na microbacia.

Dias, Oliveira e Ribeiro (2003) avaliaram o IQA com a ocorrência ou não de chuvas no momento da coleta. Os autores perceberam que a estiagem teve influência nos resultados do IQA, proporcionando uma concentração de compostos poluidores nos corpos d'água em estudo.

Toledo e Nicolella (2002) realizaram pesquisa no ribeirão Jardim, Guáira (SP) e avaliaram a relação entre a precipitação e o IQA. Os resultados indicaram que a ocorrência de precipitação sobre a qualidade da água não foi significativa; entretanto, uma pequena deterioração na qualidade de água foi observada nos meses de chuva.

Crepalli (2007) avaliou a qualidade da água do rio Cascavel através dos parâmetros OD, pH, condutividade elétrica, NTK, nitrito, nitrato, fósforo, turbidez, cor, DQO, coliformes totais e termotolerantes. O autor comparou as variáveis com a vazão de água e obteve

resultados que indicam boas correlações com apenas quatro das doze variáveis analisadas, que foram turbidez, cor, condutividade elétrica e NTK.

## 5.2 Déficit de oxigênio dissolvido como indicador ambiental

Para avaliar se os valores do D são capazes de comunicar a qualidade da água da microbacia, estabeleceu-se um comparativo dos seus valores em relação ao IQA que, juntamente com o D, foram determinados nos dois pontos de coleta em todas as campanhas de monitoramento. Os seus resultados são apresentados nas Figuras 9 e 10.

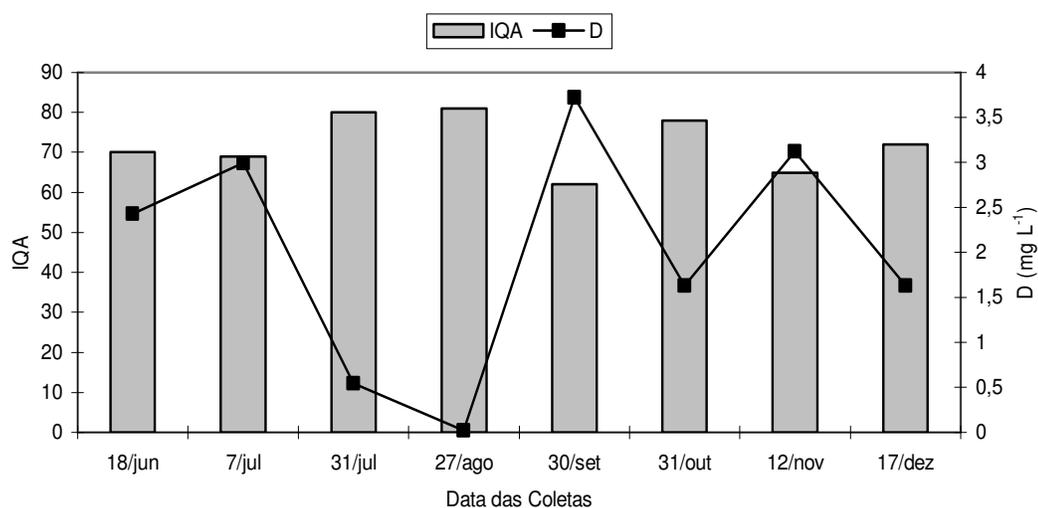


Figura 9 – Variações do IQA e D, no P1.

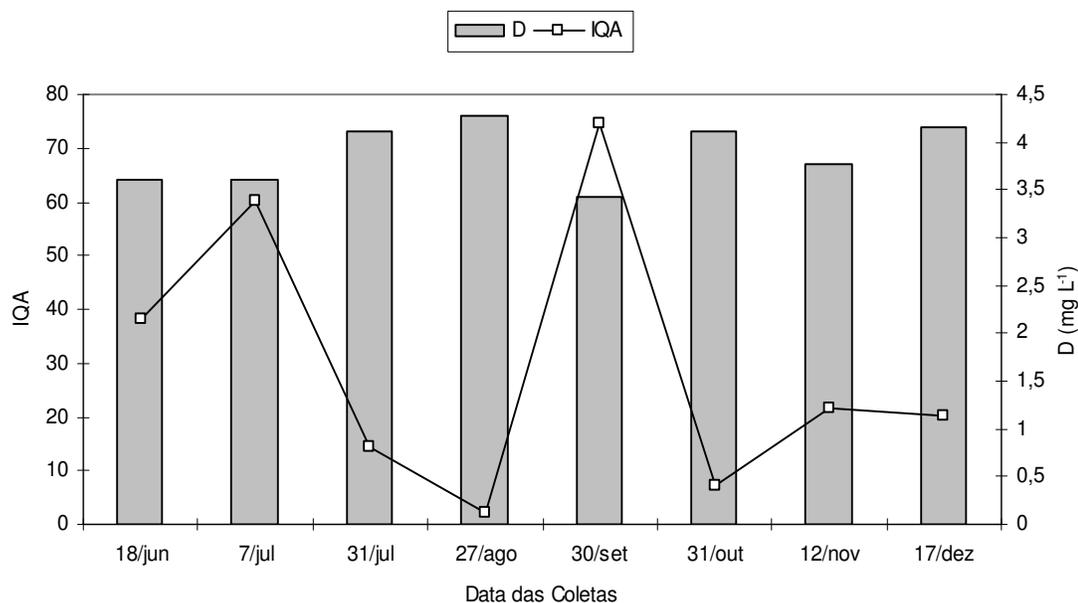


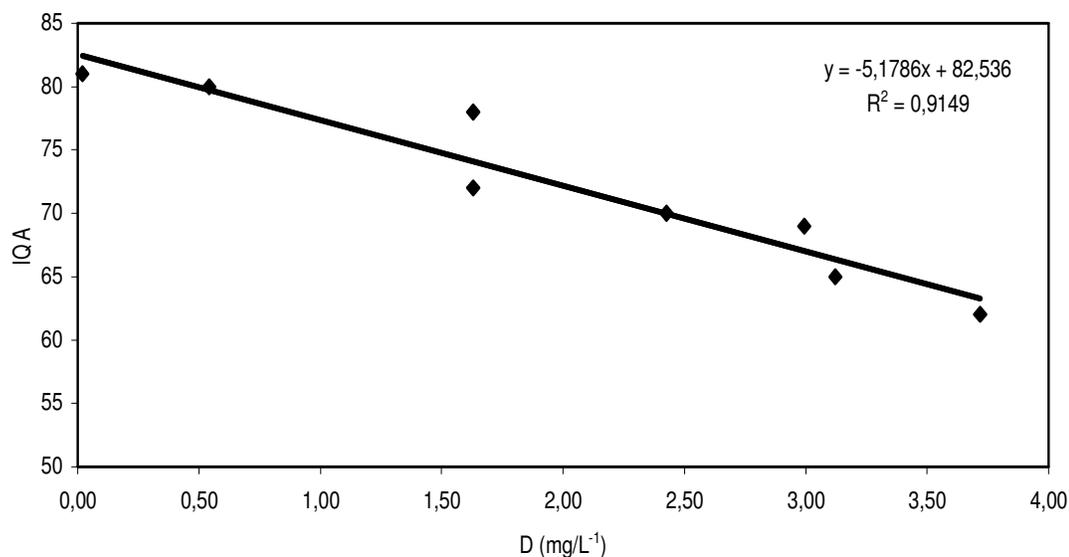
Figura 10 – Variações do IQA e D, no P2.

Durante o monitoramento, os menores valores do déficit de oxigênio dissolvido foram encontrados no mês de agosto, com valores de 0,02 e 0,11 mg L<sup>-1</sup>, para P1 e P2. Estes valores ocorreram simultaneamente aos maiores valores de IQA, que atingiu índices de 81 e 76.

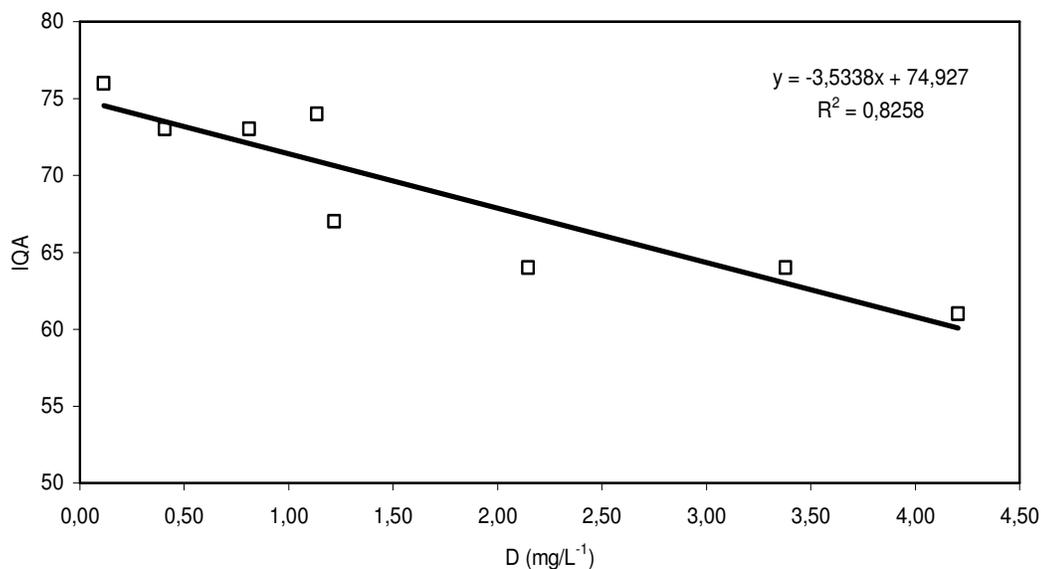
No mês de setembro, obteve-se os maiores valores do D e os menores de IQA, em ambos os pontos de coleta. O P1 registrou um IQA= 62 e um D= 3,72 mg L<sup>-1</sup>. Situação semelhante ocorreu no P2, que obteve um IQA= 61 e D= 4,20 mg L<sup>-1</sup>. Em um curso de água, os maiores valores do D estão associados a uma menor qualidade da água.

Sperling (1996) explica que, em um curso de água, a concentração de oxigênio dissolvido reduz-se devido aos processos de estabilização da matéria orgânica; assim, os teores de OD são inferiores aos de saturação, que são ditados pela solubilidade do gás a dadas condições de temperatura e pressão. O autor ressalta que, desde que haja um déficit, existe uma busca para uma nova situação de equilíbrio, permitindo que ocorra uma maior absorção de oxigênio pela massa líquida.

Os dados apresentados demonstram que, para os dois pontos amostrados, o IQA e o D obtiveram uma boa relação entre si, que pode ser comprovada quando os valores D aumentaram e os valores do IQA diminuíram, conforme mostram as Figuras 11 e 12.

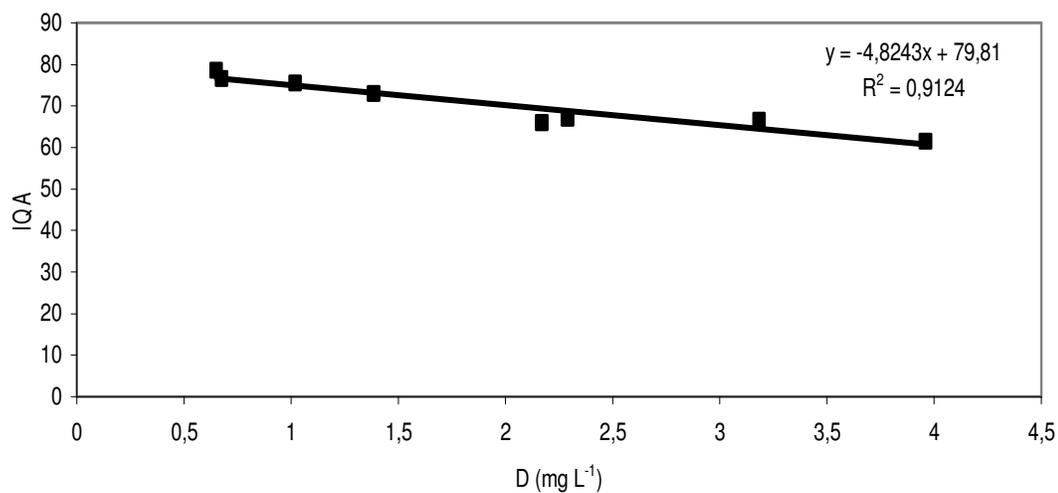


**Figura 11 - Regressão linear entre IQA e D, no P1 da microbacia.**



**Figura 12 - Regressão linear entre IQA e D, no P2 da microbacia.**

A análise de regressão linear mostra um  $R^2$  equivalente a 0,91 (P1) e 0,82 (P2), indicando boa correlação dos valores de IQA e D, em ambos os pontos de monitoramento. A Figura 13 apresenta um lote dos valores médios de P1 e P2, visando avaliar a relação entre as duas variáveis a nível de microbacia.



**Figura 13 - Regressão linear entre o IQA e o D na microbacia.**

O coeficiente de regressão ( $R^2$ ) encontrado para a média dos valores de P1 e P2 foi de 0,91, gerando a Equação 5:

$$IQA_D = -4,82 D + 79,81$$

Eq. (5)

A fim de demonstrar a aplicabilidade da utilização do déficit de oxigênio dissolvido em substituição ao Índice de Qualidade de Água, a classificação da água foi obtida com o uso da Equação 1 (cálculo do IQA) e com o uso da Equação 5 (regressão linear entre IQA e D) e seus resultados comparados (Tabela 7).

**Tabela 7 - Comparação dos resultados obtidos para o IQA com a Eq. (1) e (5)**

Data das Coletas	IQA (Equação 1)	IQA (Equação 5)	Classificação água (Equação 1)	Classificação água (Equação 5)
18/jun	67	68,76	Boa	Boa
7/jul	66,5	64,44	Boa	Boa
31/jul	76,5	76,55	Boa	Boa
27/ago	78,5	76,66	Boa	Boa
30/set	61,5	60,7	Boa	Boa
31/out	75,5	63,84	Boa	Boa
12/nov	66	69,34	Boa	Boa
17/dez	73	73,13	Boa	Boa

Os resultados de classificação da qualidade da água, com base nas duas equações, coincidiram em 100% das 8 amostras médias analisadas.

Evarini (2008) também estudou a correlação entre o IQA e o D na microbacia do rio Cascavel. Com resultado de regressão linear menos significativos, a autora obteve um  $R^2$  de 0,63 no ponto de amostragem da área urbana, 0,61 na área rural e 0,85 na saída do lago municipal. A autora recomendou a continuidade das pesquisas com o D, visando identificar com segurança se essa relação entre IQA e D é mesmo satisfatória.

Sánchez et al. (2006) estudou o IQA e o D como indicadores de poluição na bacia hidrográfica de Lãs Rozas, localizada em Madri, na Espanha, e encontrou resultados que, somado a estes, comprovam que o D pode ser usado em substituição ao IQA no monitoramento. Em comparação aos dois métodos o autor obteve um coeficiente de regressão  $R^2$  de 0,91 e resultados coincidiram em 93% das 26 amostras estudadas, com um nível de probabilidade de 95%.

### 5.3 Atendimento aos requisitos legais e análise das variáveis ambientais

Avaliou-se a qualidade da água segundo os requisitos para a Água Doce de Classe II, da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.

Os valores mínimos e máximos das variáveis analisadas e seus respectivos padrões de referência são apresentados na Tabela 8.

**Tabela 8 - Avaliação dos parâmetros segundo os requisitos legais**

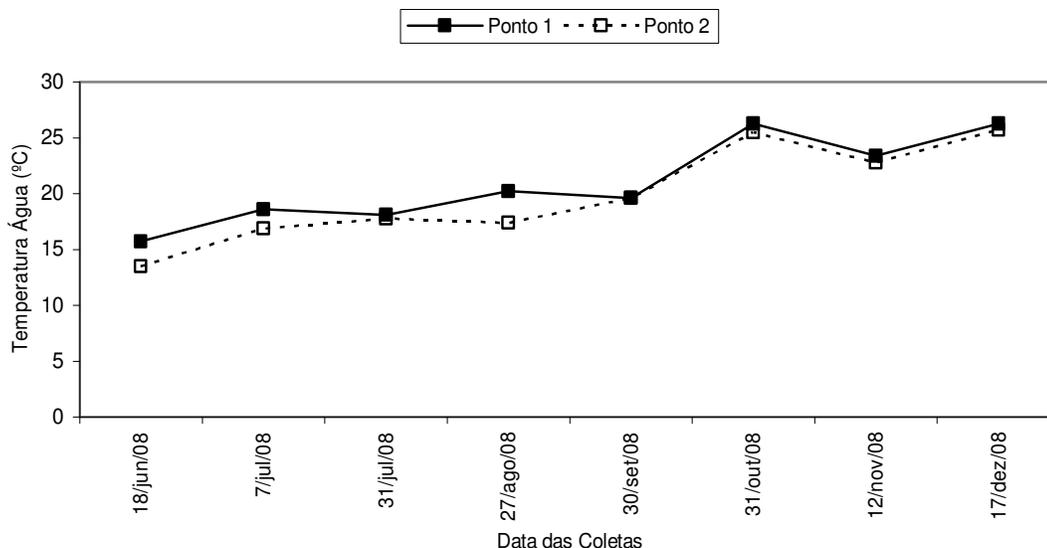
PARÂMETRO	VARIAÇÃO P1	VARIAÇÃO P2	CONAMA 357/ 05
Temperatura da água	15 - 26,3	13,5 - 25,7	*
pH	6,7 - 7,04	6,64 - 6,99	6,0 a 9,0
Turbidez	13,02 - 61	7,81 - 70,4	< 100 UNT
Oxigênio dissolvido	5,66 - 12,2	5,3 - 12,7	> 5,0 mg L <sup>-1</sup>
DBO <sub>5</sub>	0,5 - 2,97	0,6 - 1,2	< 5,0 mg L <sup>-1</sup>
Nitrogênio total	0 - 11,2	0,56 - 5,6	2,18 mg L <sup>-1</sup>
Fósforo total	0 - 0,186	0 - 0,558	< 0,1 mg L <sup>-1</sup> **
Sólidos totais	33 - 77	39 - 94	*
Coliformes termotolerantes	48 - 721,5	203,3 - 755,6	1.000 NMP/ 100 mL

\* Valores não referenciados pela Resolução nº 357/ 05 do CONAMA

\*\* Valores fora da faixa de referência

Os valores médios da temperatura da água, durante o período analisado foram de 21 e 19,9 °C, para os Pontos 1 e 2, respectivamente. Embora não seja referenciada pela Resolução CONAMA nº 357, ela constitui-se de um importante parâmetro de avaliação de qualidade da água, pois além de servir para a determinação de algumas variáveis, como a pressão atmosférica e a umidade relativa do ar, ela interfere nos cálculos de alcalinidade, pH, salinidade, concentração de saturação do oxigênio dissolvido, entre outros.

Os valores mínimos e máximos, considerando-se ambos os pontos amostrados, foram registrados nos meses de junho e dezembro, respectivamente. As oscilações mantiveram-se dentro do comportamento padrão previsto, que é de variar de acordo a temperatura do ar correspondente ao mês da coleta das amostras. A Figura 14 demonstra este comportamento, evidenciando que nos meses mais frios do ano obtiveram-se os menores valores da temperatura da água e vice e versa.

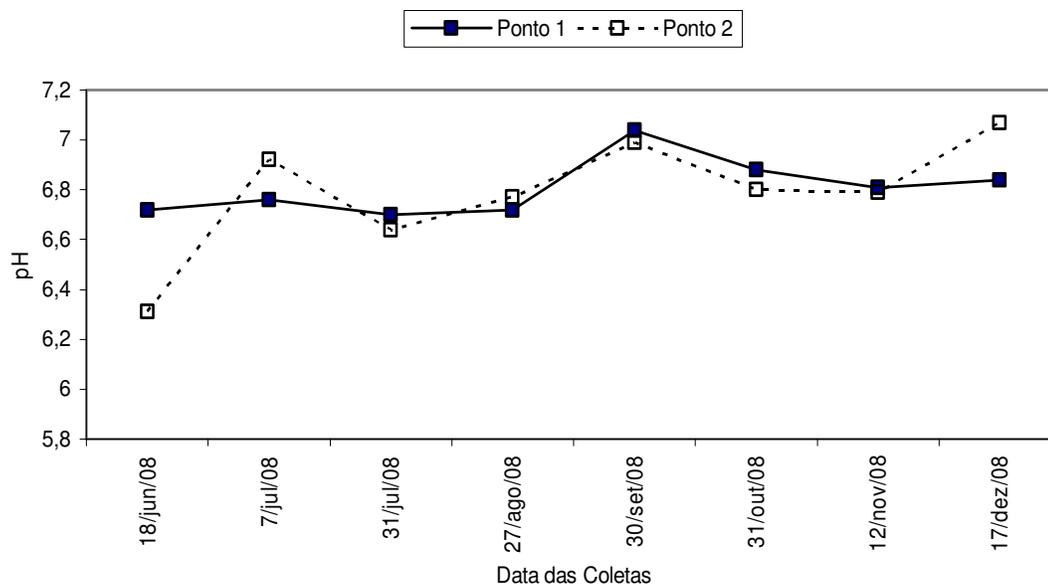


**Figura 14 - Temperatura da águas nos pontos de coleta.**

Observa-se ainda, que a temperatura da água foi menor no P2, área rural da microbacia, onde existe uma incidência maior de vegetação ciliar, comparada ao P1.

Bueno, Galbiatti e Borges (2005) monitoraram variáveis de qualidade da água no Horto Ouro Verde e encontraram valores de temperatura menores nos trechos de mata nativa e eucaliptos e maiores em trechos de pastagens e agricultura. Os autores explicam que o comportamento da temperatura da água foi afetado pelo uso do solo, com tendência de apresentar menores valores nas áreas florestais, provavelmente pela condição de cobertura dos córregos, enfatizando o papel significativo da mata ciliar.

O pH também foi monitorado durante a pesquisa. Suas concentrações mantiveram-se dentro da faixa estabelecida pela Resolução CONAMA durante toda a amostragem, conforme a Figura 15.



**Figura 15 - pH nos pontos de coleta.**

As médias de pH encontradas foram de 6,8 e 6,78 para P1 e P2, sem grande variabilidade entre P1 e P2.

Resultados semelhantes foram encontrados por Bischoff, Assumpção e Moura (2009), em monitoramento do rio Cascavel entre os anos de 2003 a 2006. Os autores avaliaram que, entre os quatro anos analisados, a média não variou muito. A menor média foi obtida no ano de 2005, com índice de 7,02 e a maior média foi de 7,08 no ano de 2003, não havendo diferença significativa entre os anos.

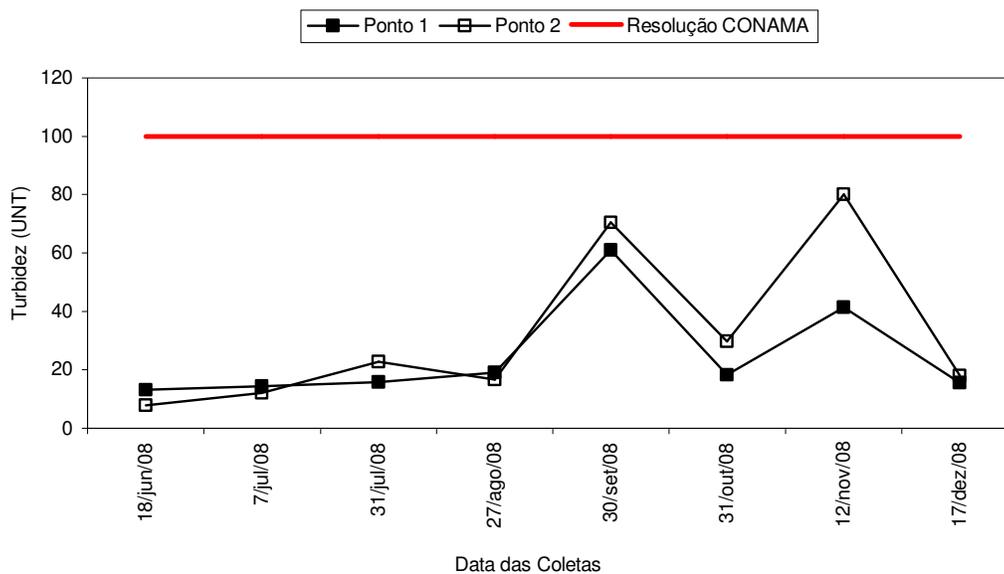
A turbidez da água na microbacia atendeu aos requisitos legais durante toda a amostragem. Os valores mantiveram-se consideravelmente inferiores ao padrão de referência, que é de 100 UNT.

Os valores mínimos e máximos encontrados para P1 foram 13 e 61 UNT, correspondentes aos meses de junho e setembro, ao passo que, para P2 foram 7,81 e 80 UNT, correspondente aos meses de junho e novembro. As médias foram de 24,76 e 32,15 UNT, para P1 e P2.

Observou-se que a qualidade da água, no que diz respeito à turbidez, piorou à medida que aproximou-se da seção de controle da microbacia, localizada na área rural. A Figura 16 apresenta esse comportamento.

Avaliando as variações de turbidez na microbacia do rio Cascavel no ano de 2007, Crepalli (2007) obteve resultados semelhantes. O autor não identificou excesso ao limite imposto pela Resolução CONAMA e também obteve resultados superiores na área rural da microbacia.

Bischoff, Assumpção e Moura (2009), em monitoramento da turbidez na microbacia do rio Cascavel nos anos de 2003, 2004, 2005 e 2006, apresentaram as seguintes médias anuais: 92,3, 69,9, 70,3, 16,8 UNT. Nota-se que os valores também não ultrapassam a faixa de referência, evidenciando que a qualidade da água da microbacia não apresenta alterações com relação às partículas sólidas em suspensão que provocam a turbidez.



**Figura 16 - Turbidez nos pontos de coleta.**

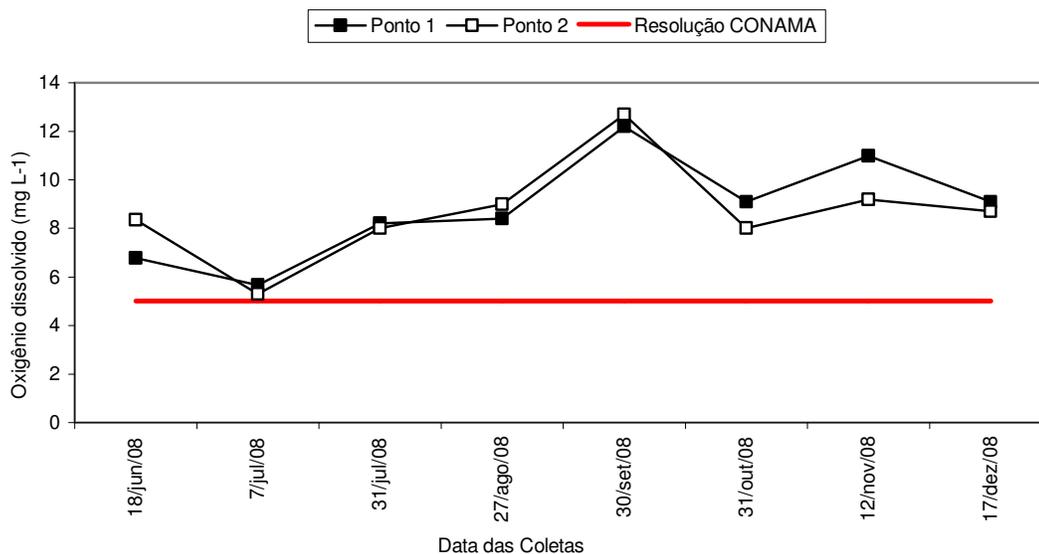
Para a variável oxigênio dissolvido, a Resolução 357 do CONAMA determina um valor superior a  $5 \text{ mg L}^{-1}$  para rios de Classe II. Em ambos os pontos monitorados os valores mantiveram-se acima do limite mínimo estipulado. As médias das concentrações foram de  $8,80 \text{ mg L}^{-1}$  para P1 e  $8,65 \text{ mg L}^{-1}$  para P2.

Crepali (2007) encontrou valores diferenciados de OD em monitoramento na microbacia do rio Cascavel no ano de 2007. O autor obteve índices inferiores ao padrão de referência em 75% das amostras analisadas e atribuiu estes resultados à poluição por matéria orgânica na microbacia.

Um estudo da avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do Meio, Leme (SP) foi realizado por Sardinha et al. (2008). Os valores mínimos e máximos médios obtidos para o oxigênio dissolvido foram de  $1,5$  e  $6,5 \text{ mg L}^{-1}$ . O autor salienta que, após a poluição por matéria orgânica oriunda de efluentes domésticos, o ribeirão não conseguiu, através da autodepuração, manter o padrão de qualidade previsto para corpos d' água de Classe II.

Um fator de grande influência na solubilidade do oxigênio dissolvido nos corpos d' água é a temperatura. Quanto maior for a temperatura, menor será a solubilidade do

oxigênio na água, diminuindo a sua concentração (ESTEVES, 1998). Observando-se os valores de oxigênio dissolvido e a data das coletas, não foi possível associar os maiores valores de OD aos meses mais frios do ano e vice-versa, conforme Figura 17. O contrário aconteceu em monitoramento na sanga Mandariná por lost (2008), que estabeleceu uma correlação entre os valores de oxigênio dissolvido e a temperatura da água.



**Figura 17 - Oxigênio dissolvido nos pontos de coleta.**

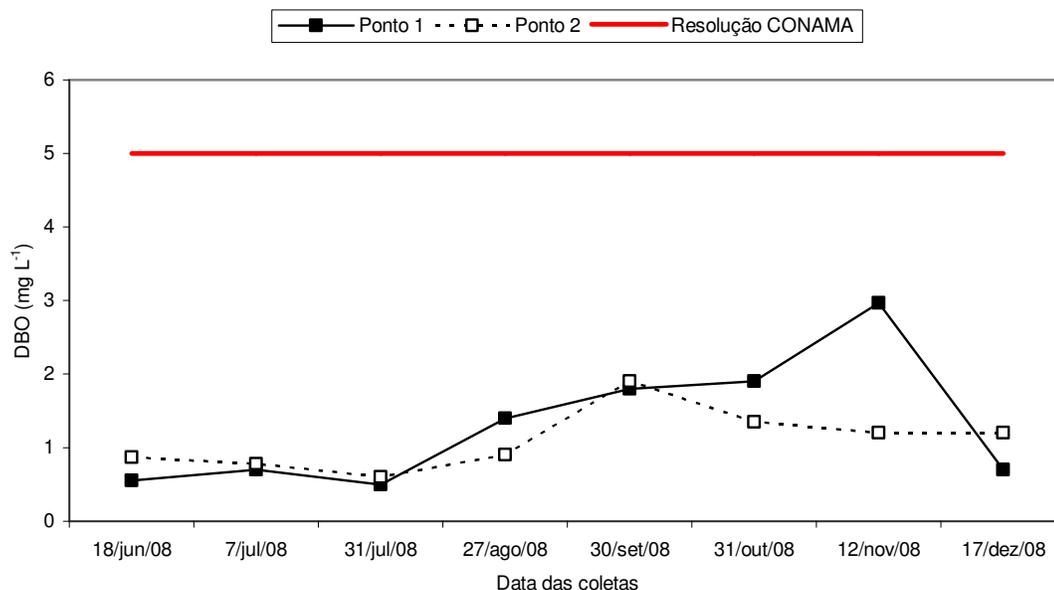
Durante o período monitorado, a DBO não excedeu a concentração de 5 mg L<sup>-1</sup>, referenciada pelo CONAMA.

As concentrações médias foram de 1,30 e 1,10 mg L<sup>-1</sup>, para os pontos 1 e 2.

Observa-se que o Ponto 1, localizado na área urbana, obteve os maiores valores de DBO, apesar de situar-se mais próximo à nascente, onde deveria haver uma melhor qualidade da água. Isto pode ser explicado devido ao P1 receber despejos domésticos de uma série de bairros residenciais, localizados em sua circunvizinhança.

Cunha e Ferreira (2006) atestam esta informação, afirmando que a DBO é utilizada como parâmetro de avaliação da poluição das águas, provocadas pela matéria orgânica que é introduzida nos corpos de água, principalmente pelo lançamento de esgotos domésticos (CUNHA; FERREIRA, 2006).

A Figura 18 ilustra a DBO nos pontos de coleta monitorados.



**Figura 18 - DBO nos pontos de coleta.**

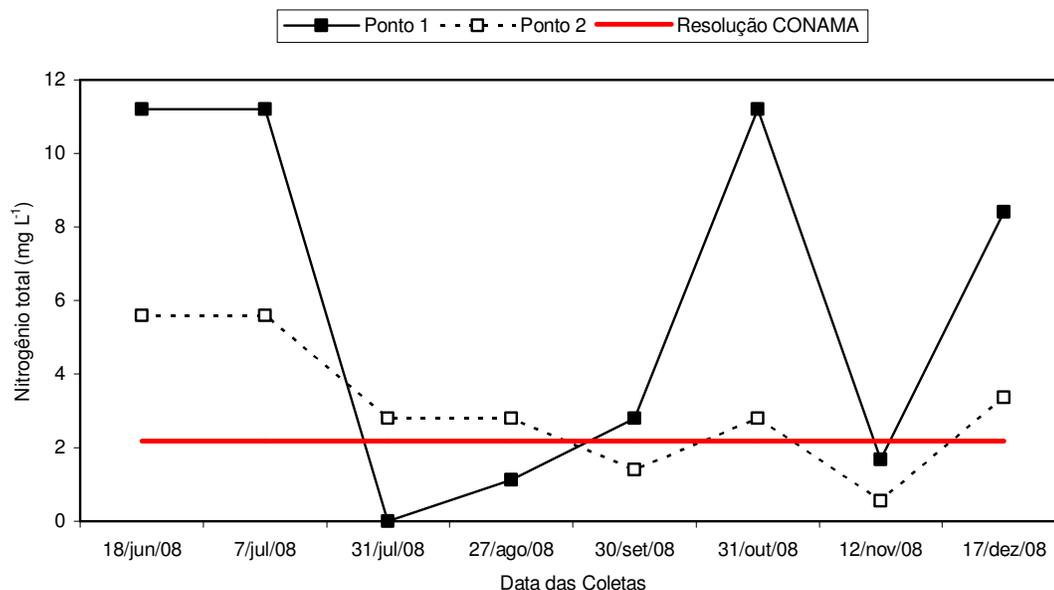
Para a avaliação do nitrogênio total, considerou-se o Artigo 10º, § 3º da Resolução 357 do CONAMA que estabelece que quando este parâmetro for fator limitante para a eutrofização nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, o valor do nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar 2,18 mg L<sup>-1</sup> para ambientes lóticos (BRASIL, 2005).

O nitrogênio total apresentou concentrações superiores ao limite máximo estabelecido em 50% dos eventos de coleta no P1 e em 75% no P2.

Com relação aos valores médios, obteve-se 5,95 e 3,11 mg L<sup>-1</sup> para os Pontos 1 e 2. Os valores mínimos e máximos, considerando-se os dois pontos de coleta, foi de 0 e 11,2 mg L<sup>-1</sup>, ambos encontrados para o P1, que apresentou maior variabilidade de dados em comparação ao segundo ponto.

A diferença de valores para P1, provavelmente, está associada à contaminação por despejos de origem doméstica, uma vez que este ponto, localiza-se em meio à área urbana, com contribuições de uma série de bairros residenciais. A CETESB quando adaptou o IQA-NSF para uso no Brasil, já substituiu o nitrato pelo nitrogênio total com o intuito de detectar outras formas de nitrogênio presente na contaminação por esgotos domésticos, como o nitrogênio orgânico e amoniacal (CETESB, 2008).

A Figura 19 apresenta o comportamento do nitrogênio total nas estações de coleta.



**Figura 19 - Nitrogênio total nos pontos de coleta.**

Valente, Padilha e Silva (1997) estudaram a eutrofização da represa de Barra Bonita através da contribuição da cidade de Botucatu com nitrogênio e fósforo. Avaliando os resultados, os autores indicaram que o aumento da carga de nutrientes está associado ao esgoto sanitário.

Pesquisando a produção de sedimentos e a qualidade da água na microbacia rural da Sanga Mandarina, curso d'água de Classe II, Iost (2008) obteve variações de 0,02-0,38 mg L<sup>-1</sup> de fósforo total. Evarine (2008) estudou a microbacia do rio Cascavel e obteve resultados semelhantes aos deste estudo, com oscilações de 2,0-12 mg L<sup>-1</sup>.

A qualidade da água exerce especial importância com relação a esta variável, pois, de acordo com Donadio, Galbiatti e Paula (2005), o nitrogênio demonstra a contribuição dos nutrientes na água, o nível de eutrofização e a associação à proliferação de microorganismos. De acordo com os resultados obtidos, a microbacia do rio Cascavel apresenta-se como um ambiente suscetível à eutrofização.

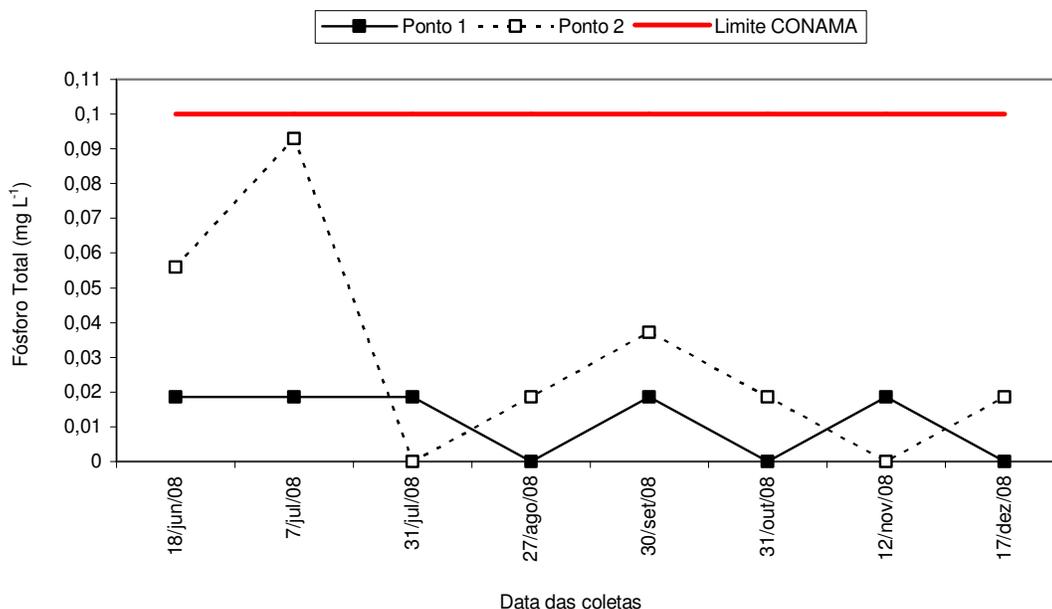
Outra variável química analisada, importante fonte de nutriente nas águas superficiais é o fósforo total. Para a avaliação da qualidade da água com relação a este indicador, adotou-se o padrão de referência de 0,1 mg L<sup>-1</sup> para ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários, segundo a Resolução 357/05 do CONAMA.

Os valores oscilaram de 0 a 0,0186 mg L<sup>-1</sup> no P1 e 0 a 0,093 mg L<sup>-1</sup> no P2. Os valores médios foram de 0,01 e 0,03 mg L<sup>-1</sup>, para P1 e P2.

A Figura 20 indica que o uso agrícola do solo, correspondente a P2, é o principal causador da influência por fósforo na microbacia.

Crepalli (2007), em estudo sobre a qualidade da água do Rio Cascavel, avaliou que, independentemente da precipitação, a concentração de fósforo mostrou-se mais acentuada na área urbana, quando comparada à área rural.

Toledo e Nicolella (2002), avaliando o comportamento de variáveis ambientais em microbacia com uso do solo agrícola e urbano, encontraram resultados inversos, indicando que o aporte de fósforo no curso de água tem como agente principal o uso do solo urbano.



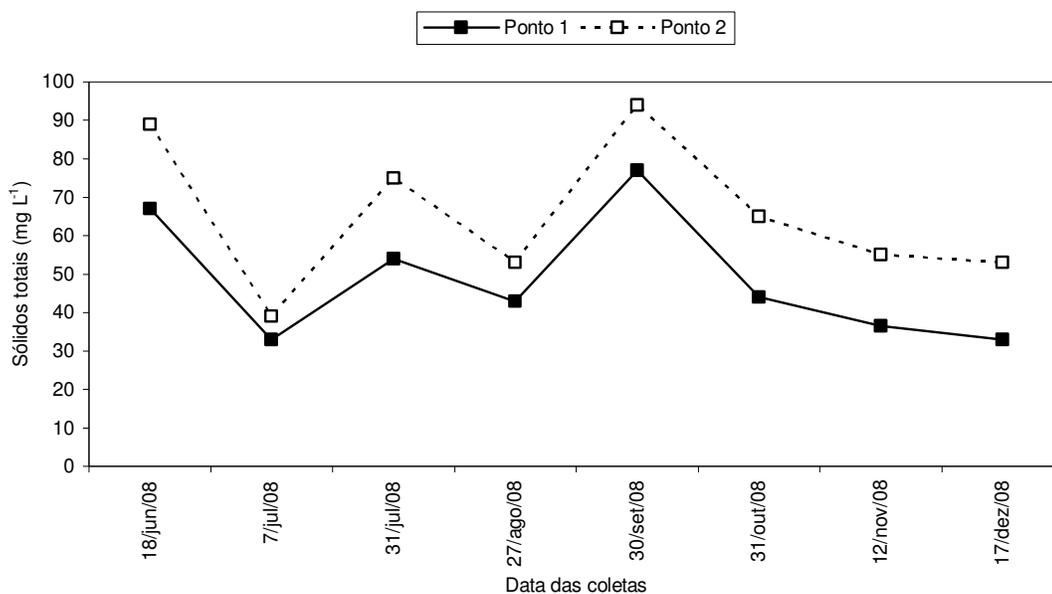
**Figura 20 - Fósforo total nos pontos de coleta.**

O comportamento dos sólidos totais também foi avaliado no monitoramento; entretanto, esta variável não dispõe de padrão de referência segundo a legislação CONAMA nº 357.

Os valores médios foram de 48,43 e 65,37 mg L<sup>-1</sup>, para P1 e P2. Os valores mínimos e máximos encontrados durante o monitoramento foram 33 e 77 mg L<sup>-1</sup> no P1 e 39 e 94 mg L<sup>-1</sup> no P2. Estes valores indicam que a concentração de sólidos totais aumenta à medida que se aproxima da seção de controle da microbacia.

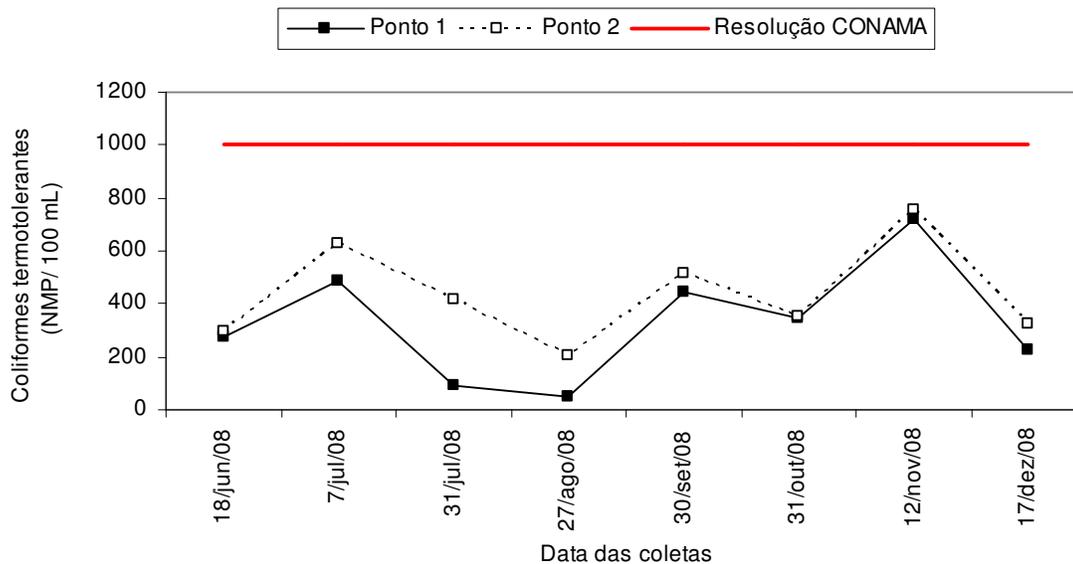
A utilização de sólidos totais como indicador de qualidade de água tem se mostrado pouco útil na prática e sua maior aplicação tem-se restringido aos cálculos do índice de qualidade da água (DERÍSIO, 2000).

A Figura 21 ilustra as oscilações dos sólidos totais nos pontos de coleta durante o monitoramento.



**Figura 21 - Sólidos totais nos pontos de coleta.**

A avaliação da qualidade da água, com base nos coliformes termotolerantes é fundamentada na Resolução 357/05 do CONAMA que estabelece um limite para Águas Doces de Classe II de até 1.000 coliformes por 100 mL em, no mínimo, 80% das amostras coletadas em um ano. Os resultados do monitoramento são apresentados na Figura 22.



**Figura 22 - Coliformes termotolerantes nos pontos de coleta.**

Observa-se que, durante o período de junho a dezembro de 2008, as concentrações de coliformes termotolerantes mantiveram-se dentro do limite estipulado pela

legislação. As médias foram de 330,64 e 435,96 NMP/ 100 mL para os Pontos 1 e 2, respectivamente.

A qualidade da água foi inferior no P2, área rural, em todos os eventos de coleta. Valores elevados de coliformes em áreas rurais, podem estar associados aos dejetos de animais levados aos corpos d'água pelo escoamento superficial, visto que este parâmetro está relacionado, segundo Sperling (1996), à contaminação fecal por animais de sangue quente.

Evarini (2008) avaliou a contaminação das águas na microbacia do rio Cascavel entre 2007 e 2008 e encontrou valores médios de 297,32 NMP/ 100 mL para o ponto localizado no meio rural, 630,92 NMP/ 100 mL para o meio urbano e 118,46 NMP/ 100mL para a saída do lago municipal.

Bischoff, Assumpção e Moura (2009) avaliaram as concentrações de coliformes fecais no rio Cascavel entre o período de setembro/2006 a março/2007 e os resultados indicaram que, das 21 amostras analisadas, apenas 57,2% estavam em conformidade com a legislação ambiental. Os autores atribuíram estes valores aos despejos de origem doméstica, o que não pode ser afirmado neste estudo, visto que os maiores valores desta variável foram encontrados na área rural.

## 6 CONCLUSÕES

1. O déficit de oxigênio dissolvido pôde ser utilizado em substituição ao IQA-CETESB, no monitoramento da microbacia do rio Cascavel;
2. O IQA mostrou-se um bom indicador da qualidade de água, expressando adequadamente a perda progressiva da qualidade do P1 (montante) em direção ao P2 (jusante);
3. Com base no IQA-CETESB, a água do rio Cascavel foi classificada como de “Boa” qualidade;
4. O IQA não obteve relação com a vazão d’ água da microbacia;
5. A qualidade de água da microbacia do rio Cascavel, com exceção do nitrogênio total, atendeu aos requisitos estipulados pela Resolução 357/05 do CONAMA.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Recomenda-se a continuidade do monitoramento da microbacia do rio Cascavel, a fim de avaliar o comportamento das variáveis físico-químicas e microbiológicas, que são extremamente sensíveis ao uso e ocupação do solo, ao regime hidrológico e, sobretudo, aos padrões de qualidade estabelecidos pela legislação.

O déficit de oxigênio dissolvido mostrou-se um indicador rápido, prático e econômico para a avaliação da qualidade da água na microbacia do rio Cascavel; entretanto, a sua utilização em outras bacias deve ser avaliada.

É importante que pesquisas futuras monitorem a qualidade da água por um período mínimo de um ano, em que se possa estabelecer o comportamento sazonal do IQA e o D, e verificar se estes indicadores são influenciados pela temperatura e precipitação inerentes às estações do ano. Sugere-se que a frequência de amostragem seja consideravelmente mais intensa no período chuvoso, quando são observadas as maiores variações na qualidade da água.

A interferência do uso e ocupação do solo será melhor avaliada, caso a pesquisa abranja mais pontos de monitoramento no rio Cascavel.

Em linhas gerais, recomenda-se como um preceito a ser seguido a afirmação de Sperling (2001), que salienta que o monitoramento de poucos parâmetros com coletas frequentes é mais efetivo do que o monitoramento de muitos parâmetros com coletas esparsas.

Deve-se dedicar especial atenção no monitoramento das fontes de nutrientes na microbacia, principalmente ao fósforo e ao nitrogênio, visto que este último excedeu o padrão de qualidade da Resolução 357/05 do CONAMA.

Embora os resultados numéricos do IQA possam sofrer contestações, o seu uso como indicador propiciou a comparação do grau de poluição entre pontos amostrais com bons resultados.

A avaliação do IQA deve ser realizada, complementarmente às análises individuais dos parâmetros que o compõem. Como limitação, observou-se que mesmo em meses em que o nitrogênio total excedeu aos padrões da Resolução 357/05 do CONAMA, a sua classificação foi considerada como de Boa qualidade.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington, DC: APHA, 1998.

ANDRADE, Eunice M. de et al. Seleção dos indicadores de qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p.683-690, dez. 2007.

ANIDO, Noemi Mabel Rodríguez. **Caracterização hidrogeológica de uma microbacia experimental visando identificar indicadores de monitoramento ambiental**. 2002. 69 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

ARZUA, Luciana Sicupira. **Licenciamento ambiental**: Programa de Treinamento Novas Tendências Profissionais. Paraná: FEAPAR, 2004.

ATTANASIO, Cláudia Mira. **Planos de manejo integrado de microbacias hidrográficas com uso agrícola : uma abordagem hidrológica na busca da sustentabilidade**. 2004. 206 f. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luíz de Queiróz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004. Disponível em: <<http://dedalus.usp.br:4500/ALEPH/POR/USP/USP/DEDALUS/FULL/1415313>>. Acesso em: 20 maio 2009.

BASTOS, Ivan César de Oliveira. **Avaliação do índice de qualidade de água no Ribeirão Capim, Médio Rio Doce, MG**. 2007. 110 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Saneamento Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2007.

BIBIAN, João Paulo Rambelli. **Caracterização hidrogeoquímica da microbacia de drenagem do córrego Barra Bonita, São Paulo**. 2007. 196 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Ciências, Centro de Energia Nuclear Na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007. Disponível em: <<http://dedalus.usp.br:4500/ALEPH/POR/USP/USP/DEDALUS/FIND-ACC/3069249>>. Acesso em: 20 maio 2009.

BILICH, Mariana Rolim; LACERDA, Marilusa Pinto Coelho. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento. **In: XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, 2005, Goiânia. **Anais...** . Goiânia: INPE, 2005. p. 2059 - 2065.

BISCHOFF, Jair; ASSUMPÇÃO, Rosangela A. B.; MOURA, Alexandre C. de. Monitoramento físico-químico e microbiológico da água do Rio Cascavel durante o período de 2003 a 2006. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 76, n. 1, p.17-22, 2009.

BOLLMANN, Harry Alberto; EDWIGES, Thiago. Avaliação da qualidade das águas do rio Belém, Curitiba-PR, com o emprego de indicadores quantitativos e perceptivos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, RJ, v. 13, n. 4, p.443-452, dez. 2008. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S141341522008000400013&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S141341522008000400013&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 12 jan. 2009.

BRAILE, Pedro Marcio; CAVALCANTI, José Eduardo W. A.. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: Cetesb, 1993. 764 p.

BRASIL. **Resolução CONAMA n. 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação e enquadramento dos corpos de água. Brasília, DF, 2005. Disponível em: <<http://www.crq4.org.br/downloads/resolucao357.pdf>>. Acesso em: 17 fevereiro 2007.

BRASIL. **Lei n. 9433, de 08 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do artigo 21 da CF, e altera o artigo 1 da Lei 8.001 de 13.03.1990 que modificou a Lei 7.990, de 28.12.1989. Brasília, DF, 1997. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/CCIVIL/leis/L9433.htm>>. Acesso em 17 fevereiro 2007.

BUENO, Lara F.; GALBIATTI, João A.; BORGES, Maurício J.. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde – Conchal - SP. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p.742-748, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/eagri/v25n3/28070.pdf>>. Acesso em: 16 nov. 2008.

CÂMARA, Carla Daniela. **Critério e indicadores para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas**. 2004. 190f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. Disponível em: <<http://dedalus.usp.br:4500/ALEPH/POR/USP/USP/DEDALUS/FULL/1425775?>>. Acesso em: 20 maio 2009.

CARVALHO, Adriana Rosa; SCHLITTLER, Flávio Henrique Mingante; TORNISIELO, Valdemar Luiz. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físico-químicos da água. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n., p.618-622, 2000. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-4042200000500009&script=sci\\_pdf&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-4042200000500009&script=sci_pdf&tlng=pt)>. Acesso em: 12 fev. 2009.

CARVALHO, Cornélio Freitas; FERREIRA, Adalberto Luiz; STAPELFELDT, Frank. Qualidade das águas do ribeirão Ubá-MG. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 57, n. 3, p.165-172, 2004. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0370-44672004000300005&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0370-44672004000300005&script=sci_arttext)>. Acesso em: 11 fev. 2008.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. 1 ed. São Paulo, SP. CETESB, 1987.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Índice de qualidade das águas**. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice\\_iap\\_iqu.asp](http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iap_iqu.asp)>. Acesso em: 13 fevereiro 2008

COVATTI, Joane Aura Cechet. **Caracterização quali-quantitativa da água do rio Cascavel**. 2006. 124 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós Graduação em Engenharia Agrícola, Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2006.

COX, B. A.. A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers. **The Science Of The Total Environment**, UK, p. 314-316. oct. 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V78-48CFSHJ-H/1/b6c1937a7f28aa8b1ad848f06633e5fc>>. Acesso em: 22 mar. 2008.

CUNHA, Cynara de Lourdes da Nóbrega; FERREIRA, Aldo Pacheco. Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 8, p.1715-1715, 2006. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0102-311X2006000800020](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2006000800020)>. Acesso em: 08 nov. 2008.

CREPALLI, Mauro da Silva. **Qualidade da água do Rio Cascavel**. 2007. 77 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Engenharia Agrícola, Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.

DERÍSIO, José Carlos. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 2. ed. São Paulo: Signus Editora, 2000. 164 p.

DIAS, Celina Aparecida; OLIVEIRA, Dirce Martins de; RIBEIRO, Maria Lúcia. Avaliação da qualidade das águas superficiais na microbacia do rio Dourados utilizando o Índice de Qualidade das Águas IQA-NSF. In: XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2003, Curitiba. **Anais...** . Curitiba: ABRH, 2003.

DONADIO, Nicole M. M.; GALBIATTI, João A.; PAULA, Rinaldo C. de. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p.115-125, 2005. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-69162005000100013&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-69162005000100013&script=sci_arttext)>. Acesso em: 02 fev. 2009.

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

EVARINI, Janete Aparecida. **Qualidade da água do rio Cascavel por meio da determinação do déficit de oxigênio**. 2008. 77 f. Monografia (Pós-Graduação) - Curso de Gestão Ambiental e de Recursos Hídricos, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2008.

FERREIRA, Luiz Mário; IDE, Carlos Nobuyoshi. Avaliação comparativa da sensibilidade do IQA-NSF, IQA-SMITH e IQA-HORTON, aplicados ao rio Miranda, MS. In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, João Pessoa. **Anais...** . João Pessoa: Abes, 2001. p. 1 - 16. Disponível em: <[www.bvsde.paho.org/bvsaidis/saneab/brasil/iv-019.pdf](http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/saneab/brasil/iv-019.pdf)>. Acesso em: 26 maio 2009.

FERREIRA, Marcos Aparecido Chaves. **Desenvolvimento de sensores de oxigênio dissolvido utilizando métodos eletroquímicos e ópticos para monitoramento em tempo real da qualidade da água**. 2007. 154 f. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia de Sistemas Eletrônicos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

FERREIRA, José Carlos. **Potencialidades hídricas da microbacia hidrográfica do córrego do Monte Olimpo no Campus Luiz de Queiróz da Universidade de São Paulo**. 2008. 118 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agronomia, Escola Superior de Agricultura Luíz de Queiróz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

GRADELLA, Frederico Santos et al. Análise preliminar dos elementos químicos e físicos da água da bacia hidrográfica do córrego João Dias, Aquidauana, MS. In: 1º SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 2006, Campo Grande. **Anais...** . Campo Grande: INPE, 2006. p. 96 - 105

IBAMA (Brasil). **Monitoramento ambiental**. Documento produzido por Lúcia Maria Porréca. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/siucweb/guiadechefe/guia/t-1corpo.htm>>. Acesso em: 01 dez. 2000.

IOST, Caroline. **Produção de sedimentos e qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural**. 2008. 74 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Engenharia Agrícola, Departamento de Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2008.

ITAIPU BINACIONAL. Disponível em: <<http://www.itaipu.gov.br>>. Acesso em: 03 abril 2005.

JANZEN, Johannes Gerson; SCHULZ, Harry Edmar; LAMON, Antônio Wagner. Medidas da concentração de oxigênio dissolvido na superfície da água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, RJ, v. 13, n. 3, p.278-283, 2008. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522008000300006&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522008000300006&script=sci_arttext)>. Acesso em: 03 mar. 2009.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

LEONARDO, Hudson Carlos Lissoni. **Indicadores de qualidade de solo e água para a avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do Rio Passo Cue, região oeste do Estado do Paraná**. 2003. 121 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luíz de Queiróz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003. Disponível em: <<http://dedalus.usp.br:4500/ALEPH/POR/USP/USP/DEDALUS/FIND-ACC/2438975>>. Acesso em: 20 maio 2009.

LIMA, Walter de Paula; ZAKIA, Maria José Brito. Monitoramento de bacia hidrográficas em áreas florestadas. **Série Técnica Ipef**, Piracicaba, v. 10, n. 29, p.11-21, nov. 1996. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/tecnica/nr29/cap03.pdf>>. Acesso em: 20 maio 2009.

MACÊDO, Jorge Antonio Barros de. **Águas e Águas**. Juiz de Fora: Ortofarma, 2000.

MAGALHÃES, Antonio Pereira. **Indicadores ambientais e recursos hídricos: realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa**. Rio de Janeiro, RJ: Bertrand Brasil, 2007. 688 p.

MANSOR, Maria T. C.; TEIXEIRA FILHO, José; ROSTON, Denis M.. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p.715-723, 2006. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1415-43662006000300026&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662006000300026&lng=pt&nrm=iso)>. Acesso em: 02 fev. 2009.

MASAMBA, Wellington R. L; MAZVIMAVI, Dominic. Impact on Water Quality of Land Uses along Thamalakane-Boteti River; an Outlet of the Okavango Delta. **Physics and Chemistry of the Earth**, Parts A/B/C In Press, Accepted Manuscript. 2008. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6X1W-4SXYG05-1/1/2717242e2ce6c2636f2b7c012a4f06>>. Acesso em: 06 jun. 2007.

MOCCELLIN, Juliana. **A microbacia do rio Jacupiranguinha como unidade de estudo para a sustentabilidade dos recursos hídricos no Baixo Ribeira de Iguape - SP**. 2006. 135 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006. Disponível em: <<http://dedalus.usp.br:4500/ALEPH/POR/USP/USP/TES/FULL/1514676?>>. Acesso em: 20 maio 2009.

MOTA, Suetônio. **Preservação e Conservação de Recursos Hídricos**. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

MOREIRA, Ricardo Cosme Arraes; RIBEIRO, M. A. M. Qualidade das Águas: Alternativas para o abastecimento do Distrito Federal. In: ASSOC. BRAS. QUÍM., 2001, São Paulo, v. 50, n. 1, p. 8-13, **Anais...** . São Paulo: 2001. p. 8 - 13.

MOSCA, Andreia Arruda de Oliveira. **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental do manejo de florestas plantadas**. 2003. 101 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luíz de Queiróz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003. Disponível

em: <<http://dedalus.usp.br:4500/ALEPH/POR/USP/USP/TES/FULL/1322024?>>. Acesso em: 20 maio 2009.

NEVES, Cesar Das; THOMAZ, Fernanda Rocha. **Seleção de projetos de esgotamento sanitário: Caso da Paraíba do Sul (Sub-Região A)**. Disponível em: <[http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENESEP1999\\_A0066.PDF](http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENESEP1999_A0066.PDF)>. Acesso em: 03 mar. 2009.

ODUM, Eugene P.. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988. 434 p.  
OTT, Wayne R.. **Environmental indices: theory and practice**. Michigan: Ann Arbor Science, 1978. 371 p.

PARK, Seok S.; NA, Yumee; UCHRIN, Christopher G.. An oxygen equivalent model for water quality dynamics in a macrophyte dominated river. **Ecological Modelling**, p.1-12, 2003.

PESCE, Silvia F.; WUNDERLIN, Daniel A.. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquia River. **Water Research**, v. 34, n. 11, p.2915-2926, 2000. Disponível em: <[http://www.sciencedirect.com/science?\\_ob=ArticleURL&\\_udi=B6V73-40917BX-8&\\_user=687375&\\_orig=Udi=B6W87-4P5RM181&\\_fmt=high&\\_coverDate=08%2F01%2F2000&\\_rdoc=1&\\_orig=article&\\_acct=C000037938&\\_version=1&\\_urlVersion=0&\\_userid=687375&md5=ca3f6f979083cdbc03fff7e1a005d66](http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6V73-40917BX-8&_user=687375&_orig=Udi=B6W87-4P5RM181&_fmt=high&_coverDate=08%2F01%2F2000&_rdoc=1&_orig=article&_acct=C000037938&_version=1&_urlVersion=0&_userid=687375&md5=ca3f6f979083cdbc03fff7e1a005d66)>. Acesso em: 06 mar. 2008.

PINHEIRO, Mariana R. C et al. Avaliação da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Macaé e aplicação do Índice de Qualidade da Água. **In: II Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste**, 2008, Rio de Janeiro, RJ. Disponível em: <[http://web0.cefetcampos.br/observatorioambiental/publicacoes-cientificas/mjhh/...%20RJ\\_2008.pdf/view](http://web0.cefetcampos.br/observatorioambiental/publicacoes-cientificas/mjhh/...%20RJ_2008.pdf/view)>. Acesso em: 25 julho 2008.

PISSARRA, Teresa Cristina Tarlé. **Avaliação quantitativa das características geomórficas de microbacias hidrográficas de 1ª ordem de magnitude em quatro posições do sistema de drenagem**. 1998. 124 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Produção Vegetal, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1998.

PNMA II - PROGRAMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE II. **Monitoramento da qualidade da água como instrumento de controle ambiental e gestão de recursos hídricos no Estado de Pernambuco**. Recife, PE, 2003. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/pnma2/qualidade-agua/capa.pdf>>. Acesso em 19 set. 2007.

PNMA II - PROGRAMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE II. **Sistema de Cálculo da Qualidade da Água (SCQA): Estabelecimento de Equações do Índice de Qualidade da Água (IQA)**. Belo Horizonte, MG, 2005.

ROCHA, José Sales Mariano da. **Manual de manejo integrado de bacias hidrográficas**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 1991.

SÁNCHEZ, Enrique et al. Use of the water quality index an dissolved oxygen deficit as simple indicator of watersheds pollution. **Ecological Indicator**, Sevilla, Feb. 2006. Disponível em: <<http://www.elsevier.com/locate/ecolind>>. Acesso em: 11 abr. 2006.

SARDINHA, Diego de Souza et al . Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, set. 2008. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522008000300013&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522008000300013&lng=pt&nrm=iso)>. Acesso em: 12 nov. 2008.

SILVA, Ana Lucia. **A utilização do modelo WinHSPF no estudo de cargas difusas de poluição da bacia do Ribeirão da Estiva, SP.** 2003. 153 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003. Disponível em: <<http://dedalus.usp.br:4500/ALEPH/POR/USP/USP/DEDALUS/FULL/1366787?>>. Acesso em: 20 maio 2009.

SILVA, Gilberto Silvério da; JARDIM, Wilson de F.. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia-SP. **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 4, 2006. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-40422006000400012&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422006000400012&lng=pt&nrm=iso)>. Acesso em: 06 julho 2008.

SOUZA, Maria Beatriz Gomes e; SPERLING, Eduardo Von. Uso do zooplâncton como indicador de qualidade de água - estudo de caso da bacia do rio Araguari (MG). In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** . Campo Grande: ABES, 2005. p. 18 - 23.

SOUZA, Marcos. L. P; BLEY JUNIOR, Cícero. **Manual Técnico do Programa Cultivando Água Boa:** adequação ambiental da propriedade agrícola no âmbito da microbacia hidrográfica. Curitiba: Terra Consultoria Agrônômica, 2006.

SPERLING, Marcos Von. **Introdução a Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental: UFMG, 1996.

SPERLING, Eduardo Von. Monitoramento simplificado de mananciais superficiais. In: 21. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2001, João Pessoa-PB. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa : ABES, 2001.

STAMBUK-GILJANOVIC, Nives. Water Quality Evaluation by Index in Dalmatia. **Water Research**, [S.L.], v. 33, n.16, p. 3423-3440. 1999. Disponível em: <[http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V73-3XH3VTW-6/1/ad4f354d6\\_b40d7c9c047113e8d92c016](http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V73-3XH3VTW-6/1/ad4f354d6_b40d7c9c047113e8d92c016)>. Acesso em: 03 mar. 2008.

TOLEDO, Luís Gonzaga de; NICOLELLA Gilberto. Índice de Qualidade de Água em microbacia sob agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**. Piracicaba, v. 59, n.1, p. 181-186, mar. 2002. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0103-90162002000100026&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162002000100026&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 15 out. 2008.

TOLEDO, Luís Gonzaga de. Monitoramento dos impactos ambientais das atividades agrícolas na qualidade das águas superficiais. In: **Simpósio Nacional sobre o uso da água na agricultura**, 2004, Passo Fundo. Disponível em: <[http://www.upf.br/coaju/download/Dr\\_Luis\\_Gonzaga\\_Toledo.pdf](http://www.upf.br/coaju/download/Dr_Luis_Gonzaga_Toledo.pdf)>. Acesso em: 30 mar. 2008.

TOSIN, Gladis Aparecida Sandi. **Caracterização física do uso e ocupação da bacia hidrográfica do rio Cascavel.** 2005. 60 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Engenharia Agrícola, Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2005.

TUCCI, Carlos E. M.; HESPANHOL, Ivanildo; NETTO, Oscar de M. Cordeiro. **Gestão da água no Brasil.** Unesco: Brasília, 2001.

TUNDISI, José Galizia. Recursos Hídricos. In: 3ª CONFERÊNCIA NACIONAL DE C,T&I. 2005, Brasília. **Seminários Temáticos.** Disponível em: <<http://www.cgee.org.br/atividades/redirect.php?idProduto=2031>>. Acesso em 05 fev. 2009.

VALENTE, José Pedro Serra; PADILHA, Pedro Magalhães; SILVA, Assunta Maria Marques. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/ Botucatu - SP. **Eclética Química**, São Paulo, v. 22, 1997. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-46701997000100005&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-46701997000100005&lng=pt&nrm=iso)>. Acesso em 20 maio 2009.

WANG, H. et al. Dissolved oxygen dynamics of streams draining an urbanized and an agricultural catchmen. **Ecological Modelling**, p. 145-161. Feb. 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VBS-47GY85S-3/1/dce207f6d357fb01233e14a59139b4c9>>. Acesso em: 03 mar. 2008.

WETZEL, Roberto G.. **Limnology**. 2. ed. Philadelphia: Saunders College Publishing, 1983. 767 p.

WILLIAMS, Richard J et al. Temporal and small-scale spatial variations of dissolved oxygen in the Rivers Thames, Pang and Kennet, UK. **The Science of the Total Environment**, UK, p. 497-510. May 2000. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V78-40CJYS8-15/1/7c175d1c f0eef745270ba5c49e1f459c>>. Acesso em: 06 mar. 2008.

WOLFF, Luciano Lazzarini et al. Caracterização da ictiofauna do Rio Cascavel - Parque Municipal das Araucárias - Guarapuava/PR e do Rio Bonito – Turvo/PR. In: **VII Congresso de Ecologia do Brasil**, 2005, Caxambu/MG. Disponível em: <<http://www.seb-ecologia.org.br/viiceb/resumos/9a.pdf>>. Acesso em: 20 maio 2009.

ZUCCARI, Maria Lucia. **A bacia Hidrográfica como unidade de gerenciamento e planejamento**. Disponível em: <[www.abagrp.cnpm.embrapa.br/areas/hidrografia.htm](http://www.abagrp.cnpm.embrapa.br/areas/hidrografia.htm)>. Acesso em: 20 nov. 2008.