

7.5 Qualidade das Águas

7.5.1 Águas superficiais

7.5.1.1 Atual classificação dos corpos d'água

Para subsidiar o controle da qualidade das águas de superfície no território nacional, foi editada a Portaria MINTER nº GM 0013, em 15/01/76, que regulamentou a classificação dos corpos d'água superficiais, de acordo com padrões de qualidade e de emissão para efluentes líquidos.

No Estado de São Paulo, a classificação das águas interiores é dada pelo Decreto Estadual nº 8.468, de 08 de setembro de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Nele consta a classificação das águas interiores situadas no território do Estado, segundo os usos preponderantes, e os padrões de emissão de efluentes líquidos de qualquer natureza.

O enquadramento dos corpos d'água do Estado de São Paulo foi estabelecido pelo Decreto nº 10.755 de 22/11/77.

Em 1986, a Portaria GM 0013 foi substituída pela Resolução nº 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, a qual estabelece nova classificação para as águas doces, bem como para as águas salobras e salinas do Território Nacional. São definidas nove classes, segundo os usos preponderantes a que se destinam. As águas doces são distribuídas em cinco classes, com a seguinte redação:

“**Art. 1º** - São classificadas, segundo seus usos preponderantes, em nove classes, as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional :

ÁGUAS DOCES

I - Classe Especial - águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção.
- b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.

II - Classe 1 - águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho);
- d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;
- e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

III - Classe 2 - águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;

- c) à recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho);
- d) à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;
- e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

IV - Classe 3 - águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à dessedentação de animais.

V - Classe 4 - águas destinadas:

- a) à navegação;
- b) à harmonia paisagística;
- c) aos usos menos exigentes.”

O fato de um trecho de rio estar enquadrado em determinada classe não significa, necessariamente, que esse seja o nível de qualidade que apresenta, mas sim aquela que se busca alcançar ou manter ao longo do tempo.

Os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 20/86 são mais restritivos que os fixados pelo Decreto Estadual 8.468. Há a necessidade de adequação da legislação estadual à legislação federal, requerendo uma reavaliação do enquadramento dos corpos d'água do Estado, frente à classificação estabelecida pela Resolução CONAMA 20/86.

Embora guardando diferenças, as classes consideradas das duas legislações foram correlacionadas pela CETESB (1997), conforme o QUADRO 7.70.

QUADRO 7.70: Correlação entre as classes dos corpos d'água (CETESB 1997).

Decreto 8.468/76	CONAMA 20/86
1	Especial (*) e 1
2	2
3	3
4	4

(*) São considerados os limites estabelecidos para a classe 1, já que a classe especial do CONAMA 20/86 só estabelece a condição de ausência de coliformes fecais.

O Decreto Estadual nº 10.755 enquadrando os corpos d'água nas classes previstas no Decreto nº 8.468/76, com os seguintes enquadramentos na área da UGRHI Turvo/Grande:

“DECRETO Nº 10.755 - DE 22 DE NOVEMBRO DE 1977

Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas.

1. Corpos de Água Pertencentes à Classe 1

Não há corpos de água pertencentes à Classe 1 nesta bacia.

2. Corpos de Água Pertencentes à Classe 2

Pertencem à Classe 2 todos os corpos de água, exceto os alhures desta bacia aqui classificados.

3. Corpos de Água Pertencentes à Classe 3

Pertencem à Classe 3, os seguintes corpos de água, excluídos os respectivos efluentes e fornecedores, salvo quando expressamente indicados nas alíneas.

Da Bacia do Rio Turvo

- a)** Córrego da Lagoa até a confluência com o Ribeirão da Onça, no município de Cândido Rodrigues;
- b)** Córrego Mata Negra à jusante da captação de água de abastecimento para Nova Granada até a confluência com o Rio Turvo, no município de Nova Granada;
- c)** Ribeirão Grande desde a confluência com o Rio Turvo, no município de Colônia Nova até a confluência com o Rio São Domingos, no município de Uchoa;
- d)** Ribeirão Jataí desde a confluência com o Córrego da Goiaba até a confluência com o Córrego Peroba, no município de Tanabi;
- e)** Ribeirão da Onça até o ponto da divisa da 6ª com a 8ª Região Administrativa do Estado de São Paulo;
- f)** Rio São Domingos desde a confluência com o Ribeirão Grande até a confluência com o Rio Turvo, na divisa dos municípios de Uchoa e Tabapuã;
- g)** Rio Preto desde a confluência com o Ribeirão Barra Grande até a confluência com o Ribeirão Cachoeira, no município de Tanabi;
- h)** Rio Turvo desde a confluência com o Córrego da Divisa até a confluência com o Córrego Água Limpa, no município de Bebedouro.

4. Corpos de Água Pertencentes à Classe 4

Pertencem à Classe 4, os seguintes corpos de água, excluídos os respectivos afluentes e formadores, salvo quando expressamente indicados nas alíneas.

Da Bacia do Rio Grande - Vertente Parcial

- a)** Córrego da Aldeia até a confluência com o Córrego das Pedras, no município de Fernandópolis;
- b)** Córrego Boa Vista, afluente do Córrego Marinheirinho, no município de Votuporanga;
- c)** Córrego Marinheirinho desde sua confluência com o Córrego Barro Preto até a confluência com o Ribeirão Marinnheiro, no município de Votuporanga;
- d)** Córrego Rodrigues até sua confluência com o Córrego Pedregulho, no município de Pedregulho;
- e)** Córrego Santa Rita até sua confluência com o Rio Grande, no município de Igarapava;
- f)** Ribeirão Marinho até sua confluência com o Córrego Macaúba, na divisa dos municípios de Votuporanga e Pedranópolis;

- g) Ribeirão Santa Rita até sua confluência com o Córrego Macaco, na divisa dos municípios de Fernandópolis e Estrela d'Oeste;
- h) Rio do Carmo à jusante da captação de água de abastecimento para Ituverava até sua confluência com o Rio Grande, na divisa dos municípios de Aramina e Miguelópolis.

Da Bacia do Rio Turvo

- a) Córrego Bela Vista até sua confluência com o Ribeirão Tabarana, no município de Pirangi;
- b) Córrego dos Meios até a confluência com o Córrego do Barreiro, no município da Taiúva;
- c) Córrego Olhos d'Água, desde sua confluência com o Córrego Matadouro até a confluência com o Rio da Cachoeirinha, no município de Olímpia;
- d) Córrego Piedade, afluente do Rio Turvo, no município de São José do Rio Preto;
- e) Córrego São José do Taiaçu a partir da confluência com o Córrego Santana até a confluência com o Rio Turvo, no município de Taiaçu;
- f) Córrego dos Simões até a confluência com o Córrego Bela Vista, no município de Pirangi;
- g) Córrego Taquaral até sua confluência com o Córrego Bela Vista, no município de Pirangi;
- h) Ribeirão dos Mendes, desde a confluência com o Córrego São Pedro, na altura da cota 530 m, até sua confluência com o Ribeirão da Onça, no município de Fernando Prestes;
- i) Rio da Cachoeirinha até a divisa da 6ª com a 8ª Região Administrativa do Estado de São Paulo;
- j) Rio Preto, desde sua confluência com o Córrego Piedade até a confluência com o Ribeirão Barra Grande, na divisa dos municípios de São José do Rio Preto e Mirassolândia;
- k) Rio São Domingos até sua confluência com o Ribeirão Grande, no município de Uchoa;
- l) Rio Turvo, da sua nascente até a confluência com o Córrego da Divisa, no município de Monte Alto.”

No DESENHO 9, os corpos de água da UGRHI 15 são diferenciados por meio de código de cores, segundo sua classe, constante no Decreto Estadual nº 10.755

7.5.1.2 Rede de monitoramento da Qualidade das Águas

A Lei Estadual nº 118, promulgada em 29/06/73, que autorizou a constituição da Cetesb – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, em seu Artigo 2.º, Inciso VI, dá-lhe a atribuição de manter sistema de informação e divulgar dados de interesse da engenharia sanitária

e da poluição das águas, de forma a ensinar o aperfeiçoamento de métodos e processos para estudos e projetos, execução, operação e manutenção de sistemas.

Com este intuito, em fins de 1974, deu-se início à operação da Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, com a seleção de 47 pontos de amostragens. Desde então, em busca de melhor representatividade e em atendimento às necessidades inerentes aos programas de controle da poluição das águas desenvolvidos pela Cetesb, várias modificações foram introduzidas, tendo-se alterado o número de pontos de amostragem, as frequências das coletas e os parâmetros analisados.

A UGRHI-15 apresenta sete pontos de amostragem (QUADRO 7.71).

QUADRO 7.71: Descrição dos Pontos de Amostragem.

PONTO DE AMOSTRAGEM	CORPO D'ÁGUA	LOCALIZAÇÃO
01SP15PE2020	Reservatório do Rio Preto	Captação da ETA de São José do Rio Preto
00SP15PE2500	Rio Preto	Ponte na rodovia que liga Américo dos Campos a Palestinos
00SP15TU2250	Rio Turvo	Ponte na rodovia que liga São José do Rio Preto a Barretos
00SP15TU2500	Rio Turvo	Fazenda Santo Mauro, na divisa de Nova Granada e Icém
00SP15RO2036	Ribeirão da Onça	Ponte na rodovia que liga Catanduva a Bebedouro
00SP15D4040	Rio São Domingos	Ponte na Rua J. Zancaner, em Catiguá
00SP15RG9100	Rio Grande	Ponte na rod BR-153, à jusante da Usina Hidroelétrica de Marimbondo

No DESENHO 9 apresenta-se um mapa da UGRHI Turvo/Grande com a localização dos pontos de amostragem.

7.5.1.3 Índice de qualidade das águas - IQA

Atualmente a Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores Superficiais no Estado de São Paulo, mantida pela Cetesb, analisa, com frequência bimestral, 33 parâmetros físicos, químicos e microbiológicos de qualidade nos sete pontos de amostragens presentes na UGRHI Turvo/Grande, sendo estes apresentados no QUADRO 7.72.

Quando da necessidade de estudos específicos de qualidade de água em determinados trechos de rios ou em reservatórios, com vistas a diagnósticos mais detalhados, outros parâmetros podem vir a ser analisados, tanto em função do uso e ocupação do solo na bacia contribuinte, atuais ou pretendidos, quanto pela ocorrência de alguma irregularidade ou eventualidade na área em questão.

Com o intuito de facilitar a interpretação das informações de qualidade de água de forma abrangente e útil, para especialistas ou não, a Cetesb, a partir de um estudo realizado em 1970 pela “National Sanitation Foundation” dos Estados Unidos, adaptou-se e desenvolveu o Índice de Qualidade das Águas, tendo como determinante principal a utilização das mesmas para abastecimento público.

A criação do IQA baseou-se numa pesquisa de opinião feita junto a especialistas em qualidade de águas, que indicaram os parâmetros a serem medidos, o peso relativo dos mesmos e a condição com que se apresenta cada parâmetro, segundo uma escala de valores “rating”. Dos

5 parâmetros indicadores de qualidade de água inicialmente propostos foram selecionados 9. Para estes, a critério de cada profissional, foram estabelecidas curvas de variação da qualidade das águas de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro.

QUADRO 7.72: Parâmetros analisados no monitoramento da qualidade das águas.

Temperatura da água	Turbidez
Temperatura do ar	Condutividade Específica
PH	Coloração da Água
Oxigênio Dissolvido (OD)	Surfactantes
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Fenol
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Cloreto
Coliformes Totais	Ferro Total
Coliformes Fecais	Manganês
Nitrogênio Total	Bário
Nitrogênio Nitrato	Cádmio
Nitrogênio Nitrito	Chumbo
Nitrogênio Amoniacal	Cobre
Nitrogênio Kjeldahl Total	Cromo Total
Fósforo Total	Níquel
Ortofósforo Solúvel	Mercúrio
Resíduo Total	Zinco
Resíduo Não Filtrável	

O IQA é determinado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros: Temperatura da Amostra, pH, Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio (5 dias, 20° C), Coliformes Fecais, Nitrogênio Total, Fósforo Total, Resíduo Total e Turbidez. A seguinte fórmula é utilizada:

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

Onde:

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

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

$$\sum_{i=1}^n W_i = 1$$

Em que:

n – número de parâmetros que entram no cálculo.

No caso de não se dispor do valor de algum dos 9 parâmetros, o cálculo do IQA é inviabilizado.

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas que, indicada pelo IQA numa escala de 0 a 100, é classificada para abastecimento público, segundo a seguinte gradação:

- 80 – 100: Qualidade Ótima
- 52 – 79: Qualidade Boa
- 37 – 51: Qualidade Aceitável
- 20 – 36: Qualidade Ruim
- 0 – 19: Qualidade Péssima

7.5.1.3.1 IQA 20%

No Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo é definida a média aritmética anual do IQA como sendo a soma de todos os valores observados ao longo do ano, dividida pelo número de observações efetuadas, caracterizando assim, que 50% do tempo a qualidade se manteve igual ou superior a esse valor médio. De maneira a se obter um valor mais restritivo para estimar as características populacionais do IQA ao longo do ano, determinou-se o IQA 20%, que representa o limite inferior da qualidade de um corpo d'água, em que durante 80% do tempo a qualidade de suas águas se mantém igual ou superior àquela indicada pelo valor do IQA 20%.

7.5.1.3.2 Significado sanitário dos parâmetros de qualidade de água selecionados

Segundo CETESB (1996b), o significado sanitário dos parâmetros de qualidade de água selecionados podem ser expressos como a seguir:

a) Parâmetros utilizados para cálculo do IQA:

Temperatura: Variações de temperatura são partes do regime climatológico normal, e corpos d'água naturais apresentam variações sazonais e diurnas como estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como: latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade.

A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais (indústrias canaveiras, por exemplo) e usinas termoeletricas.

A temperatura desempenha um papel principal de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de parâmetros físico-químicos. Em geral, à medida que a temperatura aumenta de 0 a 30 °C, a viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam as solubilidades com a elevação da temperatura. Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação do ovo.

Potencial Hidrogeniônico (pH): Este, por definir o caráter ácido, básico ou neutro de uma solução, deve ser considerado, pois os organismos aquáticos estão geralmente adaptados às

condições de neutralidade e, em consequência, alterações bruscas do pH de uma água podem acarretar o desaparecimento dos seres presentes na mesma. Valores fora das faixas recomendadas podem alterar o sabor da água e contribuir para a corrosão do seu sistema de distribuição ocorrendo, com isso, uma possível extração do ferro, cobre, chumbo, zinco e cádmio, além de dificultar a descontaminação das águas.

Oxigênio Dissolvido (OD): Uma adequada provisão de oxigênio dissolvido é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais e estações de tratamento de esgotos. Através de medição do teor de oxigênio dissolvido, os efeitos de resíduos oxidáveis sobre águas receptoras e a eficiência do tratamento dos esgotos, durante a oxidação bioquímica, podem ser avaliados. Os níveis de oxigênio dissolvido também indicam a capacidade de um corpo d'água natural manter a vida aquática.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): A DBO de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A DBO é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação de 20 °C. É frequentemente usada e referida como DBO_{5,20}.

Os maiores aumentos em termos de DBO, num corpo d'água, são provocados por dejetos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir à completa eliminação do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática.

Um elevado valor da DBO pode indicar um incremento da micro-flora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, além de produzir sabores e odores desagradáveis e, ainda, pode obstruir os filtros de areia utilizados nas estações de tratamento de água.

Pelo fato da DBO somente medir a quantidade de oxigênio consumido num teste padronizado, não indica a presença de matéria não biodegradável, nem leva em consideração o efeito tóxico ou inibidor de materiais sobre a atividade microbiana.

Coliformes: As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal. O grupo coliforme é formado por um número de bactérias que inclui os gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Enterobactéria* e *Enterobactéria*. Todas as bactérias coliformes são gran-negativas manchadas, de hastes não esporuladas que estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo.

As bactérias coliformes fecais reproduzem-se ativamente a 44,5 °C e são capazes de fermentar o açúcar.

O uso da bactéria coliforme fecal para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo que o uso da bactéria coliforme "total", porque as bactérias fecais estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente.

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.

Nitrogênio Total – (amônia, nitrato, nitrito e nitrogênio orgânico): É constituinte essencial da proteína em todos os organismos vivos e está presente em muitos depósitos minerais na forma de Nitrato. O Nitrogênio na matéria orgânica sofre trocas do complexo protéico de aminoácidos para amônia, nitrito e nitrato.

A concentração total de Nitrogênio é altamente importante considerando-se os aspectos tópicos do corpo d'água. Em grandes quantidades o Nitrogênio contribui como causa da metemoglobinemia infantil ("blue baby").

Fosfato Total: Altas concentrações de fosfatos na água estão associadas com a eutrofização da mesma, provocando o desenvolvimento de algas ou outras plantas aquáticas desagradáveis em reservatórios ou águas paradas.

Resíduo Total: Os sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem se sedimentar no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos, ou também danificar os leitos de desova de peixes. Os sólidos podem reter bactérias e resíduos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia. Altos teores de sais minerais, particularmente sulfato e cloreto, estão associados à tendência de corrosão em sistemas de distribuição, além de conferir sabor às águas.

Turbidez: Alta turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas. Além disso, afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreativo de uma água.

b) Parâmetros Tóxicos:

Metais: Ocorrem naturalmente, em condições hídricas, em concentrações baixas, sendo que o aumento das mesmas é provocado, principalmente, por despejos de origem industrial e uso de fertilizantes e praguicidas.

Bário: Em geral, ocorre nas águas naturais em concentrações muito baixas, de 0,7 a 900 µg/L. É normalmente utilizado nos processos de produção de pigmentos, fogos de artifício, vidros e praguicidas. A ingestão de bário em doses superiores às permitidas pode causar desde um aumento transitório da pressão sangüínea, por vasoconstrição, até sérios efeitos tóxicos sobre o coração, vasos e nervos, sendo que até hoje não foi comprovado seu efeito cumulativo.

Chumbo: Dissolvido em águas superficiais naturais os seus teores geralmente encontram-se em quantidades baixas. A queima de combustíveis fósseis é uma das principais fontes, além da sua utilização como aditivo anti-impacto na gasolina. O chumbo e seus compostos também são utilizados em eletrodeposição, metalurgia, materiais de construção, plásticos, tintas, etc.

O chumbo é uma substância tóxica cumulativa. Uma intoxicação crônica por este metal pode levar a uma doença denominada saturnismo, que ocorre, na maioria das vezes, em trabalhadores expostos ocupacionalmente. Outros sintomas de exposição contínua ao chumbo, quando o efeito ocorre no sistema nervoso central, são: tontura, irritabilidade, dor de cabeça, perda de memória, entre outros.

Quando o efeito ocorre no sistema periférico o sintoma é a deficiência dos músculos extensores. A toxicidade do chumbo, quando aguda, é caracterizada pela sede intensa, sabor metálico, inflamação gastro-intestinal, vômitos e diarreias.

Cobre: As concentrações de cobre em águas superficiais são, normalmente, bem menores que 20 µg/L. As fontes de cobre para o meio ambiente incluem corrosão de tubulações de latão por águas ácidas, efluentes de estações de tratamento de esgotos, uso de compostos de cobre como algicidas aquáticos, escoamento superficial e contaminação da água subterrânea a partir de usos agrícolas do cobre como fungicida e pesticida no tratamento de solos e fluentes, e precipitação atmosférica de fontes industriais. As principais fontes industriais incluem indústrias de mineração, fundição e refinação. No homem, a ingestão de doses excessivamente altas pode acarretar irritação e corrosão da mucosa, danos capilares generalizados, problemas hepáticos e renais, e irritação do sistema nervoso central seguido de depressão. Entretanto, a intoxicação por cobre é muito rara.

A presença de cobre no sistema de abastecimento de água, embora não constitua um perigo para a saúde, pode interferir com os usos domésticos.

Cromo: As concentrações de cromo em água doce são muito baixas, normalmente inferiores a 1 µg/L. É comumente utilizado em aplicações industriais e domésticas, como na produção de alumínio anodizado, aço inoxidável, tintas, pigmentos, explosivos e papel fotografia. Na forma trivalente o cromo é essencial ao metabolismo humano e, sua carência, causa doenças. Na forma hexavalente é tóxico e cancerígeno. Os limites máximos são estabelecidos basicamente em função do cromo hexavalente.

Níquel: Concentrações de níquel em águas superficiais naturais podem chegar a aproximadamente 0,1 mg/L, embora concentrações de mais de 11,0 mg/L possam ser encontradas, principalmente em áreas de mineração. A maior contribuição para o meio ambiente, pela atividade humana, é queima de combustíveis fósseis.

Como contribuintes principais temos também os processos de mineração e fundição do metal, fusão e modelagem de ligas, indústrias de eletrodeposição e, como fontes secundárias, temos: fabricação de alimentos, artigos de panificadoras, refrigerantes e sorvetes aromatizados. Doses elevadas de níquel podem causar dermatites nos indivíduos mais sensíveis e afetar nervos cardíacos e respiratórios.

Mercúrio: As concentrações de mercúrio em águas doces não contaminadas estão normalmente em torno de 50 ng/L.

Entre as fontes antropogênicas de mercúrio no meio aquático destacam-se as indústrias cloro-álcali de células de mercúrio, vários processos de mineração e fundição, efluentes de estações de tratamento de esgotos, fabricação de certos produtos odontológicos e farmacêuticos, indústrias de tintas, etc.

O peixe é um dos maiores contribuintes para a carga de mercúrio no corpo humano, sendo que o mercúrio mostra-se mais tóxico na forma de compostos organo-metálicos. A intoxicação aguda pelo mercúrio, no homem, é caracterizada por náuseas, vômitos, dores abdominais, diarreia, danos nos ossos e morte. Esta intoxicação poderá ser fatal em 10 dias. A intoxicação crônica afeta glândulas salivares, rins e altera as funções psicológicas e psicomotoras.

Zinco: Em águas superficiais normalmente as concentrações estão na faixa de $< 0,001$ a $0,10$ mg/L. É largamente utilizado na indústria e pode entrar no meio ambiente através de processos naturais e antropogênicos, entre os quais destacam-se a produção de zinco primário, combustão de madeira, incineração de resíduos, produção de ferro e aço e efluentes domésticos. A água com alta concentração de zinco tem uma aparência leitosa e produz sabor metálico ou adstringente quando aquecida. O zinco, por ser um elemento essencial para o ser humano, só se torna prejudicial à saúde quando ingerido em concentrações muito altas, o que é extremamente raro. Neste caso, pode acumular-se em outros tecidos do organismo humano; isso só ocorre quando as taxas de ingestão diária são elevadas.

Fenóis: São compostos orgânicos que geralmente não ocorrem naturalmente nos corpos d'água. A presença dos mesmos, nos corpos d'água, se deve principalmente aos despejos de origem industrial. São compostos tóxicos aos organismos aquáticos, em concentrações bastante baixas, e afetam o sabor dos peixes e a aceitabilidade das águas, por conferir sabor e odor extremamente pronunciados, especialmente os derivados do cloro.

Para o homem, o fenol é considerado um grande veneno trófico, causando efeitos de cauterização no local em que ele entra em contato através da ingestão. Os resultados de intoxicação são náuseas, vômito, dores na cavidade bucal, na garganta e estômago, entre outros. Inicialmente, há uma excitação seguida de depressão, e queda na pressão arterial, seguida de desenvolvimento de coma, convulsão e endemia nos pulmões.

c) Demais Parâmetros:

Ferro Total: O ferro, em quantidade adequada, é essencial ao sistema bioquímico das águas podendo, em grandes quantidades, tornar-se nocivo, dando sabor e cor desagradáveis e dureza às águas, tornando-as inadequadas ao uso doméstico e industrial. O ferro aparece, normalmente, associado com manganês.

Manganês: Raramente atinge concentrações de $1,0$ mg/L em águas superficiais naturais e, normalmente, está presente em quantidades de $0,2$ mg/L ou menos. É muito usado na indústria do aço, na fabricação de ligas metálicas e baterias e na indústria química em tintas, vernizes, fogos de artifício e fertilizantes, entre outros.

Sua presença, em quantidades excessivas, é indesejável em mananciais de abastecimento público devido ao seu efeito no sabor, tingimento de instalações sanitárias, aparecimento de manchas nas roupas lavadas e acúmulo de depósitos em sistemas de distribuição.

Cloreto: Um aumento no teor de cloretos na água é indicador de uma possível poluição por esgotos (através de excreção de cloreto pela urina) ou por despejos industriais, e acelera os processos de corrosão em tubulações de aço e de alumínio, além de alterar o sabor da água.

Demanda Química de Oxigênio: É a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico.

Os valores da DQO normalmente são maiores que os da DBO, sendo o teste realizado num prazo menor (e em primeiro lugar), servindo os resultados de orientação para o teste da DBO. O aumento da concentração de DQO num corpo d'água deve-se principalmente a despejos de origem industrial.

Surfactantes: O principal inconveniente dos detergentes na água relaciona-se aos fatores estéticos, devido à formação de espumas em ambientes aeróbios.

Nitrogênio Nitrato: É a principal forma de nitrogênio configurado encontrado nas águas. Concentrações de nitratos superiores a 5 mg/L demonstram condições sanitárias inadequadas, pois a principal fonte de Nitrogênio Nitrato são dejetos humanos e animais. Os nitratos estimulam o desenvolvimento de plantas, sendo que organismos aquáticos, como algas, florescem na presença destes.

Nitrogênio Nitrito: É uma forma química do nitrogênio normalmente encontrada em quantidades diminutas nas águas superficiais, pois o nitrito é instável na presença de oxigênio, ocorrendo uma forma intermediária. O íon nitrito pode ser utilizado pelas plantas como fonte de nitrogênio. A presença de nitritos em água indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica.

Nitrogênio Amoniacal (amônia): É uma substância tóxica não persistente e não cumulativa e sua concentração, que normalmente é baixa, não causa nenhum dano fisiológico aos seres humanos e animais. Grandes quantidades de amônia podem causar sufocamento de peixes.

Nitrogênio Kjeldahl Total: O Nitrogênio Kjeldahl é a soma dos nitrogênios orgânico e amoniacal. Ambas as formas estão presentes em detritos de nitrogênio orgânico oriundos de atividades biológicas naturais. O Nitrogênio Kjeldahl Total pode contribuir para a completa abundância na água e sua eutrofização. Os nitrogênios amoniacal e orgânico são importantes para avaliar o nitrogênio disponível para as atividades biológicas.

Ortofosfato Solúvel: Os ortofosfatos são biodisponíveis, uma vez que são convertidos em fosfato orgânico e em fosfatos condensados. Após a morte de um organismo, os fosfatos condensados são liberados na água. Entretanto, eles não estão disponíveis para absorção biológica até que sejam hidrolizados para ortofosfatos por bactérias.

Condutividade: A condutância específica (condutividade) é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. A condutividade da água depende de suas concentrações iônicas e da temperatura.

A condutância específica fornece uma boa indicação das modificações na composição de uma água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes. À medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, a condutividade específica da água aumenta. Altos valores podem indicar características corrosivas da água.

Coloração: É pouco freqüente a relação entre a cor acentuada e risco sanitário nas águas coradas. O problema maior de coloração na água, em geral, é o estético, já que causa um efeito repulsivo aos consumidores.

7.5.1.3.3 Avaliação das tendências do IQA

Um importante aspecto na avaliação da qualidade da água em um corpo hídrico é saber a sua tendência de evolução com o passar do tempo. Entre outras implicações, isto possibilitará, por exemplo, que medidas preventivas sejam tomadas, quando se constate que a qualidade das águas esteja piorando no decorrer do tempo.

A avaliação das tendências do IQA nos pontos da Rede de Monitoramento vinha sendo feita, a partir das médias anuais desse índice, abrangendo um período de dez anos, através da técnica de Análise de Regressão Linear. Atualmente, a avaliação é feita por um período mais curto, de cinco anos, dando-se ênfase, dessa forma, às variações mais recentes da série de dados. Dentro desse objetivo, os dados mensais do IQA foram inicialmente analisados através do cálculo da média móvel dos 24 meses anteriores, procedimento este que possibilitou minimizar os efeitos das variações de curto período, dando prioridade ao comportamento mais geral da série.

A validação estatística das tendências foi feita pela aplicação da metodologia de análise de séries temporais de *Box & Jenkins*, através do ajuste de modelos auto-regressivos, que faz uso do teste *t* de *Student* para verificar a significância das tendências. No presente caso foi adotado um nível de significância de 10%.

Quando o teste resulta significativo, admite-se que existe uma tendência definida na evolução do índice, que poderá ser positiva (o que indicará uma tendência de melhora da qualidade da água) ou negativa (o que indicará uma tendência de piora da qualidade da água). No caso em que o teste resulte não significativo, a tendência é considerada indefinida, mostrando que ocorre uma condição estável ou de pequena variação da qualidade da água.

Através dos procedimentos acima descritos, o resultado do teste das tendências do IQA possibilitou descrever a evolução da qualidade das águas acompanhada pela Rede de monitoramento em diferentes corpos da UGRHI do Turvo/Grande, ou seja, se ela esteve melhorando ou piorando, nos últimos anos, ou se ela se manteve estável nesse período.

São apresentados, para a UGRHI do Turvo/Grande, os gráficos com os resultados do IQA nos pontos da Rede no período de 1996, e a correspondente média móvel calculada para o período de 24 meses antecedentes.

Os valores do IQA obtidos ao longo de um ano são utilizados para o cálculo do IQA 20%, que representa o limite inferior da qualidade de um corpo d'água, ou seja, durante 80% do tempo a qualidade das suas águas manteve-se igual ou superior àquela indicada pelo valor do IQA 20%.

No DESENHO 9, por meio de um código de cores, os valores do IQA 20% são apresentados em um mapa de níveis atuais e tendências da qualidade das águas para a UGRHI do Turvo/Grande - 1997. A tendência (Melhora, Piora e Indefinida) representada pelo círculo que também localiza os pontos de amostragem, foi avaliada estatisticamente a partir dos dados dos IQAs médios dos últimos 5 anos revelando-se indefinida para todos os pontos.

Na interpretação do IQA devem ser levados em consideração dois fatores importantes:



- a qualidade das águas muda ao longo do ano; em função de fatores meteorológicos e da eventual sazonalidade de lançamentos poluidores e das vazões. Por esse motivo, o nível de qualidade mostrado corresponde à qualidade realmente observada no rio durante, pelo menos, 80% do tempo em 1989. No resto do tempo esse trecho do rio pode ter apresentado níveis mais baixos de qualidade que o indicado;
- o ponto do rio onde ocorre mudanças de qualidade tem sido estimado por interpolação, a partir dos dados da rede de monitoramento complementados com os conhecimentos de campo e outras observações adicionais. Assim, existe um nível de incerteza quanto à real posição de alguns desses limites que correspondem à mudança da taxa de qualidade do rio.



Os valores de IQA de 1997 são apresentados no QUADRO 7.73.

QUADRO 7.73 - Índice de Qualidade das Águas - IQA - 1997

Ponto de amostragem	Corpo de água	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	IQA 20%	Tendência 1993 - 1997
PRE 02 200	Res. Do Rio Preto														Indefinida
PRET 02 800	Rio Preto														Indefinida
GRDE 02 500	Rio Grande														Indefinida
ONCA 02 500	Ribeirão do Onça														Indefinida
SDOM 04 500	Rio São Domingos														Indefinida
TURV 02 500	Rio Turvo														Indefinida
TURV 02 800	Rio Turvo														Indefinida

Legenda:

 Qualidade Ótima
 Qualidade Boa

 Qualidade Aceitável
 Qualidade Ruim

 Qualidade Péssima

Nas FIGURAS 7.50 a 7.56, são apresentados os gráficos que contêm a análise dos resultados qualitativos e quantitativos (IQA e vazão) dos anos de 1992 a 1996 para cada ponto de amostragem da UGRHI-15 (CETESB 1996b), nas quais adota-se a legenda da FIGURA 7.50A.

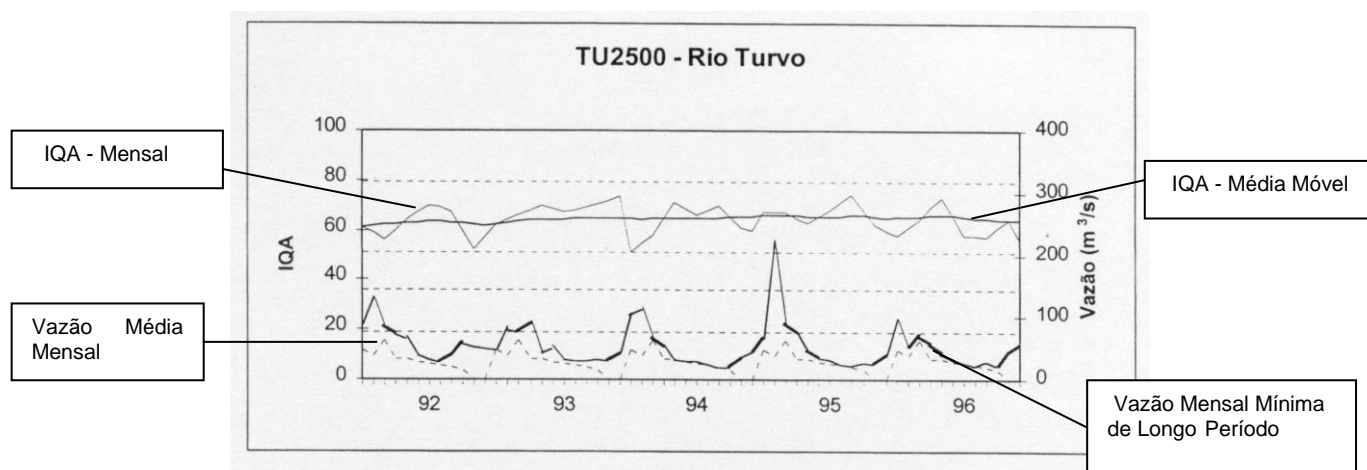


FIGURA 7.50A: Legenda para as FIGURAS 7.50B a 7.56.

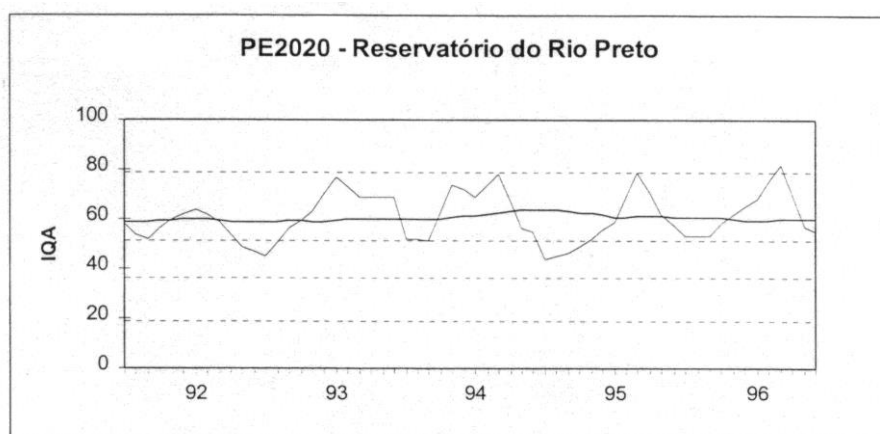


FIGURA 7.50B: Gráficos de monitoramento de qualidade das águas do Rio Preto.

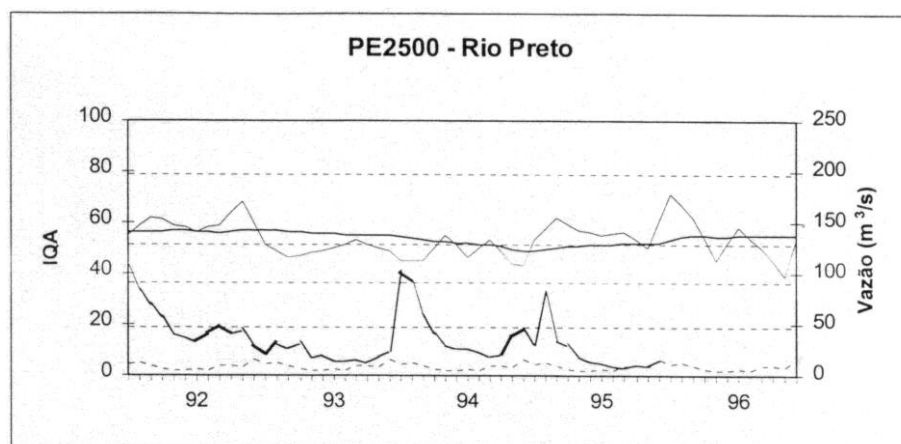


FIGURA 7.51: Gráfico de monitoramento de qualidade das águas do Rio Preto.

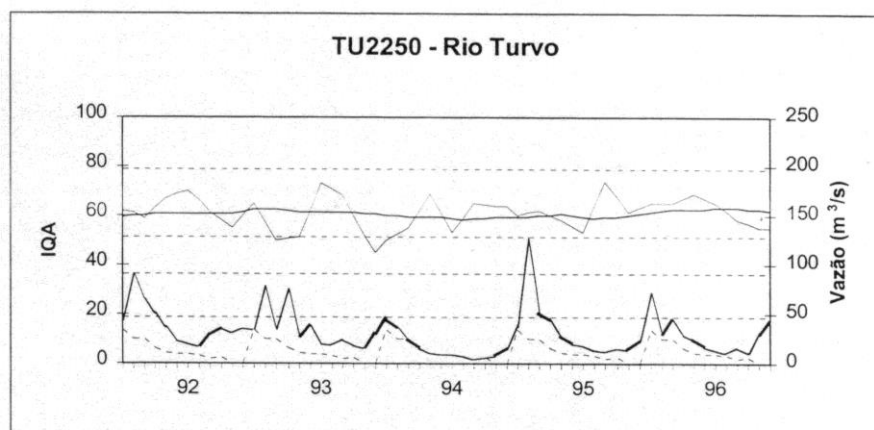


FIGURA 7.52: Gráfico de monitoramento de qualidade das águas do Rio Turvo.

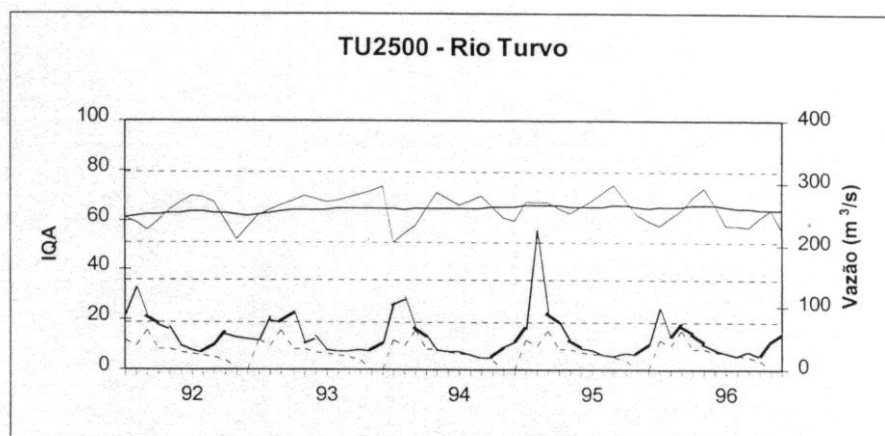


FIGURA 7.53: Gráfico de monitoramento de qualidade das águas do Rio Turvo.

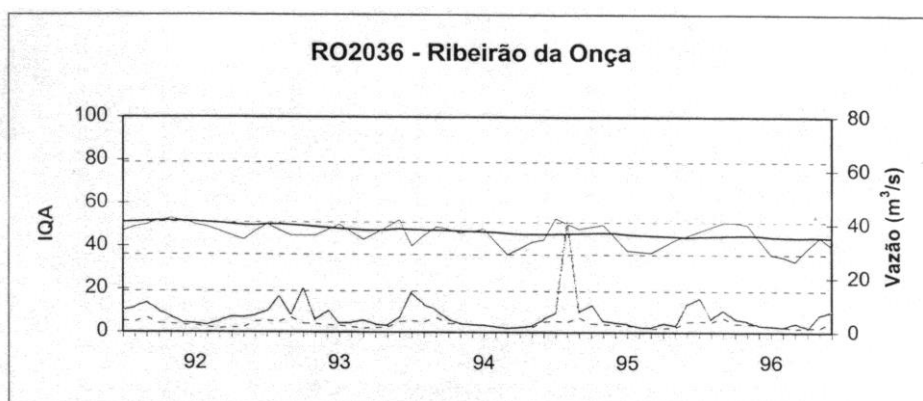


FIGURA 7.54: Gráfico de monitoramento de qualidade das águas do Ribeirão da Onça.

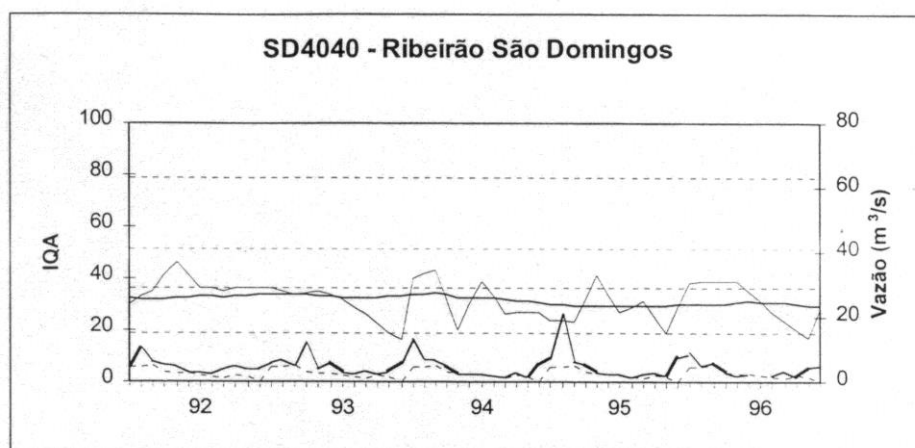


FIGURA 7.55: Gráfico de monitoramento de qualidade das águas do Rio São Domingos.

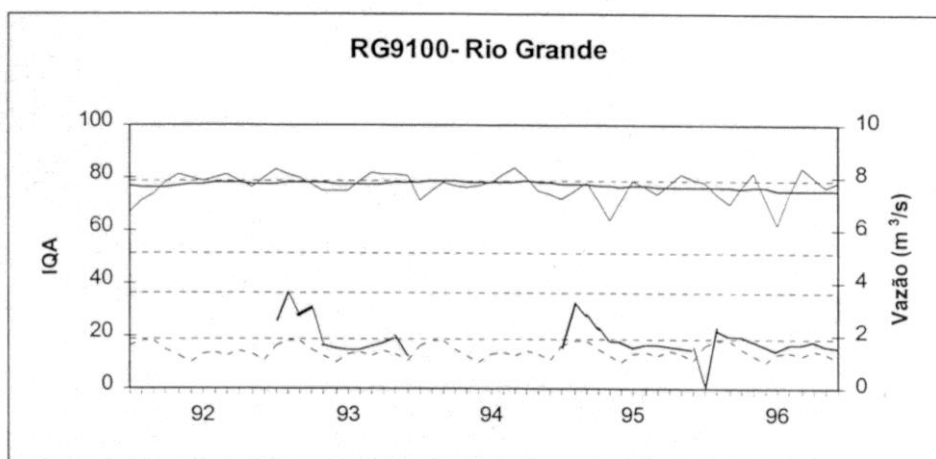


FIGURA 7.56: Gráfico de monitoramento de qualidade das águas do Rio Grande.

7.5.1.3.4 Teste de toxicidade

O teste de toxicidade consiste na determinação do potencial tóxico de um agente químico ou de uma mistura complexa, sendo os efeitos desses poluentes mensurados através da resposta de organismos vivos. Para a descrição de efeitos deletérios de amostras sobre os organismos aquáticos, utilizam-se os termos “efeito Agudo” e efeito Crônico”.

O efeito Agudo caracteriza-se por uma resposta severa e rápida a um estímulo, a qual se manifesta nos organismos aquáticos, em geral num intervalo de 0 a 96 horas. Usualmente, o efeito observado é a letalidade ou alguma outra manifestação que a antecede, tal como o estado de imobilidade em alguns crustáceos.

O efeito Crônico traduz-se pela resposta a um estímulo que continua por longo tempo, normalmente por períodos que vão de 1/10 do ciclo vital até a totalidade da vida do organismo. Esse efeito geralmente é observado quando concentrações de agentes tóxicos afetam uma ou várias funções biológicas dos organismos, como a reprodução, o crescimento, o comportamento, etc.

A detecção de efeitos agudos ou crônicos, através de testes de toxicidade, evidencia que os corpos d’água testados não apresentam condições adequadas para a manutenção da vida aquática.

Na FIGURA 7.57 tem-se uma síntese dos resultados de toxicidade para a UGRHI-15.

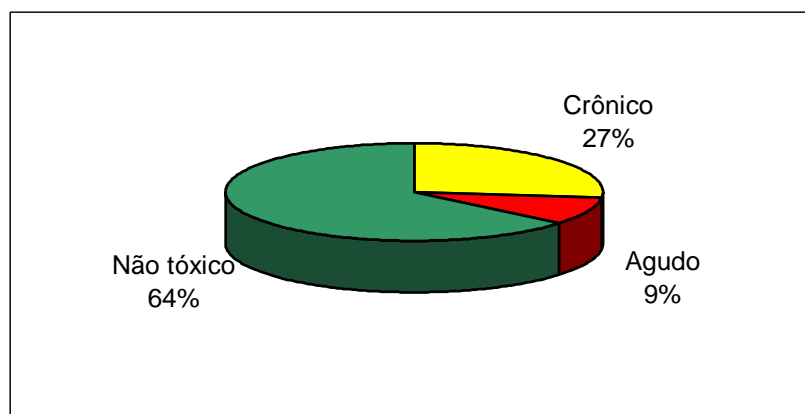


FIGURA 7.57: Síntese dos resultados dos testes de toxicidade para a UGRHI-15 (CETESB 1997).

7.5.1.4 Avaliação da condição do corpo d'água com relação ao enquadramento na Resolução CONAMA 20/86

No QUADRO 7.74, são apresentadas as não conformidades dos padrões analisados nos corpos d'água da UGRHI do Turvo/Grande.

A não conformidade da qualidade observada na maior parte dos rios da UGRHI do Turvo/Grande, com aquela que corresponde à sua classificação, é um fato a ser observado. As ações corretivas necessárias à recuperação da qualidade destes cursos de água requerem a eliminação, nos níveis necessários, das cargas poluidoras de origem industrial e urbana.

7.5.2 Águas subterrâneas

7.5.2.1 Qualidade natural das águas subterrâneas

Os principais trabalhos que abordam a hidrogeoquímica dos aquíferos do Estado de São Paulo, em âmbito regional, foram realizados por DAEE (1976), REBOUÇAS (1976), DAEE (1984) e CAMPOS (1993). A seguir, serão apresentadas resumidamente as características de cada aquífero presente na UGRHI, bem como os estudos específicos existentes.

7.5.2.1.1 Aquífero Bauru

As águas do Aquífero Bauru na região que inclui a UGRHI 15 foram classificadas por DAEE (1976) em dois grupos hidrogeoquímicos principais: bicarbonatadas cálcicas, secundariamente magnesianas ou sódicas, localizadas nas porções superiores do aquífero, e bicarbonatadas sódicas, secundariamente cálcicas, refletindo a contribuição de águas enriquecidas em sódio dos aquíferos mais profundos.

Estudos posteriores, abrangendo toda a área de ocorrência do Aquífero Bauru no Estado de São Paulo (ROCHA *et al.* 1982, DAEE 1984, CAMPOS 1987 e 1993), classificam as águas em bicarbonatadas cálcicas e bicarbonatadas cálcico-magnesianas, com baixa concentração salina.

QUADRO 7.74: Não conformes com os padrões de qualidade de água estabelecidos pela Resolução CONAMA 20/86 e Decreto Estadual 8468 - 1997.

Ponto de amostragem	Corpo de água	Número de resultados que não atendem ao limite da classe / Número de determinações por parâmetro																							
		pH	OD	DBO	Coli F.	PT	Turb	Ba	Cd	Pb	Cu	Cr	Ni	Hg	Zn	Fenóis	Coli T.	Mn	Cl	Surf.	No3	NO2	NH3	Res. F.	
RPRE 02 200	Res.do Rio Preto	0/6	3/6	0/6	3/6	2/6	0/6	0/6	0/6		0/6	0/6	0/6	0/6	0/6	1/6	2/6	6/6	0/6	0/6	0/6	0/6	1/6	0/6	
PRET 02 800	Rio Preto	0/6	6/6	2/6	4/6	5/6	0/6	0/6	0/5	1/1	0/6	0/6	0/6	0/6	0/6	3/6	4/6	5/6	0/6	0/6	0/6	0/6	5/6	0/6	
GRDE 02 500	Rio Grande	0/6	0/6	0/6	0/6	1/6	0/6										0/6		0/6		0/6	0/6	0/6		
ONCA 02 500	Rib. do Onça	0/6	2/6	0/6	6/6	4/6	1/6	0/6	0/6		0/6	0/6	0/6	1/6	0/6	4/6	6/6	3/6	0/6	0/6	0/6	0/6	0/6	0/6	
SDOM 04 500	Rio S Domingos	0/6	5/6													0/6									
TURV 02 500	Rio Turvo	0/6	2/6	0/6	4/6	4/6	0/6	0/6	0/6	0/1	0/6	0/6	0/6	0/6	0/6	1/6	6/6	3/6	0/6	0/6	0/6	0/6	0/6	0/6	
TURV 02 800	Rio Turvo	0/6	1/6	0/6	2/6	3/6	0/6	0/6	0/6		1/6	0/6	0/6	0/6	0/6	2/6	1/6	5/6	0/6	0/6	0/6	0/6	0/6	0/6	

REBOUÇAS (1976) relata valores de pH entre 4,3 e 7,5 e mineralização total inferior a 200 mg/L. De acordo com CAMPOS (1987), as águas bicarbonatadas cálcicas são dominantes em área, com tendência de modificação química no sentido nordeste-sudeste, acompanhando a grosso modo a resultante dos fluxos das águas subterrâneas para a confluência dos rios Paraná e Paranapanema. CAMPOS (1993) caracterizou os sistemas aquíferos Bauru e Caiuá apresentando pH de ácido a básico (4,59 a 9,64) e teores salinos inferiores a 200 mg/L. Na região de São José do Rio Preto, o resíduo seco é da ordem de 150 mg/L, aumentando para 200 mg/L na região de Fernandópolis.

HIRATA & RODOLFFI (1993) e ALMODOVAR (1995) realizaram estudos sobre os teores de cromo na região noroeste do Estado, identificando concentrações anômalas de cromo total em poços e sedimentos do município de Urânia e outras localidades nos arredores. As evidências apontam para origem natural do cromo nos sedimentos da Formação Adamantina. Como medida paliativa, recomendam a mistura com águas com concentrações menores de cromo, uma vez que os teores anômalos encontrados situam-se próximos ao limite máximo permitido (0,1 mg/L).

Mais especificamente na região de São José do Rio Preto, diversos autores vêm realizando estudos de qualidade e potabilidade da água do Aquífero Bauru. ARID *et al.* (1970) concluíram que estas apresentam-se aciduladas e com teores razoáveis de bicarbonatos, podendo ser localmente caracterizadas como levemente ferruginosas. BARCHA (1992) relata a presença de nitratos acima dos limites recomendados pela Organização Mundial de Saúde (OMS) para águas potáveis (até 11,3 mg/L) em poços utilizados para o abastecimento público, nas áreas urbanas dos municípios de São José do Rio Preto, Catanduva e Mirassol, evidenciando alterações na qualidade natural das águas, provocadas por problemas de saneamento básico nos centros urbanos. CASTRO *et al.* (1992) realizaram análises físico-químicas sistemáticas das águas de 82 poços tubulares da cidade de São José do Rio Preto, encontrando teores naturalmente elevados de alcalinidade de bicarbonatos e dureza, porém dentro dos padrões tolerados. Adicionalmente, foram identificadas altas concentrações de nitrato em 19% das amostras analisadas, concluindo-se que a contaminação das águas dos poços vem ocorrendo de forma progressiva, porém pontual, proveniente de despejos de esgotos próximos, não chegando a comprometer todo o aquífero.

7.5.2.1.2 Aquífero Serra Geral

DAEE (1976) classifica as águas do Aquífero Serra Geral na região da UGRHI 15 em bicarbonatadas cálcicas, secundariamente magnesianas ou sódicas, e bicarbonatadas sódicas, estas últimas refletindo misturas com águas do Aquífero Botucatu. A temperatura varia de 22° a 31,4°C, o pH de 4,8 a 9,7 e o resíduo seco de 35 a 807 mg/L, com valores anômalos acima de 200 mg/L alinhados segundo três eixos principais: Iacanga-Ibirá-Icém-Paulo de Faria, Icém-Riolândia-Água Vermelha e Araçatuba-Santa Fé do Sul. Estes alinhamentos estariam associados

a falhas ou fraturas preenchidas por mineralizações hidrotermais ou por misturas com águas dos aquíferos subjacentes.

REBOUÇAS (1976) relata a forte tendência alcalina e mineralização total inferior a 300 mg/L, com altos teores de sílica e ferro.

CAMPOS (1993) caracteriza o Sistema Aquífero Serra Geral, considerando-se 96% das amostras analisadas, com temperaturas que variam de 18,2° a 27,5°C; pH variando de 5,38 a 9,89; e teores salinos inferiores a 250 mg/L. As águas são predominantemente bicarbonatadas cálcicas e secundariamente bicarbonatadas cálcico-magnesianas e bicarbonatadas sódicas.

Vários autores estudaram a presença de teores anômalos de flúor nas águas dos aquíferos Serra Geral e Botucatu. GIAMPÁ & FRANCO FILHO (1982) associaram os valores anômalos encontrados nos poços de abastecimento de Santa Albertina à presença de fraturas situadas a profundidades superiores a 100 m, nos basaltos. PERRONI *et al.* (1985) identificaram teores elevados de flúor associados às maiores concentrações de sódio e sulfato, em todo o domínio de ocorrência do Aquífero. A origem do flúor estaria relacionada a manifestações hidrotermais de eventos magmáticos alcalinos, com condicionante estrutural. IPT (1986), em estudos dos teores anômalos nos aquíferos Serra Geral e Botucatu, indica que a origem do flúor estaria associada à circulação de fluidos durante as diversas fases do magmatismo basáltico, nas quais um enriquecimento se deu a partir do flúor contido nos sedimentos paleozóicos ou derivados de magmatismo alcalino. FRAGA (1992) associa os teores anômalos de flúor nas águas do Aquífero Serra Geral a contribuições do Aquífero Botucatu, resultando em águas bicarbonatadas sódicas e teores de fluoreto entre 0,5 e 2,4 mg/L. As concentrações anômalas de flúor estariam relacionadas às águas alcalinas do Aquífero Botucatu, sob condições de grande confinamento.

7.5.2.1.3 Aquífero Botucatu

DAEE (1976) classifica as águas do Aquífero Botucatu, em suas porções confinadas, em bicarbonatadas sódicas, com temperaturas entre 32° e 58,7°C, pH básico e concentrações de sais relativamente elevadas (214 a 324 mg/L).

REBOUÇAS (1976) indica que a mineralização total das águas do Aquífero Botucatu no Estado de São Paulo é, na maioria dos casos, inferior a 200 mg/L.

TEISSÈDRE & BARNER (1981), em estudo do comportamento geotérmico e geoquímico das águas do Botucatu no Estado, apresentam valores de temperatura entre 24,2° e 63°C para as águas captadas em diferentes profundidades, revelando um gradiente geotérmico de 1°C/35m. Os valores de resíduo seco não ultrapassam 500 mg/L, sendo classificadas como bicarbonatadas sódicas nas áreas confinadas.

SILVA (1983) realizou estudo hidroquímico e isotópico das águas do Aquífero Botucatu no Estado de São Paulo, com análises de 61 amostras. Os resultados indicam a existência de três fácies transicionais de evolução hidroquímica, associadas às condições de ocorrência das águas:

porção leste não confinada, área de capeamento basáltico pouco espesso e bastante fraturado, e zona francamente confinada. As águas passam de bicarbonatadas magnesianas e cálcico-magnesianas, ácidas e com resíduo seco inferior a 100 mg/L, para bicarbonatadas cálcicas, com resíduo seco às vezes superior a 200 mg/L e pH mais elevado, tornando-se finalmente bicarbonatadas sódicas a cloro-sulfatadas sódicas, com pH alcalino e resíduo seco atingindo até 650 mg/L. Verifica-se, portanto, de E-W, o aumento gradativo nas temperaturas (35°C em Catanduva e Monte Alto, 42°C em São José do Rio Preto e 56°C em Fernandópolis), pH e teor de sais. Teores anômalos de fluoreto (>1,0 mg/L) foram identificados nas porções francamente confinadas do Aquífero, sendo associados à capacidade da água em dissolver minerais traços disseminados nas rochas, tais como a apatita.

Estudos regionais posteriores (KIMMELMANN *et al.* 1986, DAEE 1984, DAEE 1988 e CAMPOS 1993) indicaram a mesma tendência de evolução hidrogeoquímica das águas do Botucatu, a partir de sua área de afloramento, a leste do Estado de São Paulo.

Teores anômalos de fluoreto foram identificados e estudados por diversos autores, sendo sua origem assunto controverso ainda hoje. PERRONI *et al.* (1985) identificaram valores entre 1 e 2 mg/L na região da UGRHI 15. A origem do flúor foi associada a manifestações hidrotermais de eventos magmáticos alcalinos, com condicionante estrutural. IPT (1986) indica a origem associada a fluidos, enriquecidos em flúor advindo dos sedimentos paleozóicos ou derivados de magmatismo alcalino, que circularam durante as diversas fases de magmatismo, na Bacia do Paraná.

FRAGA (1992) e REBOUÇAS (1994) associam concentrações anômalas de fluoreto (3,6 a 12 mg/L) nas águas do Botucatu e Serra Geral, no Estado de São Paulo, às águas alcalinas do Sistema Aquífero Botucatu, sob condições de grande confinamento. A origem do flúor é atribuída à ação de processos geoquímicos de amplitude regional, sob forte influência morfoclimática, remobilizando compostos de precipitados químicos portadores de flúor da Formação Pirambóia e/ou sedimentos paleozóicos.

7.5.2.2 Vulnerabilidade natural dos aquíferos

O termo vulnerabilidade natural é aplicado para representar determinadas características intrínsecas ao meio aquífero, que condicionam sua maior ou menor suscetibilidade a ser adversamente afetado por uma carga poluidora imposta (FOSTER *et al.* 1988).

O principal estudo de vulnerabilidade natural dos aquíferos do Estado de São Paulo foi desenvolvido por IG/CETESB/DAEE (1997), utilizando como sistema de avaliação a proposta metodológica de FOSTER *et al.* (1988). Esse sistema foi aplicado em caráter expedito, utilizando-se dados e levantamentos existentes, de modo a compor o mapa de vulnerabilidade em nível de reconhecimento regional, apresentado na escala 1:1.000.000.

Os critérios para a avaliação selecionados resumiram-se em três:

- tipo de ocorrência de água subterrânea (ou a condição do aquífero);
- características dos estratos acima da zona saturada, em termos de grau de consolidação e tipo litológico;
- profundidade do nível da água.

A aplicação dos critérios foi realizada de forma sucessiva, utilizando-se pontuações definidas por parâmetro, resultando em um índice de vulnerabilidade para cada aquífero avaliado. Foram definidas zonas de índices relativos de vulnerabilidade natural dos aquíferos, onde a gradação se estendeu de índices Baixo, Médio e Alto, subdivididos em dois subníveis (Alto e Baixo), com resultado final de seis classes.

A aplicação do método de vulnerabilidade não se estendeu aos domínios dos aquíferos cristalinos (embasamento cristalino pré-cambriano e basaltos Serra Geral), devido à baixa densidade de informações e à grande heterogeneidade das características hidráulicas dessas unidades aquíferas. Também não foi avaliado o Aquífero Botucatu, em suas porções confinadas. O estudo sugere que o tratamento relativo à vulnerabilidade natural de tais aquíferos seja pensado em linhas gerais de proteção, voltados para o ponto de captação e para as condições geológicas locais das obras.

Conseqüentemente, em relação à UGRHI 15, foi caracterizado apenas o Aquífero Bauru, que aflora em 90% da área da UGRHI. Os demais 10% correspondem ao Aquífero Serra Geral, não caracterizado. O Aquífero Botucatu não possui área de afloramento na UGRHI. O QUADRO 7.75, apresenta os parâmetros utilizados e os índices obtidos.

QUADRO 7.75: Índices de vulnerabilidade de cada unidade geológica do aquífero e variação dos fatores que os compõem (modificado de IG/CETESB/DAEE 1997)

Aquífero	Formação	Prof. N.A. (m)	Aquífero e Litologia	Nível d'água	Índice Vulner.	Classificação
Bauru	Adamantina (A) (IPT 1981b)*	A 10	0.52	0.8	0.42	Médio-alto
		A 20		0.7	0.36	Médio-baixo
		A 50		0.6	0.31	Médio-baixo
		A 100		0.5	0.26	Baixo-alto
	Santo Anastácio (Sa)	Sa 10	0.63	0.8	0.50	Alto-baixo
		Sa 20		0.7	0.44	Médio-baixo
		Sa 50		0.6	0.38	Médio-baixo
		Sa 100		0.5	0.32	Baixo-alto

* Formação Vale do Rio do Peixe no Mapa Geológico (DESENHO 2)

Tendo em vista a relativa homogeneidade dos critérios de ocorrência do aquífero e característica litológica na UGRHI, verifica-se que o fator determinante dos índices obtidos foi a profundidade do NA.

A FIGURA 7.58 apresenta a distribuição espacial dos índices obtidos na UGRHI (IG/CETESB/DAEE – 1997).

Observam-se áreas de vulnerabilidade Alto-alto, que se relacionam aos Sedimentos Aluvionares aflorantes em trechos dos vales do Rio Turvo, Ribeirão Bonito e Rio Preto, e numa

pequena porção ao sul do município de Pontes Gestal, em sedimentos da Formação Vale do Rio do Peixe.

No extremo noroeste da UGRHI, junto à borda do Reservatório Água Vermelha, localizam-se as zonas de classes Alto-médio. Correspondem à áreas baixas e de influência do reservatório, onde ocorrem os sedimentos da Formação Santo Anastácio.

As áreas de vulnerabilidade Médio-alto distribuem-se amplamente na maioria dos vales de porte médio a grande da UGRHI e ocorrem em sedimentos da Formação Vale do Rio do Peixe.

As zonas de vulnerabilidade Baixo-alto ocorrem em regiões de divisores d'água localizadas no limite da UGRHI 15 com 18; no divisor d'águas entre as cabeceiras do Ribeirão do Marinheiro e o Ribeirão da Piedade, nas proximidades de Álvares Florence e Américo de Campos, de onde se estende para norte, até as proximidades de Cardoso, na porção nordeste da UGRHI, região de Orindiúva a Riolândia; e no extremo sudeste, em duas faixas alongadas de sudeste para noroeste.



NÃO DEFINIDO	BAIXO		MÉDIO		ALTO	
	BAIXO	ALTO	BAIXO	ALTO	BAIXO	ALTO

FIGURA 7.58: Mapa de vulnerabilidade das águas subterrâneas da UGRHI-15 (IG/CETESB/DAEE - 1997).

7.5.2.3 Risco de contaminação das águas subterrâneas

O termo risco de contaminação pode ser definido como a probabilidade de ocorrência de alterações na qualidade das águas subterrâneas, devido à presença de determinadas cargas poluidoras.

Segundo FOSTER *et al.* (1988) a caracterização mais apropriada para este termo consiste na associação e interação da vulnerabilidade natural do aquífero com a carga poluidora aplicada no solo ou em subsuperfície (FIGURA 7.59). Desta forma, pode-se configurar uma situação de alta vulnerabilidade, porém, sem risco de contaminação se não existir carga poluidora significativa, ou vice-versa. A carga poluidora pode ser controlada ou modificada, mas o mesmo não ocorre com a vulnerabilidade natural, que é uma propriedade intrínseca do aquífero. Com base nesta caracterização, FOSTER *et al.* (1988) propõem um roteiro básico de avaliação, em separado, da vulnerabilidade natural do aquífero e da carga poluidora.

O principal estudo de avaliação de risco de contaminação dos aquíferos no Estado de São Paulo é apresentado também por IG/CETESB/DAEE (1997), com base em dados pré-existentes.

As três principais classes de vulnerabilidade foram associadas a três níveis de classificação das cargas poluidoras, definidas de acordo com as informações sobre os poluentes envolvidos e as suas concentrações.

O QUADRO 7.76 apresenta as nove possibilidades de combinação entre os índices de vulnerabilidade natural e as cargas poluidoras, resultando em três níveis de risco de contaminação: alto, moderado e baixo.

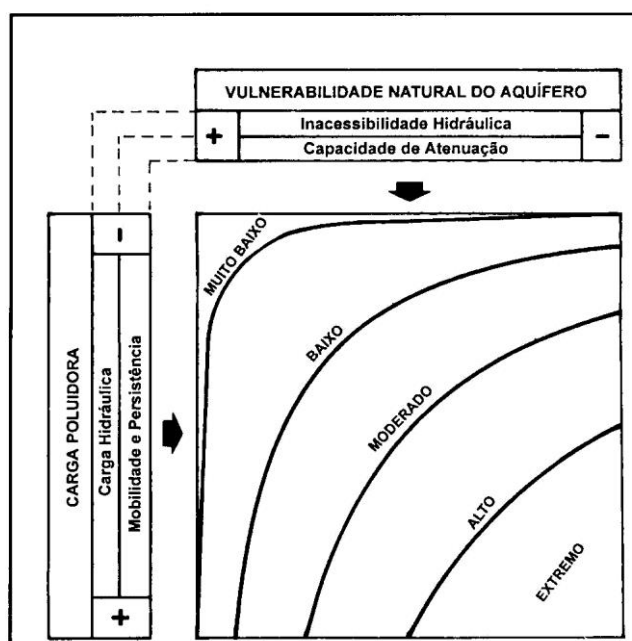


FIGURA 7.59: Esquema conceitual do risco de contaminação das águas subterrâneas (FOSTER *et al.* 1988).

QUADRO 7.76: Definição do grau de risco de contaminação das águas subterrâneas a partir dos índices de vulnerabilidade e carga poluidora potencial (IG/CETESB/DAEE 1997).

		VULNERABILIDADE NATURAL		
		Baixa	Média	Alta
Carga Potencial Poluidora	Reduzida	Baixo III	Baixo III	Moderado II
	Moderada	Baixo III	Moderado II	Alto I
	Elevada	Alto I	Alto I	Alto I

Em relação às cargas poluidoras cadastradas, foram considerados consistentes para a avaliação, apenas os dados referentes a duas fontes de poluição (descritas no item 7.4): atividade industrial (fonte pontual) e saneamento *in situ* (fonte difusa). Para a classificação das cargas industriais, foram utilizados os critérios apresentados no QUADRO 7.77.

QUADRO 7.77: Critérios para classificação das cargas potenciais poluidoras de fontes pontuais (IG/CETESB/DAEE 1997).

Atividades	CARGA POTENCIAL POLUIDORA		
	Elevada	Moderada	Reduzida
Atividade Industrial	<ul style="list-style-type: none"> - Episódio de contaminação comprovada - Resíduos ou produtos perigosos > 1t/d - Infiltração de efluentes industriais em grande quantidade 	<ul style="list-style-type: none"> - Produtos ou resíduos perigosos < 1t/d - Infiltração de efluentes em pequenas quantidades - Infiltração de efluentes domésticos sanitários de mais de 300 trabalhadores 	<ul style="list-style-type: none"> - Efluentes e líquidos domésticos lançados na rede de esgoto - Infiltração de efluentes domésticos sanitários de menos de 300 trabalhadores
Disposição de Resíduos Sólidos	<ul style="list-style-type: none"> - Episódio de contaminação comprovada - Uso de produtos ou matéria-prima (*1) perigosos > 1t/d - Disposição inadequada de resíduos classe I (*2) > 1t/mês e classe II > 100 t/mês 	<ul style="list-style-type: none"> - Uso de produtos ou matéria-prima perigosos < 1t/d - Disposição inadequada de resíduos classe I < 1t/mês e classe II < 100 t/mês 	<ul style="list-style-type: none"> - Disposição final apropriada - Resíduos classe III
Lagoa de Efluentes	<ul style="list-style-type: none"> - Efluentes contendo substâncias perigosas - Substâncias não perigosas e áreas da lagoa > 1 ha 	<ul style="list-style-type: none"> - Substâncias perigosas ausentes 1 ha > área da lagoa > 0,1 ha 	<ul style="list-style-type: none"> - Substâncias perigosas ausentes - Área da lagoa < 0.1 ha
Atividade de Mineração	<ul style="list-style-type: none"> - Efluentes perigosos gerados ou uso de substâncias perigosas em grandes quantidades - Disposição inadequada - Resíduos não perigosos e no entorno com (*3) geração de poluentes - Área minerada: > 5% da área municipal 	<ul style="list-style-type: none"> - Geração/uso de substâncias perigosas em pequenas quantidades - Disposição final adequada 	<ul style="list-style-type: none"> - Material não perigoso - Entorno não sensível à poluição - Área minerada: < 5% da área municipal

(*1) Associada com planta industrial

(*2) Norma ABNT 10.004: classe I: perigosos; classe II: não inertes; classe III: inertes

(*3) Distritos agro-industriais: distritos industriais, possibilidade de recebimento de resíduos

Foram avaliadas 35 indústrias situadas nos municípios da UGRHI 15, resultando em dez com cargas elevadas, 11 com cargas moderadas e 14 com cargas reduzidas, todas localizadas em áreas de vulnerabilidade Baixa-alta a Média-alta do Aquífero Bauru. Em relação ao risco de contaminação, não foram observadas variações de classes em relação à carga poluidora, ou seja, as 10 indústrias com cargas elevadas foram classificadas como de alto risco, 11 com carga

moderada correspondem ao risco moderado e 14 com cargas reduzidas correspondem ao risco baixo. As indústrias consideradas como de alto risco são apresentadas no QUADRO 7.78.

QUADRO 7.78: Indústrias classificadas como de alto risco de contaminação do Aquífero Bauru (segundo IG/CETESB/DAEE 1997).

Município	Proprietário	Atividade
Catanduva	Usina Cerradinho	Açúcar e álcool
Catanduva	Usina São Domingos	Açúcar e álcool
Catanduva	Frey & Stuch	Recuperação de chumbo
Fernandópolis	Curtume Texas	Curtume
Fernandópolis	Ind. Elétrica WTW	Elétrica
Monte Alto	Cestari Indl. e Coml Ltda.	Galvanoplastia
Mirassol	Curtidora Belcouro Ltda.	Curtume
Santa Adélia	Arisco	Alimentícia
São José do Rio Preto	Falavina & Cia.	Curtume
Vista Alegre do Alto	Destilaria Nardini Ltda.	Álcool

Em relação às cargas provenientes dos sistemas de saneamento *in situ*, IG/CETESB/DAEE (1997) avaliaram as cargas poluidoras considerando a produção média de 4 kg N-NO₃⁻/ano/habitante, sendo utilizados os dados de população atendida pela rede de esgotos do SEADE referente ao ano de 1987. A classificação das cargas foi obtida de acordo com a quantidade total de nitrato gerada por ano. (QUADRO 7.79).

QUADRO 7.79: Critérios para a classificação das cargas potencialmente poluidoras de fontes dispersas – saneamento *in situ* (IG/CETESB/DAEE 1997)

	Carga de saneamento <i>in situ</i> (kg N-NO ₃ /ano)		
	Elevada	Moderada	Reduzida
Áreas urbanas sem rede de coleta de esgoto	> 50.000	< 50.000 e > 20.000	< 20.000

Na UGRHI 15 foram avaliados 55 municípios, resultando em apenas dois municípios com cargas elevadas (São José do Rio Preto e Votuporanga), dois com cargas moderadas (Catanduva, Fernandópolis) e 51 restantes com cargas reduzidas.

Em relação ao risco de contaminação, considerando-se a área urbana como local principal de disposição das cargas poluidoras de saneamento *in situ* pode-se avaliar o risco de contaminação apresentando os resultados por município, apesar do estudo IG/CETESB/DAEE (1997) apresentar um levantamento regional.

Todos os municípios da Bacia situam-se em áreas com vulnerabilidades entre Baixa-alta e Média-alta. São José do Rio Preto e Votuporanga, com cargas elevadas, apresentam alto risco de contaminação do Aquífero Bauru, e apenas o município de Catanduva permanece com risco moderado de contaminação. Todos os demais apresentam baixo risco de contaminação.

Conforme destacado por IG/CETESB/DAEE (*op. cit.*), os resultados obtidos são apenas indicativos dos riscos de contaminação das águas subterrâneas, devendo ser utilizados para a definição de prioridades em programas contínuos de investigação e monitoramento, em escala de maior detalhe.

7.5.2.4 Rede de monitoramento

A Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo é operada pela Cetesb desde julho de 1990, em atendimento à Lei Estadual 6.134 de 02/06/88, regulamentada pelo Decreto Estadual N° 32.955 de 07/02/91 (CETESB 1998).

Em CETESB (1998), apresenta-se uma avaliação das análises realizadas desde julho de 1990 até setembro de 1997. O monitoramento iniciou-se com poços utilizados para o abastecimento público, priorizando-se os aquíferos considerados mais vulneráveis à contaminação. Posteriormente foram adotados os seguintes critérios complementares para a seleção dos poços:

- distribuição espacial dos poços no aquífero em estudo, procurando-se evitar a escolha de vários numa mesma região;
- construção adequada do poço e “perfil geológico confiável”, representativo de cada aquífero;
- poços com distribuição de águas de apenas uma Formação ou “horizonte aquífero”(este critério é particularmente difícil de ser aplicado no Grupo Bauru, porque a grande maioria dos poços captam águas de distintas profundidades);
- poço em funcionamento, durante as campanhas de amostragem.

Atualmente, a rede de monitoramento é composta por 146 poços tubulares profundos em todo o Estado. Deste total, 15 poços localizam-se em municípios com sede na UGRHI 15, porém somente 11 localizam-se dentro dos limites da UGRHI. O QUADRO 7.80 apresenta a identificação dos poços monitorados pela Cetesb. Entre os poços monitorados, nove constam do cadastro geral, obtido no âmbito deste relatório, apresentado no ANEXO D. A localização pode ser visualizada no DESENHO 9, sendo identificados pelo número de cadastro. À exceção do poço em Fernando Prestes, todos os demais poços monitorados na UGRHI correspondem a captações no Aquífero Bauru.

QUADRO 7.80: Poços selecionados para o monitoramento das águas subterrâneas nos municípios da UGRHI.

Nº do cadastro	Município	Proprietário	Nº do poço no local	Aquífero
74	Cajobi	Sabesp	P2 – Monte Verde	Bauru
14*	Cândido Rodrigues	Sabesp	P4 - Serrinha	Bauru
207	Catiguá	Sabesp	P3	Bauru
18*	Fernando Prestes	Sabesp	P2 - Agulha	Bauru/Serra Geral
309	Indiaporã	Sabesp	P1 – Tupinambá	Bauru
322	Macedônia	Sabesp	P3	Bauru
21*	Mirassol	Prefeitura Municipal	P23	Bauru
429	Monte Alto	Sabesp	P1 - Ibitirama	Bauru
516	Nova Granada	Sabesp	P1 – Mangaratu	Bauru
533	Novais	Prefeitura Municipal	P19	Bauru
616	Palmares Paulista	Sabesp	P3	Bauru
-	Pedranópolis	Sabesp	P5	Bauru
-	São José do Rio Preto	Prefeitura Municipal	P219	Bauru
1245	Uchoa	Prefeitura Municipal	-	Bauru
52*	Urânia	Sabesp	P1	Bauru

* poços localizados fora dos limites da UGRHI 15.

Verifica-se que a periodicidade das coletas e análises não é fixa, sendo registradas usualmente uma ou duas análises por ano.

A Cetesb selecionou como indicadores de qualidade das águas subterrâneas os elementos de maior interesse, em termos de ocorrência natural, e alguns indicadores de efeito antrópico. O QUADRO 7.81, apresenta a lista de parâmetros selecionados, os métodos analíticos utilizados pelos laboratórios da Cetesb e os padrões de potabilidade estabelecidos na Portaria 36 de 19/01/90, do ministério da Saúde (CETESB 1998), os quais foram adotados como valores de referência de qualidade das águas subterrâneas.

QUADRO 7.81: Parâmetros monitorados, padrões de potabilidade e métodos analíticos utilizados (CETESB 1998)

Parâmetros	Padrão ⁽¹⁾ e Unidade	Método Analítico	
		Laboratório de São Paulo	Laboratórios Regionais do Interior
Temperatura	°C	Termômetro de mercúrio	Termômetro de mercúrio
PH	6.5 – 8.5	Phmetro	PHmetro
Dureza	500 mg/L de CaCO ₃	Titulometria com EDTA	Titulometria com EDTA
Cond. Elétrica a 25 °C	µS/cm	Condutividade de eletrodo	Condutividade de eletrodo
Oxigênio consumido	mg/L de O ₂	Titulometria com permanganato de potássio	Titulometria com permanganato de potássio
Sólidos totais dissolvidos	1000 mg/L	Gravímetro	Gravímetro
Nitrogênio amoniacal	mg/L de N	Colorimétrico – método automático do Fenato	Colorimétrico – método automático do Fenato
Nitrogênio nitrato	10 mg/L de N	Colorimétrico – método do fenoldissulfônico	Colorimétrico – método do fenoldissulfônico
Nitrogênio nitrito	mg/L de N	Colorimétrico – método do n-naftil etilenodiamina	Colorimétrico – método do n-naftil etilenodiamina
Nitrogênio Kjeldahl total	mg/L de N	Colorimétrico – método automático do fenato – após digestão	Colorimétrico – método relativo de Nesler
Potássio	mg/L de K	Absorção atômica	-
Cálcio	mg/L de Ca	Titulometria com EDTA	Absorção atômica
Cloreto	250 mg/L de Cl	Titulometria com Nitrato mercúrio	Titulometria com Nitrato de prata
Cromo total	0.05 mg/L de Cr	Absorção atômica	Absorção atômica
Ferro total	0.3 mg/L de Fe	Absorção atômica	Colorimétrico – método ortométrico
Fluoreto	0.6 – 1.7 mg/L de F	Eletrodo íon seletivo	Eletrodo íon seletivo
Cont. Padr. Bact.	Col/mL	Tubos múltiplos membrana filtrante	Tubos múltiplos membrana filtrante
Coliforme total	0 NMP/100mL	Tubos múltiplos membrana filtrante	Tubos múltiplos membrana filtrante
Coliforme fecal	0 NMP/100mL	Tubos múltiplos membrana filtrante	Tubos múltiplos membrana filtrante

(1) PORT 36 – Ministério da Saúde (19/01/90)

Os resultados obtidos do monitoramento dos poços da UGRHI-15 são apresentados no ANEXO D. O QUADRO 7.82 apresenta os parâmetros considerados como elevados em relação aos demais poços analisados e a amplitude de variação obtida por aquífero.

QUADRO 7.82: Teores anômalos detectados nos poços tubulares monitorados

Município	Prof (m)	Proprietário	Período de Análise	Parâmetro	Amplitude de variação (mg/L)	Padrões de potabilidade ⁽¹⁾
Cajobi	126	Sabesp	95-97	Nitrato Fluoreto	5,2 – 9,6 0,10 – 1,30	10 mg/L de N 0,6 – 1,7 mg/L de F
Indiaporã	98	Sabesp	93-97	Fluoreto	0,14 – 0,88	0,6 – 1,7 mg/L de F
Uchoa	130	Sabesp	93-97	Nitrato	1,0 - 9,8	10 mg/L de N
Nova Granada	84	Sabesp	94-97	Cromo total	<0,05 – 0,11	0,05 mg/L de Cr
Urânia	130	Sabesp	93-97	Cromo total	<0,005 – 0,10	0,05 mg/L de Cr

(1) PORT 36 – Ministério da Saúde (19/01/90)

Nos poços dos municípios de Cajobi e Indiaporã foram observados teores elevados em fluoreto, atingindo concentrações de 0,8 a 1,3 mg/L. Os valores encontrados, entretanto, situam-se dentro dos padrões de potabilidade adotados (0,6 a 1,7 mg/L), além de ser considerado como um elemento de origem natural nas águas subterrâneas.

Entre os contaminantes inorgânicos considerados como indicadores de efeitos antrópicos, o nitrato é o principal parâmetro analisado, uma vez que o tipo de rocha não influi substancialmente na variação do seu teor nas águas. Desta forma, a elevação do teor de nitratos nas águas subterrâneas indica a influência de fontes de contaminação, tais como: esgoto doméstico (fossas), lixo, fertilizantes agrícolas, agrotóxicos e efluentes ou resíduos industriais.

Foram observados teores elevados em nitratos nos municípios de Cajobi e Uchoa. Em Cajobi, as análises indicam também presença de teores acima da média para o Aquífero Bauru em potássio, cloreto e em valores de condutividade elétrica. Porém, não foi possível a determinação da fonte de poluição. Em Uchoa, a presença de coliformes é indicativa de provável proteção sanitária inadequada. Em ambos os casos, as concentrações encontradas não ultrapassam o padrão de potabilidade adotado.

Teores acima dos padrões de potabilidade foram verificados apenas nas análises de cromo total, nos municípios de Nova Granada e Urânia. Estudos recentes (HIRATA & RODOLFFI 1993 e ALMODOVAR 1995) têm apontado evidências de origem natural do cromo, associada aos sedimentos da Formação Adamantina. Entretanto, CETESB (1998) destaca que as regiões onde foram encontrados os teores anômalos em cromo, apresentam instalações de indústrias de couro e devem ser, portanto, alvo de investigações mais detalhadas.