DENISE GALLO PIZELLA

**Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas
doces superficiais**

**Dissertação apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos,
Universidade de São Paulo, como
parte dos requisitos para obtenção
do Título de Mestre em Ciências da
Engenharia Ambiental.**

Orientador: Prof. Titular Marcelo Pereira de Souza

**São Carlos
2006**

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha família, em especial minha mãe e avó, que sempre se encontram a meu lado fazendo mais do que o possível para auxiliar-me. À minha irmã e tios João e Ortência, pelo mesmo apoio constante.

Ao Vagner, pelas diversas contribuições, dedicação, companheirismo e ternura que me dão forças para perseguir meus sonhos.

A meus filhotes que tanto amo.

Aos amigos que me acompanharam nesta jornada.

A todos os mestres que me inspiram na luta pelos meus ideais.

AGRADECIMENTOS

Nestes dois anos de muito trabalho, gostaria de agradecer a todos que, direta ou indiretamente, tenham contribuído para sua realização, a começar pelo Prof. Marcelo, pela amizade, confiança e ensinamentos.

À minha família, que forneceu a base e os valores que possibilitaram o desenrolar desta análise, especialmente ao apoio constante de minhas mãe e irmã, avó Maria, tia Ortência e Tio João que, com todo o amor e dedicação, auxiliaram-me de todas as formas que lhes foram possíveis.

Agradeço muito ao total apoio do Vagner, com sua dedicação, amor e companheirismo, elementos insubstituíveis para o desenvolvimento deste trabalho, e aos meus filhotes que me acompanham por onde vou.

Ao apoio dos amigos de Sertãozinho Eliane, Émerson, Janaína, Adriano, amigos e alunos do Curso Comunitário Paulo Freire, e tantos outros. Em São Carlos, àqueles que tive a alegria de conhecer e conviver, especialmente ao Cláudio, Mateus, Celinha, Ana Lúcia e Érica.

Ao CNPq pela concessão de financiamento para a realização deste trabalho.

Ao Evaldo, pelo apoio em minhas constantes dúvidas e pela amizade e aos demais docentes do SEA pelos conhecimentos compartilhados.

Ao pessoal do SIG pelo apoio e amizade.

A todos do CRHEA pela acolhida, pelos préstimos concedidos e amizade, especialmente à Claudete, Wellington, Mara, Aquiles e aos demais funcionários que permitem a existência deste Centro.

À Profa. Dra. Mônica Porto da POLI/USP e ao Prof. Dr. Marcos Von Sperling da UFMG, pela atenção e disposição de material bibliográfico de grande relevância para o trabalho. À todos da lista de discussões da ABRH, pela indicação de material e discussões que se mostraram totalmente pertinentes a este trabalho.

“Sejamos simples e calmos,
Como os regatos e as árvores,
E Deus amar-nos-á fazendo de nós
Nós como as árvores são árvores
E como os regatos são regatos,
E dar-nos-á verdor na sua primavera,
E um rio aonde ir ter quando acabemos
E não nos dará mais nada, porque dar-nos mais
seria tirar-nos mais.”

Alberto Caeiro

RESUMO

PIZELLA, D.G. **Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais**. 2006. 159 f. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

O Brasil é um país dotado de grandes reservas hídricas superficiais e biodiversidade aquática, apesar de sua distribuição desigual entre as diversas regiões hidrográficas. Tendo em vista o conceito de desenvolvimento sustentável presente em diversos Tratados Internacionais de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, objetivados à preservação dos ecossistemas aquáticos juntamente com a distribuição equitativa dos benefícios advindos da utilização dos recursos hídricos, a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9433/97) estabeleceu os objetivos e os instrumentos regulatórios e econômicos que norteiam a gestão hídrica brasileira, tendo por pressuposto a utilização sustentável destes recursos. Dentre os instrumentos criados para tanto, destacam-se neste trabalho a definição de padrões de qualidade para as águas superficiais, regulamentada pela Resolução CONAMA nº 20/86 e revogada pela Resolução CONAMA nº 357/05, e o enquadramento dos corpos de água superficiais, regulamentado pela Resolução CNRH nº 12/00. A partir do conhecimento sobre os novos paradigmas que estruturam os sistemas de gestão da qualidade hídrica em países com tradição em sua implementação, procurou-se desenvolver uma análise crítica do sistema de gestão da qualidade hídrica brasileiro, com enfoque para os sistemas de classificação das águas doces superficiais, considerando-se os objetivos e critérios de qualidade hídrica adotados e os sistemas de monitoramento. Para a realização dos objetivos propostos, procedeu-se à revisão bibliográfica dos documentos balizadores dos objetivos da gestão hídrica em âmbito mundial, buscando-se identificar os princípios que norteiam os sistemas de gestão da qualidade hídrica em escala global; análise dos sistemas de gestão da qualidade hídrica em países de referência, como Estados Unidos da América, Canadá, União Européia, Reino Unido, França, Austrália e Nova Zelândia, com intuito de identificar as novas tendências de gestão da qualidade hídrica; análise do sistema de gestão da qualidade hídrica brasileira nos aspectos de disponibilidades e demandas, organização institucional e legal, objetivos, parâmetros e padrões de qualidade, sistema de classificação e enquadramento dos corpos de água doce superficiais, buscando-se identificar os principais problemas e desafios de gerenciamento. Constataram-se entraves de ordem técnica, legal, econômica, social e institucional, como: falta de articulação entre os instrumentos das políticas hídrica e ambiental e entre órgãos gestores; dificuldades no estabelecimento de Comitês e as Agências de Bacias, indispensáveis para a eficácia do sistema; incongruência entre objetivos de qualidade hídrica protetivos e a existência de classes de qualidade permissivas; desenvolvimento de padrões de qualidade hídrica considerando apenas as características físico-químicas e microbiológicas da água, em detrimento de suas características ecossistêmicas; além da defasagem no sistema de informações ambientais e no monitoramento da qualidade hídrica em todo o território. A partir do diagnóstico realizado neste trabalho, buscou-se levantar recomendações para o aperfeiçoamento do sistema tendo em vista o cumprimento dos objetivos de sustentabilidade ambiental das políticas ambiental e hídrica brasileiras.

Palavras-chave: gestão da qualidade hídrica, classificação das águas doces, enquadramento dos corpos de água.

ABSTRACT

PIZELLA, D.G. **Analysis of environmental sustainability of the superficial freshwater classification system.** 2006. 159 f. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

Brazil is a country endowed with great superficial water reserves and aquatic biodiversity, despite its unequal distribution among diverse hydrographic regions. In view of the sustainable development concept established in many international Environment and Water Treated, objectified to the aquatic ecosystems preservation and the equitable distribution of the water uses benefits, the National Water Policy (Law n° 9433/97) determined the objectives and the regulatory and economic instruments that guide the sustainable use of these resources. Among these instruments, are distinguished in this work those directly related to the water quality management, as the definition of superficial water quality standards, regulated in CONAMA Resolution n° 20/86 (revoked by CONAMA Resolution n° 357/05), and the superficial water bodies framing, regulated in CNRH Resolution n° 12/00. From the knowledge on the new paradigms that structuralize the water quality management systems in countries with tradition in its implementation, it was looked to develop a critical analysis of the Brazilian water quality management system, under the institutional point of view and of the instruments legally constituted to implement it, with approach for the superficial freshwater classification systems, considering the objectives and criteria of water quality adopted and the monitoring systems. For the accomplishment of the objectives considered in this work, it was proceeded the bibliographical revision from documents makers of the water management objectives in a world-wide scope, searching to identify the principles that guide the water quality management systems in a global scale; analysis of water quality management systems in reference countries, as United States of America, Canada, European Union, United Kingdom, France, Australia and New Zealand, with intention to identify the new trends of water quality management; analysis of Brazilian water quality management system in the aspects of availabilities and demands, institutional and legal organization, objectives, parameters and water standards, classification system and superficial freshwater framing, searching to identify the main problems and challenges of management. There were evidenced technical, legal, economic, social and institutional impediments, as: articulation lack between water and environment policies instruments and between managing agencies; difficulties in the establishment of Committees and Basins Agencies, indispensables for the system effectiveness; incongruity among water quality protective objectives and the existence of permissive quality classes; development of water quality standards considering only the water microbiological and physicist-chemistries proprieties, disrespecting its ecosystem characteristics; beyond the imbalance in the environment information and water quality monitoring systems in all country. From the diagnosis carried through in this work, one searched to raise recommendations for the perfectioning of the system in view of the fulfilment of Brazilian water and environmental policies sustainability objectives.

Key words: water quality management, freshwater classification, enquadramento das águas doces.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Protocolo para derivação de critérios de qualidade hídrica no Canadá.....	3
Figura 2. Protocolo simplificado para a classificação dos corpos de água segundo o WFD.....	50
Figura 3. Divisão Hidrográfica Brasileira.....	76
Figura 4. Bacias estaduais que possuem os corpos de água enquadrados e a legislação utilizada para a classificação das águas.	126
Figura 5. Problemas enfrentados pelos estados para a implementação e aplicação do enquadramento dos corpos de água	127
Figura 6. Nível de implementação do monitoramento da qualidade das águas nas unidades da Federação.....	130

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Diretrizes de algumas das Declarações Internacionais ratificadas pelo Brasil referentes à água.	10
Tabela 2 - Principais doenças de veiculação hídrica em escala mundial.....	20
Tabela 3 - Classificação das águas superficiais pelo WFD (2000/60/EC), em função do estado do corpo de água.	46
Tabela 4 - Prazos para a implementação das estratégias do WFD.	51
Tabela 5 - Classes de qualidade ambiental correspondentes aos Índices de qualidade ecológica na Inglaterra e País de Gales.....	6
Tabela 6 - Classes de qualidade hídrica na Inglaterra e País de Gales	7
Tabela 7 - Classes de qualidade hídrica na Escócia.....	58
Tabela 8 - Parâmetros de qualidade hídrica comumente utilizados na França	63
Tabela 9 - Índices de qualidade hídrica e suas descrições	4
Tabela 10 - Classes de qualidade hídrica francesas.....	5
Tabela 11 - Distribuição percentual dos domicílios brasileiros que se utilizam soluções alternativas para o suprimento de água, segundo as grandes regiões geográficas.	79
Tabela 12 - Cobertura dos serviços de saneamento por classes de renda 2000.....	81
Tabela 13 – Leis e instituições responsáveis pelo enquadramento dos corpos de água nas unidades de federação brasileiras.....	121
Tabela 14 - Critério Crônico para as concentrações de amônia proposto pelo EPA para águas doces, considerando a presença de peixes nos estágios preliminares de vida.....	158

Tabela 15 - Critério Crônico para as concentrações de amônia proposto pelo EPA para águas doces, considerando a ausência de peixes nos estágios preliminares de vida.....	154
---	-----

LISTA DE SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Águas

ANZECC – Australian and New Zealand Environment and Conservation Council

ARMCANZ – Agriculture and Resource Management Council of Australian and New Zealand

CCREM- Canadian Council of Ministers of the Environment

CETESB- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos

CERH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

CWQG – Canadian Water Quality Guidelines

DEFRA – Department for Environment, Food and Rural Affairs

DNAEE - Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica

EA – Environmental Agency

EEC- European Economic Community

EQI- Ecological Quality Indices

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IPVA- Índice de Proteção da Vida Aquática

IUCN – International Union for Conservation of Nature

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MS – Ministério da Saúde

NPDES- National Pollutant Discharge Elimination System

OMS – Organização Mundial de Saúde

PERH – Política Estadual de Recursos Hídricos

PNMA – Política Nacional de Meio Ambiente

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos

PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

SISNAMA – Sistema Nacional de Meio Ambiente

SAGE – Schéma d’Aménagement et de Gestion des Eaux

SDAGE – Schéma Directeur d’Aménagement et de Gestion des Eaux

SEGRH – Sistema Estadual de Gerenciamento dos Recursos Hídricos

SEMA- Secretaria Especial de Meio Ambiente

SEMAM - Secretaria do Meio Ambiente da Presidência da República

SEPA - Scottish Environment Protection Agency

SIGRH – Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos

SNGRH - Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

SRH – Secretaria de Recursos Hídricos

USEPA – US Environment Protection Agency

UWWTD - Urban Waste Water Treatment Directive

WCED – World Commission on Environment and Development

WFD – Water Framework Directive

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	4
2.1. OBJETIVO GERAL.....	4
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
3. METODOLOGIA	6
4.DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL: PRESSUPOSTOS E OBJETIVOS DA GESTÃO HÍDRICA	8
5. QUALIDADE HÍDRICA	12
5.1. Bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas de água doce	14
5.2. Impactos antrópicos sobre a qualidade hídrica	16
6. GESTÃO DA QUALIDADE HÍDRICA.....	24
6.1. Objetivos de qualidade hídrica.....	25
6.2. Indicadores de qualidade hídrica	28
6.3. Padrões de qualidade ambiental e Padrões de emissão.....	30
7. SISTEMAS DE GESTÃO DA QUALIDADE HÍDRICA EM PAÍSES DE REFERÊNCIA	34
7.1. Estados Unidos da América	34
7.2. Canadá	40
7.3. União Européia.....	44
7.4. Reino Unido	52
7.4.1. Inglaterra e País de Gales.....	53
7.4.2. Escócia.....	57
7.5. França	61
7.6. Austrália e Nova Zelândia.....	67
7.7. Tendências identificadas nos sistemas de classificação da qualidade hídrica, de acordo com sua análise em países de referência	71
8. SISTEMA DE GESTÃO DA QUALIDADE HÍDRICA NO BRASIL	75
8.1. Situação dos recursos hídricos no Brasil	75
8.1.1. Distribuição dos recursos hídricos	75

8.1.2. Demandas pelos recursos hídricos.....	78
8.2. Política Ambiental Brasileira.....	85
8.3. Política Hídrica Brasileira	877
8.4. Objetivos e Padrões de qualidade hídrica no Brasil.....	91
8.5. Enquadramento das águas doces superficiais brasileiras	96
8.6. Análise dos objetivos de qualidade hídrica	99
8.7. Análise dos critérios de qualidade hídrica.....	103
8.8. Análise dos padrões de qualidade hídrica da Resolução CONAMA n°357/05, com enfoque aos usos mais restritivos das águas doces.....	106
8.8.1. Padrões de qualidade hídrica visando o abastecimento para consumo humano	109
8.8.2. Padrões de qualidade hídrica visando a proteção das comunidades aquáticas .	114
8.9. Análise institucional do sistema de gestão da qualidade hídrica.....	117
9. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	131
10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	137

INTRODUÇÃO

A escassez e imprescindibilidade da água para a vida não impedem sua utilização inapropriada pelo Homem, dificultando sua disponibilidade atual e futura. A renovação da água no planeta ocorre por meio do ciclo hidrológico, com a água movimentando-se continuamente entre as fases sólida, líquida e gasosa e possibilitando a recarga de rios, reservatórios e águas subterrâneas, indispensáveis à sobrevivência humana. Na medida em que interage com os elementos do solo, subsolo e atmosfera, sua qualidade é por estes influenciada e, com a extensão das ações humanas sobre a paisagem natural, vêm se modificando intensamente, dificultando a manutenção dos ecossistemas aquáticos e terrestres e sua utilização múltipla pelo ser humano.

A diversificação dos usos múltiplos da água, com a criação de necessidades crescentes pelo recurso são grandes responsáveis por suas alterações em quantidade e qualidade, intensificando os conflitos por sua aquisição (TUNDISI, 2003). Ações antrópicas que desconsideram as dinâmicas dos ecossistemas aquáticos proporcionam modificações no ciclo hidrológico, diminuindo a capacidade de infiltração da água no solo, alterando o regime dos rios e superando a capacidade de recarga das reservas de água (TUNDISI, 2003).

O Brasil é um país dotado de grande diversidade climática, geomorfológica e biológica, apresentando uma ampla rede hidrográfica que responde por 53% da produção de águas doces do continente sul-americano e 12% do total mundial (REBOUÇAS, 1999), cuja distribuição se dá por meio das três grandes unidades hidrográficas do Amazonas, São Francisco e Paraná, que concentram cerca de 80% da produção hídrica do país. As unidades hidrográficas subdividem-se em 12 regiões hidrográficas, com variações espaciais e temporais de distribuição hídrica distintas, sendo tais disparidades na distribuição hídrica desconsideradas como fatores condicionantes quando da ocupação humana ao longo do território, assim como se sucede com as demais

potencialidades e fragilidades naturais do mesmo, resultando em um quadro de degradação ambiental e social por todo o país.

Especificamente em relação aos recursos hídricos, as desigualdades de desenvolvimento econômico regionais, com diferentes graus de ocupação e intensificação das atividades produtivas, resultam em situações de estresse hídrico e ambiental. A estes fatores somam-se os impactos decorrentes da rede de influências antrópicas nos ambientes rurais e urbanos que afetam a integridade dos sistemas hídricos, por meio de ações variadas como: interrupção do fluxo hídrico e degradação da qualidade hídrica, canalização e desvio do curso natural de rios, impermeabilização do leito dos rios no meio urbano, despejo de poluentes, práticas inadequadas de aquíicultura, uso inadequado do solo no meio rural e urbano, dentre outros. As discussões acerca da importância dos fatores naturais para a existência e continuidade das sociedades humanas, das interferências ambientais negativas quando de sua desconsideração nas diversas atividades e a inter-relação destes fatores com a existência de relações sociais desarmônicas evoluíram para a consolidação de metas e práticas ambientais baseadas no conceito de desenvolvimento sustentável, definido como o “desenvolvimento que atenda as necessidades humanas do presente sem o comprometimento de as futuras gerações alcançarem suas próprias necessidades” (WCED, 1987).

A sustentabilidade ambiental incorpora a premente necessidade de manutenção dos ecossistemas de suporte do planeta como premissa indispensável ao crescimento econômico equitativo e à permanência da humanidade. A persistência da vida no planeta passa a ser priorizado nos sistemas de gestão em quaisquer níveis, em conjunto com uma distribuição mais justa dos recursos naturais disponíveis, dentre os quais destaca-se a água, em razão de sua imprescindibilidade à manutenção da vida no planeta e ao desenvolvimento das mais variadas atividades humanas.

Tendo em vista o conceito de desenvolvimento sustentável e suas premissas preconizadas em diversos Tratados Internacionais de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, com intuito de preservação dos ecossistemas juntamente à distribuição equitativa dos benefícios advindos da utilização dos recursos hídricos, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) (Lei nº 9433/97) estabeleceu os objetivos e os instrumentos regulatórios e econômicos que norteiam a gestão hídrica brasileira, tendo por pressuposto a utilização sustentável dos recursos hídricos.

Dentre os instrumentos criados para tanto, destacam-se neste trabalho aqueles diretamente relacionados ao sistema de gestão da qualidade hídrica, como a definição de padrões de qualidade para as águas superficiais, regulamentada pela Resolução CONAMA nº 20/86 (revogada pela Resolução CONAMA nº 357/05) e o enquadramento dos corpos de água superficiais, regulamentado pela Resolução CNRH nº 12/00. A partir da identificação das premissas de sustentabilidade ambiental presentes nas legislações que regem a gestão da qualidade hídrica brasileira (incluindo os tratados internacionais de recursos hídricos ratificados pelo país), buscar-se-á investigar nesta pesquisa o sistema de gestão da qualidade hídrica brasileira, nos aspectos: objetivos, critérios e padrões de qualidade, enquadramento das águas doces, disponibilidades e demandas pela água ao longo do território, cooperação institucional entre os órgãos que fazem parte do sistema de gestão e monitoramento. Procurar-se-á também conhecer o sistema de gestão da qualidade hídrica em países de referência, a fim de identificar novos paradigmas que estruturam os sistemas de gestão da qualidade hídrica em países com tradição em sua implementação. A partir destes dados, procurar-se-á desenvolver uma análise crítica do sistema de gestão da qualidade hídrica brasileiro, sob o ponto de vista institucional e dos instrumentos legalmente constituídos para implementá-lo, com enfoque para os sistemas de classificação das águas doces superficiais, considerando-se os objetivos e critérios de qualidade hídrica adotados e os sistemas de monitoramento.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Considera-se como objetivo geral do trabalho:

A análise da adequação ou não do sistema de gestão da qualidade hídrica brasileiro, com enfoque ao sistema de classificação das águas doces superficiais, aos pressupostos de gestão hídrica sustentável identificados nos tratados e conferências internacionais de gestão hídrica ratificados pelo Brasil, como a Conferência Internacional sobre a Água e o Meio Ambiente de Dublin de 1992, a Declaração do Rio de Janeiro para o Meio Ambiente e Desenvolvimento de 1992 (especificada no capítulo 18 da Agenda 21), a Declaração de Paris de 1998 e a Declaração Ministerial de Haia sobre Segurança Hídrica no Século 21 de 2000.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Consideram-se como objetivos específicos:

- Análise dos sistemas de gestão da qualidade hídrica em países de referência, afim de se identificar suas tendências de gestão, nos aspectos de objetivos e critérios de qualidade, além das estratégias utilizadas para a classificação das águas nestes países.
- Análise da adequação ou descumprimento dos padrões de qualidade das águas doces em relação ao nível de qualidade requerida para cada classe de água doce da Resolução CONAMA nº 357/05, tendo-se em vista os usos mais restritivos de cada classe.

- Análise dos objetivos e critérios utilizados para o desenvolvimento dos padrões de qualidade hídrica no Brasil.
- Identificação do sistema de gestão da qualidade hídrica do ponto de vista institucional e o monitoramento das águas doces superficiais brasileiras.

3. METODOLOGIA

Para a realização dos objetivos propostos neste trabalho, foram adotados os seguintes procedimentos:

- revisão bibliográfica dos documentos balizadores dos objetivos da gestão hídrica em âmbito mundial: Agenda 21, Declaração de Dublin, Declaração Ministerial de Haia sobre Segurança Hídrica no Século 21 e Declaração de Paris, visando a identificação dos princípios que norteiam os sistemas de gestão da qualidade hídrica em diversos países, inclusive o Brasil.

- análise dos sistemas de gestão da qualidade hídrica em países de referência. Como critérios de escolha, realizou-se levantamento bibliográfico para a identificação dos países mais citados como modelos de organização institucional, legal, e que mais se aproximassem aos pressupostos de gestão identificados nos documentos supracitados. A disponibilidade de informações foi outro requisito fundamental para a escolha, optando-se pelos Estados Unidos da América, Canadá, Austrália e Nova Zelândia, França, Reino Unido e União Européia. Na análise dos dados, buscou-se identificar os objetivos da gestão hídrica e os sistemas utilizados para a avaliação da qualidade e classificação dos corpos de água doce superficiais, assim como o monitoramento, quando existente.

- a partir da análise dos países de referência e de levantamento bibliográfico, buscou-se identificar as novas tendências de gestão, relacionadas aos objetivos do trabalho: objetivos e critérios/parâmetros de qualidade e sistemas de classificação dos corpos de água doce superficiais.

- análise do sistema de gestão da qualidade hídrica brasileira abrangendo os aspectos: situação dos recursos hídricos quanto aos aspectos de demandas e disponibilidades, objetivos, parâmetros e padrões de qualidade, sistema de classificação e enquadramento dos corpos de água doce

superficiais e organização institucional. Buscou-se, desta forma, identificar os principais problemas e desafios da gestão, segundo a análise de diversos autores, assim como delinear recomendações para o aprimoramento do sistema.

- a análise dos parâmetros de qualidade para as classes de água doce da Resolução CONAMA nº 357/05, tendo em vista os usos mais restritivos a que são destinadas (abastecimento doméstico e proteção de comunidades aquáticas), foi realizada da seguinte forma:

- abastecimento doméstico: comparação dos limites de concentração para cada substância da Resolução com os valores de referência para potabilidade recomendados pela Organização Mundial de Saúde, por meio do documento *Guidelines for Drinking-water Quality* (2004) e pela Portaria 518/04 do Ministério da Saúde.
- proteção das comunidades aquáticas: comparação dos limites de concentração para cada substância da Resolução com os valores de referência para proteção de comunidades contra efeitos crônicos e agudos recomendados pela Agência de Proteção Ambiental norte-americana (USEPA), tendo por base o documento *Current National Recommended Water Quality Criteria* (2003) e pelo Conselho de Ministros do Meio Ambiente do Canadá, por meio do documento *Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life* (CCREM, 1999).

4. DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL: PRESSUPOSTOS E OBJETIVOS DA GESTÃO HÍDRICA

A preocupação com as conseqüências ambientais perniciosas derivadas do rápido crescimento tecnológico e econômico dos países industrializados, ocasionou um debate mundial a respeito dos estilos de vida por eles adotados e dos caminhos que poderiam ser trilhados a fim de se reverter o quadro de degradação tanto da base natural de sustentação à vida quanto ao ambiente antrópico. Neste sentido, a União Internacional de Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN), em conjunto com o PNUMA e o *World Wildlife Fund* (WWF) publicaram um programa denominado *World Conservation Strategy*, dando origem ao termo “desenvolvimento sustentável” (ELLIOT, 1994), inspirado na idéia de codesenvolvimento formulada na Conferência de Estocolmo de 1972 (ALMEIDA, 1998). No entanto, foi apenas em 1987 que o conceito adquiriu amplitude global por intermédio do estudo elaborado pela Comissão Mundial para o Meio Ambiente e Desenvolvimento (WCED) da ONU (também conhecida como Comissão Brundtland), denominado “Nosso Futuro Comum”. Neste relatório, há um pormenorizado estudo sobre a relação entre desenvolvimento e meio ambiente, em conjunto a sugestões de políticas para se alcançar tal concepção de desenvolvimento. A WCED (1987) definiu desenvolvimento sustentável como sendo “aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem à suas próprias necessidades” (p. 46), ou seja, uma forma de desenvolvimento que permita a manutenção da base ecológica do planeta indefinidamente, ao mesmo tempo em que possibilite a distribuição equitativa dos bens e serviços ambientais a nível global. Para tanto, consideraram-se como indispensáveis em âmbito global a implantação de medidas que aumentassem a eficiência no uso dos recursos naturais, minimizassem a produção de resíduos e prevenissem danos ambientais irreparáveis, cujos custos e benefícios seriam distribuídos por toda a sociedade (WCED, 1987).

A idéia de desenvolvimento sustentável tem como fundamento ecológico o conceito de capacidade de suporte, definido como “a velocidade máxima de consumo de recursos e de produção de resíduos que pode ser sustentada indefinidamente em uma região sem impactar a produtividade e a integridade ecológica” (CARLEY; CHRISTIE, 1993, p.43). Desta forma, a utilização sustentável de um determinado recurso natural pressupõe limites baseados em sua capacidade regenerativa e assimilativa de agentes poluidores, que podem ser definidos mediante políticas de manejo visando tal controle.

As conseqüências do desenvolvimento econômico sobre os recursos hídricos e as dificuldades em se estabelecer sua utilização de forma eqüitativa, juntamente à necessidade de se buscar caminhos à sustentabilidade ambiental de seu uso a nível global foram pauta de diversas conferências, tratados e acordos assinados pelo Brasil, como a Conferência Internacional sobre a Água e o Meio Ambiente em Dublin de 1992, a Declaração do Rio de Janeiro para o Meio Ambiente e Desenvolvimento de 1992 (especificada no capítulo 18 da Agenda 21), a Declaração de Paris de 1998 e a Declaração Ministerial de Haia sobre Segurança Hídrica no Século 21 de 2000. Um resumo das diretrizes destas declarações está representado na Tabela 1.

Tabela 1- Diretrizes de algumas das Declarações Internacionais ratificadas pelo Brasil referentes à água.

Declarações	Diretrizes
Agenda 21 Global (1992)	Desenvolvimento e manejo integrado dos recursos hídricos, garantindo seus usos múltiplos; Avaliação dos recursos hídricos; Proteção dos recursos hídricos, considerando os ecossistemas aquáticos; Garantia ao abastecimento de água potável e ao saneamento básico; Promoção do desenvolvimento urbano sustentável; Água para a produção sustentável de alimentos e desenvolvimento rural sustentável; Promoção de tecnologias sustentáveis para a utilização dos recursos naturais; Prevenção contra impactos da mudança do clima sobre os recursos hídricos.
Declaração de Dublin (1992)	Gerenciamento integrado dos solos e da água; Gestão participativa dos recursos hídricos; Reconhecimento do valor econômico da água.
Declaração de Paris (1998)	Proteção dos ecossistemas para a reabilitação e manutenção do ciclo hidrológico; Fortalecimento das instituições locais e da cooperação internacional para a gestão dos recursos hídricos; Integração de todos os aspectos de desenvolvimento ao gerenciamento dos recursos hídricos.
Declaração Ministerial de Haia sobre Segurança Hídrica no Século 21 (2000)	Garantia ao acesso da água em qualidade e quantidade e ao saneamento básico em âmbito mundial; Participação da sociedade (principalmente das mulheres) na gestão dos recursos hídricos; Garantia à segurança alimentar, através do uso mais eficiente da água; Proteção dos ecossistemas, através da gestão sustentável dos recursos hídricos; Garantia aos usos múltiplos da água; Segurança contra riscos hidrológicos; Valoração econômica da água.

Fonte: MMA (2004); Tundisi (2003); Setti, (1994).

Tais Tratados lançaram os fundamentos e princípios para a gestão ambiental em todo o mundo e, apesar das dificuldades em se definir claramente os objetivos e estratégias de alcance do desenvolvimento sustentável, pode-se, a partir dos mesmos, delinear suas premissas gerais. Com relação especificamente à gestão hídrica, têm-se os seguintes pressupostos balizadores aos

sistemas de gestão da qualidade hídrica, que serão considerados como critérios na análise da sustentabilidade do sistema de classificação das águas doces superficiais no Brasil:

- equidade na distribuição dos bens e serviços ambientais.
- adoção dos princípios da prevenção e precaução na utilização dos recursos hídricos.
- gestão participativa e descentralizada, com decisões realizadas no menor nível organizacional possível.
- gestão integrada entre planos governamentais setoriais e de recursos hídricos. Gestão integrada entre solo e água (incluindo-se águas subterrâneas, continentais superficiais e costeiras), referida na agenda 21 como gestão ecossistêmica.
- valoração econômica da água, por meio de instrumentos de cobrança socialmente justos (princípios do poluidor-pagador e do usuário-pagador).
- uso racional da água, visando a diminuição do consumo, a reciclagem e o reaproveitamento do recurso. Nas indústrias, adoção da análise do ciclo de vida dos produtos. Conscientização da população por meio de ações educativas.
- atendimento aos usos múltiplos da água, com prioridade às necessidades humanas básicas, como abastecimento, segurança alimentar e saneamento, e à proteção dos ecossistemas aquáticos.
- proteção contra riscos de origem natural e antrópicos (secas, inundações, poluição).
- proteção dos ecossistemas aquáticos e terrestres relacionados, por meio de práticas de conservação de áreas pouco impactadas e a recuperação das degradadas. Manutenção da integridade biológica.
- bancos de dados com informações ambientais e sociais de amplo acesso. Transferência de tecnologias.

5. QUALIDADE HÍDRICA

A qualidade da água é determinada por suas inter-relações com os componentes do meio nas diversas etapas do ciclo hidrológico, sendo também função do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica (SPERLING, 1996). É comumente expressa em parâmetros físico-químicos, como temperatura, turbidez, pH, concentrações de nitrogênio, fósforo, metais e materiais em suspensão, dentre outros, e microbiológicos, como quantidade de coliformes termotolerantes, protozoários, cianobactérias, helmintos, bactérias, vírus, dentre outros. No entanto, torna-se cada vez mais comum e consensual na comunidade científica a consideração da estrutura geomorfológica dos ambientes superficiais lóticos e lênticos por meio de parâmetros como relevo, declividade, composição do substrato e estrutura do leito e margens, assim como a biota aquática, em parâmetros que considerem a estrutura e função de suas comunidades. Tais considerações justificam-se pela interdependência dos fatores mencionados, que condicionam o estado e a existência uns dos outros, em ambientes definidos como ecossistemas.

Apesar das diversas conceituações existentes para o termo ecossistema, destaca-se a definição dada por Odum (1988, p.9):

[...] qualquer unidade (biossistema) que abranja todos os organismos que funcionam em conjunto (a comunidade biótica) numa dada área, interagindo com o ambiente físico de tal forma que um fluxo de energia produza estruturas bióticas claramente definidas e uma ciclagem de materiais entre as partes vivas e não-vivas da natureza que inclui organismos vivos e substâncias não vivas, que interagem para produzir uma troca de materiais entre as partes vivas e não vivas.

Ecossistemas constituem-se por elementos abióticos fundamentais, como água, luz, temperatura, minerais, e bióticos, abrangendo grupos definidos em níveis tróficos específicos. A estrutura e funcionalidade dos ecossistemas são analisadas quando da avaliação de seu estado,

que pode se situar no espectro da condição prístina a altamente degradada. Apesar das dificuldades em se encontrar ecossistemas em estado prístino, ou seja, de não distúrbio, devido à ampla incidência dos impactos ambientais advindos de ações antrópicas, definem-se ambientes mais próximos às condições naturais como ecologicamente íntegros, ou seja, que tenham necessidade mínima de suporte externo (KAR, 1991), com “capacidade de manter uma comunidade adaptativa e balanceada que seja relativamente similar à biocenose natural de uma área respectiva” (ANGERMEIR; KAR, 1994). Por outro lado, ambientes degradados e distantes em diversos graus das condições de pré-distúrbio são estabelecidos em razão de sua incapacidade de auto-organização em termos estruturais e funcionais, que os torna mais suscetíveis a impactos e impossibilita seu processo sucessional (MÜLLER, 1998).

Ecossistemas possuem características que definem sua capacidade de reagir aos impactos ambientais, estando estabelecidas nos conceitos de resistência e resiliência. De acordo com Holling (1973), resistência é a capacidade de o sistema absorver ou dissipar a perturbação, enquanto que resiliência é definida como “a velocidade na qual o sistema pode retornar ao estado de pré- perturbação após um distúrbio”. Sistemas resilientes podem ser facilmente alterados, não sendo necessariamente muito resistentes, mas possuem uma capacidade maior de retornar à condição inicial, e se caracterizam pelos componentes: elasticidade, ou seja, o tempo requerido para a restauração do sistema ao estado de pré-distúrbio; amplitude, definida como a intensidade da modificação do estado inicial e de seu retorno ao mesmo, e maleabilidade, a intensidade na qual o novo estado de equilíbrio estabelecido após a recuperação do sistema difere do estado inicial (WESTMAN, 1985). A capacidade de resiliência e resistência a impactos está diretamente relacionada ao grau de integridade dos sistemas ecológicos, daí a necessidade de se conhecer as dinâmicas dos ecossistemas terrestres e aquáticos e de considerar a busca por sua

manutenção ou recuperação como um dos objetivos últimos da gestão ambiental e de recursos hídricos.

5.1. Bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas de água doce

Além de seu valor intrínseco para a existência de todas as espécies vivas, os ecossistemas de água doce provêm aos seres humanos diversos benefícios, na forma de produtos de consumo direto (também denominados de bens ambientais), como água para abastecimento e irrigação, recursos genéticos e alimentares, e de serviços ambientais, como especificados a seguir (EMERTON; BOS, 2004; FRICKER, 1998; REVENGA et al., 2000):

- a manutenção do suprimento hídrico, promovida pelas atividades de infiltração e percolação da água no solo, facilitadas pela presença de vegetação ciliar e florestal na área de drenagem.
- diluição e transporte de resíduos: desde tempos remotos, ecossistemas lóticos e lênticos são utilizados como meio de transporte e degradação de resíduos, devido suas propriedades físicas de velocidade do fluxo, diluição e sedimentação e da atividade biodegradadora dos decompositores e de absorção pelos produtores, os quais atuam como meios naturais de purificação hídrica. No entanto, os despejos de origem industrial, agrícola e urbana na maior parte das vezes excedem a capacidade de autodepuração do sistema, desestruturando seus processos internos.
- corredores de transporte de matéria e energia: em condições naturais, os ecossistemas aquáticos encontram-se conectados entre si e com o ambiente terrestre. Tal fato possibilita a existência de trocas contínuas de materiais e energia entre rios, lagos, planícies de inundação e ambientes terrestres, responsável pela manutenção de redes alimentares complexas e dinâmicas que caracterizam sistemas ecologicamente íntegros. Um exemplo claro da importância desta

conectividade pode ser verificada nos ambientes lóticos em relação aos peixes migratórios, que dela dependem para a procriação e a manutenção do ciclo vital.

- estética e recreação: a contemplação da beleza cênica de ambientes aquáticos preservados e as diversas atividades culturais que proporcionam é um componente essencial das sociedades humanas.

- manutenção da biodiversidade: a interdependência das redes alimentares aquáticas e terrestres, a disponibilidade de habitats para espécies aquáticas e terrestres que realizam parte de seu ciclo de vida nestes ambientes, além do fato de se constituírem como a principal fonte de água para maioria das espécies existentes, tornam os ecossistemas de água doce componentes essenciais e imprescindíveis para a manutenção da biodiversidade e, conseqüentemente, da sobrevivência futura destes e dos demais ecossistemas.

- amortecimento do fluxo hídrico em períodos chuvosos: a presença de áreas alagadas e planícies de inundação componentes dos ecossistemas aquáticos atuam como reguladores do fluxo hídrico e da diminuição do impacto sobre o meio terrestre adjacente em períodos de cheias. Tal fato ocorre pelo armazenamento da água nas áreas alagadas e pela infiltração da mesma proporcionada pelos vegetais.

- controle da erosão: a erosão em ambientes urbanos é derivada da exposição do solo nu para a construção da infra-estrutura urbana (loteamentos, avenidas) e da ausência de vegetação ciliar ao longo dos corpos hídricos, e constitui-se numa das maiores fontes geradoras de impactos das águas receptoras, contribuindo para o transporte de sedimentos da bacia de drenagem para as mesmas (PORTO, 1995; PERRY; VANDERKLEIN, 1996).

- controle da temperatura hídrica: a temperatura é uma propriedade que exerce grande influência na qualidade da água, sobre o metabolismo e respiração de peixes e demais animais aquáticos, a condutividade, condutância, salinidade e capacidade de dissolução de gases essenciais à vida.

Temperaturas elevadas diminuem o teor de oxigênio dissolvido e aceleram os processos metabólicos e respiratórios dos seres vivos, ocasionando um aumento na demanda por este gás.

5.2. Impactos antrópicos sobre a qualidade hídrica

Nos sistemas hídricos, os impactos ambientais podem ser causados por contaminação/poluição química e orgânica, a destruição de habitats e o uso consumptivo que supere a recarga das reservas superficiais e subterrâneas, ocasionando a desorganização estrutural e funcional da biota aquática e a perda hídrica em termos qualitativos e quantitativos.

A Política Nacional de Meio Ambiente (Lei nº 6938/81, art.3, incisoIII) apresenta a seguinte definição de poluição:

[...] a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente:

- a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas;
- c) afetem desfavoravelmente a biota;
- d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente;
- e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

A poluição está diretamente relacionada à capacidade assimilativa do meio, realizada por meio da diluição de seus componentes, adsorção aos sedimentos presentes tanto na superfície quanto no leito do corpo de água e absorção e degradação realizada pelas atividades da biota.

Com relação à localização dos lançamentos, a poluição hídrica pode ser pontual, quando seus agentes atingem o corpo de água de forma concentrada no espaço, ou difusa, quando os poluentes encontram-se distribuídos ao longo de sua extensão (VON SPERLING, 1995). Já em escala temporal, a poluição pode ser crônica, quando as descargas são realizadas de forma

contínua, ou episódica e intermitente, quando não podem ser previstas no espaço e no tempo (MASON, 1996).

De acordo com a natureza dos poluentes e os efeitos que provocam no meio, a poluição pode ser tóxica, quando derivada de materiais inorgânicos, como metais e compostos industrializados, ou orgânica. Os danos dos poluentes tóxicos nas comunidades aquáticas é função de sua natureza e concentração, podendo ser agudos, quando sentidos rapidamente, provocando danos irreversíveis e até mesmo fatais, ou crônicos, quando da longa exposição dos organismos a doses baixas, podendo também causar danos irreversíveis (MASON, 1996). Na presença de vários tipos de poluentes, sua ação pode se dar de forma sinérgica, quando combinada, ou antagônica, quando há interferência recíproca. Quando introduzidos nos corpos de água, tais poluentes podem ocasionar modificações na estrutura das comunidades aquáticas, geralmente ocasionando elevados níveis de mortalidade sobre indivíduos mais suscetíveis e a manutenção das espécies mais tolerantes, ou até mesmo alterando-lhes fisiologicamente de forma a diminuir sua capacidade reprodutiva (MASON, 1996). De forma geral, há uma redução na biodiversidade dos ecossistemas e na complexidade das relações neles existentes, tornando-os menos resilientes e resistentes a impactos. As atividades mineradoras, agrícolas e industriais são as maiores contribuintes para a toxicidade aquática (MASON, 1996; TUNDISI, 2003).

A poluição orgânica ocorre no momento em que matéria orgânica em excesso é introduzida nos corpos de água, de forma a ultrapassar sua capacidade natural de assimilação, ocasionando um fenômeno conhecido como eutrofização, ou fornecendo substrato para a sobrevivência de organismos patogênicos. A descarga de efluentes orgânicos de origem agrícola, industrial ou doméstica libera elevadas quantidades de nitrogênio e fósforo nos meios receptores, elementos limitantes ao crescimento de organismos produtores. Como consequência, há a súbita proliferação destes, notadamente das cianobactérias (muitas das quais liberam toxinas no meio) e

plantas aquáticas superiores, e um aumento na demanda por oxigênio dissolvido requerido para sua decomposição. Desta forma, o corpo hídrico entra em um estado de depleção de oxigênio, impossibilitando a permanência dos organismos mais sensíveis e, em razão disto, reduzindo a diversidade de espécies anteriormente existente, encontrando-se eutrofizado (TUNDISI, 2003). Dependendo da quantidade de material em suspensão, a própria atividade fotossintética dos produtores pode ser seriamente prejudicada em função da diminuição na penetração da luz no meio aquático, acelerando o processo (TUNDISI, 2003).

Além de serem fonte de nutrientes, os poluentes orgânicos podem se estabelecer como abrigo ou alimento para o desenvolvimento de diversos tipos de microorganismos, muitos dos quais de ação patogênica para o ser humano, provocando a disseminação de doenças. No caso de efluentes de origem doméstica, como esgotos e resíduos sólidos e do escoamento superficial urbano e rural (notadamente em locais de atividade agropecuária), há a liberação de elevadas quantidades de patógenos, sobretudo de coliformes fecais, vírus e vermes. Calcula-se que, em todo o mundo, faleçam por volta de 25 milhões de pessoas ao ano vítimas de doenças de veiculação hídrica (MASON, 1996), enquanto outras milhões padecessem destas enfermidades, trazendo juntamente aos problemas de saúde pública, uma diminuição da produtividade nos países mais frágeis, em razão da perda de dias de trabalho (WCED, 1987).

Podem-se classificar as doenças hídricas em quatro grupos:

- doenças diretamente veiculadas pela água
- doenças cujos vetores se relacionam com a água
- doenças cuja origem está na água (organismos que passam parte do ciclo vital na água (ex: *Schistossoma mansoni*).
- doenças relacionadas com a falta ou mau uso da água (hábitos higiênicos inadequados, ocasionados também por situações de escassez).

O desenvolvimento das doenças hídricas pode ter efeitos imediatos, como no caso do contato com patógenos, ou de ação cumulativa de efeitos a longo prazo, quando da ingestão de substâncias tóxicas, resultando em alterações nas funções fisiológicas dos seres vivos, mutagenicidade e teratogenecidade.

O esgoto não coletado e lançado diretamente nas águas superficiais, além de degradar e impossibilitar a existência de uma comunidade aquática funcional e estruturalmente diversa é fonte de inúmeras doenças, as quais, somadas a precarização da higiene provocada pelo suprimento hídrico per capita inadequado, respondem pela maior parte das causas de mortalidade infantil e das internações hospitalares no mundo e no Brasil. Um resumo das principais doenças de veiculação hídrica em escala mundial se encontra na tabela 2.

Tabela 2 - Principais doenças de veiculação hídrica em escala mundial.

Doenças humanas transmitidas por veiculação hídrica			
Doença	Agente infeccioso	Tipo de organismo	Sintomas
Cólera	<i>Vibrio cholerae</i>	Bactéria	Diarréia severa e grande perda de líquido
Disenteria	<i>Shigella dysenteriae</i> outros microorganismos	Bactéria	Infecção do cólon e dores abdominais mais intensas
Enterite	<i>Clostridium perfringes</i> e outra bactéria	Bactéria	Inflamação do intestino delgado; diarréia; dores abdominais
Febre tifóide	<i>Salmonella typhi</i>	Bactéria	Dor de cabeça; perda de energia; hemorragia intestinal; febre
Hepatite infecciosa	Hepatite, Vírus A	Vírus	Inflamação do fígado; vômitos e febre; perda de apetite
Poliomielite	<i>Polivírus</i>	Vírus	Febre; diarréia; dores musculares; paralisia e atrofia dos músculos
Criptosporidiose	<i>Cryptosporidium</i>	Protozoário	Diarréia e dores abdominais
Disenteria amebiana	<i>Entamoeba histolytica</i>	Protozoário	Infecção do cólon; diarréia e dores abdominais
Esquistossomose	<i>Schistosoma</i> sp.	Verme	Doença tropical do fígado; diarréia; perda de energia; fraqueza; dores abdominais intensas
Ancilostomíase	<i>Ancylostoma</i> sp.	Verme	Anemia severa
Malária	<i>Anopheles</i> sp.	Protozoário	Febre alta
Febre amarela	<i>Aedes</i> sp.	Vírus	anemia
Dengue	<i>Aedes</i> sp.	Vírus	anemia

Fonte: Raven; Berg; Johnson ¹ (1998) apud Tundisi (2003).

¹ RAVEN, P.H.; BERG, L.R.; JOHNSON, G. B. **Environment**. Saunders College Publishing, 1998. 579p.

A poluição hídrica possui características distintas quanto à composição, formas de lançamentos e alcance, sobretudo à saúde humana, entre países desenvolvidos e subdesenvolvidos. Os primeiros, pioneiros no desenvolvimento de sistemas de gestão hídrica bem estruturados institucional e financeiramente e de tecnologias de controle de fontes pontuais, tanto de origem doméstica quanto industrial, realizaram com sucesso o controle da poluição orgânica de origem doméstica e, com variações, vêm buscando a diminuição e mitigação dos poluentes industriais, considerado ainda um de seus grandes problemas. O principal desafio atualmente nestes países se dá em relação às fontes difusas, tanto agrícolas quanto urbanas, maiores responsáveis pela degradação da qualidade hídrica. Enquanto isto, no mundo subdesenvolvido, o problema das cargas orgânicas domésticas urbanas e rurais difusas consiste em seu desafio mais urgente, principalmente em razão dos milhões de pessoas anualmente atingidas pelas doenças hídricas, sendo dificultada pela inabilidade institucional e insuficiência financeira que os marcam. A tais questões, soma-se o rápido e crescente desenvolvimento industrial e a expansão das terras agrícolas, acompanhadas de práticas intensivas de cultivo, tornando cada vez mais grave o lançamento de substâncias tóxicas nos ecossistemas aquáticos.

As alterações provocadas na estrutura física dos corpos de água, contribuem significativamente para a destruição de habitats aquáticos e as conseqüentes perdas de bens e serviços oferecidos por estes ecossistemas, podendo ser ocasionadas pela construção de reservatórios, canais, diques, obras de transposição e drenagem, impermeabilização do solo, dentre outros, ocasionando a fragmentação de ecossistemas e a alteração do fluxo hídrico.

A canalização de rios, por meio da retificação das margens, aprofundamento do leito e, comumente, a impermeabilização das margens e do leito com estruturas de concreto, está associada aos seguintes impactos: perda da sinuosidade natural e da diversificação de habitats e fluxo hídrico associados; desconexão do canal principal à planície de inundação, impedindo os

processos de troca de nutrientes e a migração de seres vivos durante as cheias; perda de áreas alagadas e erosão das margens, liberando sedimentos e nutrientes para a água (USEPA, 1999). Como consequência do aumento das atividades erosivas nas margens e leito dos rios, têm-se modificações substanciais em sua morfologia e a destruição de seus habitats, dificultando a sobrevivência de várias espécies. Dentre as alterações morfológicas advindas da erosão estão a queda das margens e dos arbustos que nelas se fixam, o aumento da largura do canal e o assoreamento do leito. Os sedimentos transportados freqüentemente se depositam nas áreas de menor velocidade de fluxo, destruindo habitats e a fauna bentônica e obstruindo o fluxo fluvial. Dentre outros impactos estão a alteração do material do leito e das variações de relevo que possibilitam a formação de remansos e corredeiras, destruindo habitats de organismos bentônicos e refúgio para peixes, em razão da ausência de barreiras naturais, uniformização e aumento do fluxo em todo o canal; desconexão do canal com as águas subterrâneas, impossibilitando a recarga do corpo de água, com diminuição da vazão em períodos secos, além da degradação das comunidades biológicas aquáticas e terrestres da planície de inundação e perdas de serviços ambientais, como abastecimento, devido à escassez hídrica e contaminação, recreação, estética, pesca, e aumento do risco de inundações (BROOKES, 1988).

A urbanização ocasiona impactos significativos sobre a recarga de aquíferos e lençóis freáticos. À medida que a bacia hidrográfica tem sua superfície impermeabilizada, sua vegetação nativa retirada e seu solo compactado, há perda da capacidade natural de infiltração de água no solo. Desta forma, as águas subterrâneas têm seu volume reduzido, fenômeno que é intensificado pela superexploração destas reservas para o suprimento hídrico da população urbana. Um fator decorrente nesta redução é a diminuição do fluxo basal dos rios que, nos períodos secos, não são mais realimentados da mesma forma que nas situações de pré-desenvolvimento. Esta diminuição proporciona impactos agravantes, dada a necessidade de volumes adequados de fluxo para a

manutenção de habitats e organismos, diluição de poluentes descarregados nas águas receptoras, abastecimento e demais usos antrópicos da água. Outros impactos advindos da urbanização são a alteração dos processos de absorção e infiltração hídrica, com diminuição da recarga de aquíferos e aumento drástico nas vazões de cheias; diminuição da entrada de nutrientes no canal, afetando sobretudo os sistemas lóticos, quando da retirada da vegetação ciliar. Além disto, águas receptoras urbanas sofrem freqüentes abalos em suas temperaturas devido à lavagem, pelo escoamento, de ruas, avenidas, estacionamentos pavimentados e telhados, superfícies eficientes na armazenagem do calor solar, às descargas industriais e à redução do sombreamento proporcionada pela retirada da vegetação ciliar (PERRY; VANDERKLEIN, 1996).

A construção de reservatórios está associada à alteração do fluxo, aumentando o período de retenção hídrica na represa, diminuindo a vazão dos sistemas a jusante; alteração no transporte de nutrientes e sedimentos, aumentando o período de retenção e as trocas em ambientes adjacentes; interferência na migração e reprodução de peixes, além de perdas de serviços ambientais, como recursos pesqueiros, atividades recreativas, pesca, agricultura, transporte, dentre outros (TUNDISI, 2003); alagamento da área de drenagem, com destruição de habitats terrestres e ecótonos e perda de terras das comunidades ribeirinhas.

6. GESTÃO DA QUALIDADE HÍDRICA

A gestão da água, assim como de outros recursos naturais, determina-se a conciliar as necessidades humanas à capacidade de suporte do meio, sendo a consolidação de objetivos e estratégias para o alcance do desenvolvimento sustentável (SOUZA, 2000). No caso da gestão da qualidade hídrica, tem-se por objetivo a garantia de padrões de qualidade adequados para a garantia dos diversos usos antrópicos da água e da proteção das comunidades aquáticas. No entanto, de acordo com as peculiaridades culturais, econômicas e políticas de cada local, o grau de proteção ambiental e de interferência humana desejados sobre os ecossistemas aquáticos variam, condicionando as medidas a serem adotadas, as quais são estruturadas por instrumentos de comando e controle, planejamento e econômicos.

Instrumentos de comando e controle, também conhecidos como regulatórios, são os mais tradicionais e se caracterizam pela regulação ambiental direta realizada pelas autoridades governamentais, por meio de normas de caráter obrigatório, passíveis de monitoramento e punição (BERNSTEIN, 1993). A vantagem deste tipo de instrumento está na autoridade máxima fornecida aos órgãos reguladores no direcionamento dos recursos públicos para o alcance dos objetivos ambientais, de acordo com as prioridades sociais e ambientais, que dificilmente seriam efetivadas com os mecanismos de livre iniciativa do mercado. No entanto, apresenta as desvantagens de uma maior complexidade exigida em termos de arranjo institucional, recursos humanos especializado e demanda financeira para as atividades de fiscalização (ALMEIDA, 1998). Em se tratando da gestão da qualidade hídrica, os instrumentos regulatórios mais utilizados são os objetivos de qualidade ambiental, os padrões de qualidade da água e de emissão de efluentes e a outorga para uso da água.

Os instrumentos econômicos, disseminados a partir da década de 60, baseiam-se na idéia de internalização das externalidades ambientais e sociais negativas provenientes das atividades potencialmente poluidoras, funcionando como incentivos à racionalização do uso e preservação da qualidade ambiental, por meio dos mecanismos de mercado. Suas vantagens derivam da efetividade no controle da degradação hídrica sem a necessidade de pesados investimentos estatais, sobretudo para as atividades de fiscalização, além de permitirem ao empreendedor a escolha de estratégias mais custo-efetivas para o alcance dos objetivos de qualidade (BERNSTEIN, 1993). Ao mesmo tempo, se estabelecidos de forma justa, as externalidades negativas oriundas da degradação são transferidas diretamente para o poluidor, que se vê forçado a adotar sistemas de prevenção para o ganho da concorrência. Dentre os mais disseminados encontram-se os princípios do poluidor-pagador e do usuário-pagador, a cobrança pelo uso da água, tarifas, subsídios e os mercados de água (PORTO, 2002; ALMEIDA, 1998).

Tanto os instrumentos de comando e controle quanto os econômicos possuem vantagens e desvantagens na gestão da qualidade hídrica de um país, de acordo com seu contexto social, ambiental, econômico e político. No entanto, é cada vez mais disseminada a idéia de sua atuação conjunta para o alcance dos objetivos de qualidade desejados (PORTO, 2002). Em razão do escopo deste trabalho e da extensão do assunto, far-se-á uma revisão apenas dos objetivos de qualidade hídrica e dos parâmetros e padrões de qualidade e emissão.

6.1. Objetivos de qualidade hídrica

Representam a base do sistema de gestão, indicando o nível de qualidade desejado para um determinado corpo de água, de forma a atender os usos atuais e possivelmente futuros da água, considerando ou não a proteção dos ecossistemas. Todos os demais instrumentos devem ser

articulados como medidas para seu alcance (PORTO, 2002). A escolha dos objetivos de qualidade hídrica envolve o diagnóstico prévio das condições ambientais, sociais, econômicas e tecnológicas do sistema em questão, a fim de possibilitar o conhecimento sobre as necessidades primordiais dos setores usuários e das comunidades e dos conflitos potenciais ou existentes pelos usos da água e dos aspectos ecológicos do corpo de água, fornecendo uma indicação de seu estado atual e da relação entre este e as atividades desenvolvidas. Desta forma, em conjunto com a análise da capacidade tecnológica e financeira existentes, os objetivos de qualidade podem ser derivados com enfoque nas principais necessidades antrópicas e do corpo de água, possibilitando o planejamento ambiental, sendo designados de forma indicativa, permitindo-lhes adaptações ao longo do tempo, ou por meios legais de caráter obrigatório, cabíveis de fiscalização pelo poder público.

Segundo Porto (2002) e Von Sperling e Chernicaró (2002), a escolha dos objetivos de qualidade necessita atender aos seguintes requisitos para ser bem sucedida:

- delimitação adequada da unidade de gerenciamento, em função das relações de influência mútua entre os usos da água e do solo e dos ecossistemas aquáticos e terrestres, além da consideração sobre a legislação, arcabouço institucional e relações sociais existentes. A escala espacial deve refletir toda a área afetada pelos usos atuais e futuros da água e do solo, de forma a permitir uma visão conjunta dos problemas em um horizonte temporal de longo prazo. A maioria dos países adota a bacia hidrográfica como unidade de gerenciamento, envolvendo, de acordo com as peculiaridades locais, mais de uma bacia ou subdivisões de uma mesma bacia (sub-bacias). Fatores culturais, econômicos e técnicos também influenciam no processo.
- o processo deve ser participativo, envolvendo toda a comunidade usuária e afetada pelos usos existentes, assim como os setores econômicos e as instituições responsáveis pela gestão. A abordagem participativa, desenvolvida por meio de conselhos, auditorias e demais formas de

consulta pública é a única maneira de se identificar os anseios das comunidades e dos usuários, assim como dos conflitos e dos problemas ambientais existentes. No entanto, devido ao caráter técnico das auditorias e do conteúdo de difícil assimilação dos relatórios apresentados, uma participação efetiva de todos os atores apenas pode ser garantida pelo exercício contínuo da discussão, possibilitada pelo fomento às associações de bacias, referendos, atividades de educação ambiental nas escolas e comunidades, dentre outras.

- os objetivos devem ser realistas, ou seja, adequados às capacidades técnicas, institucionais e financeiras locais, o que não exclui a possibilidade de se traçar objetivos de qualidade mais restritivos no futuro. Adotar objetivos em desacordo com as peculiaridades locais é prejudicial em razão de seu provável desatendimento se muito rígidos, ocasionando o descrédito por parte dos setores envolvidos sobre os mecanismos legais que o forçaram. Desta forma, é aconselhável adotar objetivos menos ambiciosos no início que possam efetivamente ser alcançados, tornando-os progressivamente mais rígidos à medida que condições mais favoráveis vão sendo estabelecidas. No entanto, em conjunto com a definição de objetivos progressivos, deve-se instituir medidas que conduzam ao aprimoramento institucional, legal, tecnológico e financeiro que os possibilitem.

- o processo deve ser adaptativo, ou seja, devido ao caráter dinâmico das sociedades humanas e dos ambientes naturais, é necessário que seja revisto periodicamente, com o intuito de se constatar falhas, problemas ou melhorias que indiquem possíveis alterações nas estratégias ou até mesmo nos objetivos adotados. De forma contrária, corre-se o risco da inadequação de todo o processo à realidade, tornando-o ineficaz.

- deve possuir horizonte de longo prazo, por meio de um processo de planejamento. Os objetivos de qualidade hídrica estabelecidos no presente devem necessariamente, de acordo com os pressupostos do desenvolvimento sustentável, considerar suas conseqüências futuras ao corpo de

água e às populações envolvidas. Daí a imprescindibilidade de se determinar os objetivos futuros desejados, os quais devem condicionar os primeiros.

6.2. Indicadores de qualidade hídrica

São importantes instrumentos de gestão, na medida em que permitem a avaliação direta do estado do sistema hídrico e, conseqüentemente, do grau de atendimento aos objetivos de qualidade designados. Podem ser estabelecidos como variáveis individuais ou por índices de qualidade. O uso de parâmetros individuais possui a vantagem da pormenorização das informações ambientais e da detecção mais acurada das variáveis em desacordo com o padrão estabelecido, as quais podem se situar como as causas dos impactos aferidos ao sistema, enquanto que sua desvantagem reside no extenso número de parâmetros a serem analisados e na dificuldade de se determinar efeitos sinérgicos. Já o uso de índices de qualidade possuem a vantagem de apresentar uma média das variáveis analisadas, permitindo uma análise integrada de suas ações no sistema e uma maior facilidade de entendimento de seu estado para os gestores e o público em geral, com a desvantagem de não oferecer informações mais detalhadas (CETESB, 2005). A escolha de indicadores apropriados depende intimamente dos objetivos de qualidade desejados e do conhecimento sobre as características do corpo de água (SOUZA, 2003). De forma abrangente, pode-se definir parâmetros ou índices de qualidade químicos, físicos ou biológicos.

Indicadores físico-químicos são bastante consolidados sendo, em diversos países, os únicos presentes nas leis que regulamentam a gestão da qualidade hídrica, em virtude da abordagem tradicional da poluição como restrita aos aspectos químicos da água. A utilização destes indicadores possui a vantagem da praticidade e da fácil reprodução metodológica sob

diversas condições ambientais, além de serem imprescindíveis para o controle de fontes de lançamento pontuais. No entanto, quando utilizados na ausência de indicadores biológicos, têm a desvantagem de demonstrar o estado atual do corpo de água de forma parcial, desconsiderando seus impactos atuais e acumulados sobre a integridade de todo o ecossistema aquático.

Assim como os indicadores físico-químicos, os biológicos podem ser derivados como variáveis isoladas, para avaliação de grupos determinados (macroinvertebrados e peixes sendo os mais comuns) ou ainda por meio de índices que abranjam comunidades inteiras, como os Índices de Integridade Biológica, amplamente utilizados nos EUA e em diversos países europeus (PORTO, 2002). O uso de tais indicadores têm demonstrado diversas vantagens quando combinados com a abordagem tradicional, tornando-os cada vez mais disseminados como instrumentos de gestão, tanto por parte de países com sistemas consolidados quanto por aqueles com sistemas mais recentes. As comunidades biológicas respondem e interagem a uma variedade de fatores físicos, químicos e biológicos presentes naturalmente no meio ou introduzidos pelas atividades antrópicas. Sendo o último elo da complexa cadeia de fenômenos que ocorrem no ambiente aquático, a biota demonstra, por meio de sua estrutura e funcionamento, o estado em que se encontra o ecossistema de forma mais eficaz e visível do que a composição química da água e dos sedimentos (YODER, 1993).

Mesmo quando os objetivos de qualidade hídrica se referem apenas a aspectos utilitaristas, sem qualquer consideração sobre a integridade do ecossistema, a presença de degradação na comunidade biológica pode demonstrar uma condição química passada possivelmente indesejada, que ainda se manifesta por intermédio da bioacumulação e metabolização dos contaminantes que, porventura, traga consequências negativas ao uso atual e futuro do corpo d'água. Dois métodos de avaliação da qualidade ambiental fazem uso destes tipos de indicadores: o monitoramento biológico e o bioensaio.

O monitoramento biológico é utilizado como forma de avaliação do estado do ecossistema, partindo do pressuposto de que a riqueza e abundância de espécies variam em função do mesmo. Deste modo, conhecendo-se a estrutura e o funcionamento de comunidades em locais ecologicamente semelhantes e pouco modificados e comparando-os com a área estudada, têm-se o grau de degradação estimada do sistema (YODER, 1993). Já o método de bioensaios utiliza-se de organismos para estudos ecotoxicológicos de poluentes individuais ou de ação sinérgica, por meio da avaliação das alterações genéticas, bioquímicas e anatômicas, da capacidade reprodutiva e da genotoxicidade observadas nos indivíduos sob diversas quantidades da substância testada (SOUZA, 2003).

6.3. Padrões de qualidade ambiental e Padrões de emissão

Quando os parâmetros indicadores da qualidade hídrica são incorporados à legislação, tornam-se padrões ambientais, podendo ser numéricos ou narrativos. Devido ao caráter legal, os padrões de qualidade são obrigatórios e, portanto, passíveis de fiscalização e sanções quando de seu descumprimento. Os padrões ambientais, condicionados que são aos objetivos de qualidade, costumam ser específicos para cada uso da água, por meio de valores-limite das variáveis indicadoras. Desta forma, a maioria dos países dotados de sistema de gestão da qualidade hídrica desenvolvem padrões determinados e mais restritivos para abastecimento doméstico, recreação de contato primário e secundário, preservação da vida aquática, aquíicultura e determinadas atividades industriais e agrícolas, enquanto que valores mais permissivos são determinados para o recebimento de efluentes, zonas de mistura e algumas atividades industriais e agrícolas. Como discutido anteriormente, quando da existência de diversos usos, o atendimento deve ser feito àquele de qualidade mais exigente.

Os padrões de emissão ou de lançamento são designados para a limitação dos poluentes introduzidos no corpo receptor por uma determinada atividade, sendo considerados uma forma de controle fim-de-tubo, porém bastante eficientes em se tratando de uma maior previsibilidade do estado de um corpo de água receptor. Para tanto, podem ser elaborados de acordo com a especificidade de cada atividade poluidora ou de forma generalizada e uniforme para fontes de lançamento diversificadas. Em ambos os casos, o efluente deve ser lançado em quantidade tal que, após a diluição, não modifique a qualidade do corpo receptor, com exceção da zona de mistura (área adjacente ao ponto de lançamento, em cuja extensão o efluente ainda não se encontra diluído). Padrões específicos são geralmente estabelecidos por setores industriais e possuem a vantagem da maior adequação do grau de tratamento do efluente de acordo com suas características, mas também podem ser desenvolvidos para o atendimento de padrões de qualidade de acordo com as especificidades do corpo receptor. Os padrões de emissão uniformes, por outro lado, requerem uma menor complexidade de desenvolvimento por parte dos órgãos gestores, apesar de possuírem algumas desvantagens (BERNSTEIN, 1993):

- não consideram os requerimentos de qualidade de acordo com as especificidades locais e a exigibilidade do tratamento de acordo com as características do efluente.
- quando o efeito combinado de vários lançamentos excede a capacidade assimilativa do meio receptor e os padrões de qualidade não são alcançados, a responsabilidade não pode ser relegada a uma fonte específica.
- as fontes a montante do corpo receptor pode consumir sua capacidade assimilativa, reservando às fontes a jusante menores possibilidades de lançamento.
- dificultam a coordenação da emissão de licenças em locais em que existam numerosas fontes de lançamento.

A utilização de padrões de emissão como instrumentos de controle da poluição permitem a regulação apenas sobre as fontes de lançamento pontuais, não possibilitando a fiscalização sobre as fontes difusas, que necessitam de outros meios de controle. Por serem mecanismos de fim-de-tubo, não permitem a avaliação da capacidade poluidora da atividade como um todo, que necessita de outras formas de detecção, como a análise do ciclo de vida dos produtos.

Como discutido para os indicadores de qualidade hídrica, o desenvolvimento de padrões de emissão adequados deve basear-se em amplo conhecimento das condições ambientais físico-químicas, biológicas, geomorfológicas e climáticas locais, além da forma com que as atividades humanas afetam sua integridade e das peculiaridades sociais, tecnológicas e financeiras locais. Principalmente com relação aos padrões de emissão, deve-se proceder a uma correta análise sobre os meios tecnológicos para o tratamento dos efluentes à disposição dos produtores, da capacidade financeira para utilizá-los e os objetivos de qualidade hídrica desejados, visando seu balanceamento. Há três formas de se derivar padrões de emissão em termos de tecnologias de tratamento (JHONSON², 1985 apud PORTO, 2002):

- exigindo-se do produtor o uso da melhor tecnologia disponível (*best available technology*) para a remoção ao máximo dos poluentes. Possui a vantagem de um nível de tratamento mais avançado e a desvantagem de ser geralmente muito custosa.
- uso da melhor tecnologia para poluentes convencionais (*best conventional pollutant control technology*), ou seja, da tecnologia comumente utilizada por um determinado setor produtivo. Tem a desvantagem de não impor o maior controle possível sobre os poluentes e a vantagem da maior acessibilidade por parte do produtor.

² JOHNSON, R.W. Water quality policies and laws: integrated control. **Regional Symposium on Water Resources Policy in Agro-Socio-Economic Development**, Daka, Bangladesh, 1985.

- uso da melhor tecnologia viável (*best practical technology*), permitindo o uso da tecnologia mais adequada a capacidade financeira do produtor. Possui a vantagem econômica ao mesmo e o empecilho do controle máximo sobre a poluição.

Em razão da necessidade de amplo conhecimento sobre os fatores ambientais e sociais e das dificuldades tecnológicas, financeiras e institucionais existentes, é bastante comum os países subdesenvolvidos adotarem sem adaptações, os padrões de qualidade hídrica (tanto ambiental quanto de emissão) derivado pelos desenvolvidos, o que ocasiona diversos problemas para o sistema de gestão hídrica (PORTO, 2002; VON SPERLING e CHERNICHARO, 2002), como será observado posteriormente.

7. SISTEMAS DE GESTÃO DA QUALIDADE HÍDRICA EM PAÍSES DE REFERÊNCIA.

7.1. Estados Unidos da América

A gestão da qualidade hídrica no país teve início na década de 40 com a promulgação de *Water Pollution Control Act* de 1948, em uma abordagem de controle de fontes pontuais sem, contudo, determinar os objetivos de qualidade para os corpos de água, os quais têm início entre o final da década de 60 (USEPA, 2005a). Em 1972, a Agência de Proteção Ambiental Norteamericana (USEPA) promulga o vigente *Clean Water Act*, legislação que norteia a gestão das águas, determinando os objetivos de qualidade hídrica e os instrumentos para seu alcance, tendo como uma de suas estratégias o *National Pollutant Discharge Elimination System* (NPDES), programa que regulamenta o lançamento de efluentes pontuais industriais e municipais, por meio de licenciamento. Em 1975, a Agência regulamenta a adoção dos critérios de qualidade ao mesmo tempo em que inaugura uma política de antidegradação hídrica. A ausência de especificações mais detalhadas na legislação vigente conduz a uma diferenciação entre os programas adotados pelos estados, que variam de critérios bastante básicos e superficiais (principalmente no tocante aos poluentes tóxicos) a mais abrangentes e detalhados. Desta forma, em 1983, uma emenda é adicionada na Regulação dos Padrões de Qualidade da Água, instruindo-se Estados e locais sujeitos a autorizações especiais na criação de políticas de controle da poluição. No entanto, nem todos os estados aderem efetivamente às medidas e, em 1990, a Agência inicia ações para efetivá-las, tornando mandatárias as listas de poluentes anteriores e incluindo novos critérios para metais (USEPA, 2005a).

O *Clean Water Act* estabelece os seguintes objetivos de qualidade a todos os corpos de água da nação (seções 101(a)(2) e 303(c)):

- restaurar e manter a integridade física, química e biológica das águas.
- prover, quando possível, qualidade hídrica necessária à proteção e propagação de peixes e vida selvagem e à recreação de contato primário.
- considerar os usos e valor da água para abastecimento doméstico e industrial, agricultura e navegação.

Para tanto, dispõe dos seguintes elementos:

- designação dos usos do corpo de água.
- critérios numéricos e/ou narrativos para a proteção dos usos.
- política antidegradação, desenvolvida em programas que constam de três níveis (USEPA, 2005b):

1- manter e proteger os usos atuais e os existentes desde 28 de novembro de 1975, com a qualidade correspondente da água. Designar também os usos de pesca e contato primário se a qualidade assim o permitirem.

2- manter e proteger as águas de melhor qualidade (mais do que a necessária para manter os usos de pesca e contato recreacional primário).

3- manter e proteger as *outstanding national resource waters* (ONRWs), águas de qualidade especial, que não podem ser modificadas.

- políticas gerais para implementação dos padrões de qualidade, incluindo a criação de zonas de mistura; determinação da variância dos padrões químicos, permitindo um desvio temporário dos mesmos sob condições especiais, além de medidas para o controle do fluxo hídrico mínimo.

Como medidas para efetivação dos objetivos de qualidade hídrica e identificação de seus principais obstáculos, faz-se uso de padrões de emissão de fontes pontuais industriais e

domésticas, planos de gestão, licenças para lançamentos de efluentes, relatórios de avaliação da qualidade hídrica e programas para controle de poluição difusa.

O arranjo institucional dos EUA, baseado em um elevado grau de independência dos Estados nos aspectos legais e administrativos, estende-se ao sistema de gestão hídrica, conferindo aos mesmos a responsabilidade para a designação dos objetivos de qualidade e a escolha dos padrões que melhor reflitam os usos escolhidos e as condições naturais locais, desde que sejam cientificamente defensáveis. A seção 307(a) apresenta uma lista de concentração máxima de 126 substâncias poluentes prioritárias que deve ser contemplada quando do estabelecimento de critérios numéricos, cabendo ao Administrador local acrescentar ou retirar parâmetros, sob justificativa. Apesar da descentralização das decisões, a USEPA estabelece regras gerais para o processo de designação dos usos da água. O processo inclui revisões a cada três anos dos objetivos de qualidade, por meio da criação de grupos de trabalho e audiências públicas que avaliam as condições hídricas e recomendam a manutenção ou modificação dos objetivos e critérios de qualidade, mediante a disponibilização prévia de sumários contendo a avaliação dos órgãos oficiais para consulta pública (USEPA, 2005a).

A designação dos usos deve ser realizada mediante a avaliação das características físicas, químicas e biológicas da água, da hidromorfologia e da estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos e das áreas de inundação, dos aspectos sociais e econômicos locais e da qualidade cênica do corpo de água, a fim de se analisar as potencialidades para os usos propostos pela comunidade (USEPA, 1994). Durante o processo de designação as agências devem rever, naqueles locais em que não são atendidos os usos de pesca e contato recreacional primário, as possibilidades de designá-los, induzindo os órgãos de controle a uma melhoria progressiva nas exigências da qualidade hídrica. As agências ou demais órgãos responsáveis pela condução do processo devem submeter à Agência um relatório contendo as recomendações finais, cabendo à

mesma decidir pela aprovação da proposta, tendo como uma das ferramentas de análise a adequação com a seção 7 do *Endangered Act*, regulamentação sob ações que colocam em risco espécies ameaçadas de extinção. Antes do parecer final, no entanto, a Agência disponibiliza sua avaliação para nova consulta pública e, caso haja problemas com os critérios e objetivos propostos, pode estabelecer critérios mais adequados. Se forem constatadas melhorias na qualidade hídrica, o corpo de água é reclassificado para atender a usos mais refinados e níveis de integridade biológica maiores (USEPA, 2005a).

Como critérios de qualidade, utilizam-se parâmetros químicos, físicos e biológicos numéricos ou narrativos. Na determinação dos padrões de qualidade, todos os componentes do corpo hídrico devem ser considerados (água, sedimentos e ecossistemas adjacentes), sob uma abordagem ecossistêmica. A título de exemplificação, comentar-se-á a respeito do desenvolvimento dos critérios biológicos.

A USEPA, em conjunto com os Estados e localidades sujeitas a autorizações especiais, deve estabelecer medidas de restauração e manutenção da integridade biológica³ de todas as águas superficiais da nação, por meio da designação de usos da água com critérios biológicos (numéricos ou narrativos) que permitam sua manutenção, baseando-se nas comunidades presentes em locais de referência. Tais locais devem ser selecionados segundo os critérios de semelhança hidromorfológica e ecossistêmica (mesma região biogeográfica) com as áreas em estudo e devem, necessariamente, encontrar-se em condições prístinas ou sujeitas à mínima intervenção antrópica (de preferência sob efeito dos mesmos usos desejados ao corpo de água em estudo). Caso os locais de referência não atendam tais premissas, opta-se pela utilização dos

³ De acordo com USEPA (1990a), entende-se por integridade biológica uma “comunidade de organismos integrada, balanceada e adaptativa com uma composição, diversidade e organização funcional de espécies comparáveis àquelas dos habitats naturais de uma dada região”.

registros históricos do local em estudo previamente à situação de impacto. O nível de proteção varia em função dos usos designados (USEPA, 1990a).

A derivação dos critérios biológicos se dá inicialmente perante uma avaliação das condições do corpo de água sob designação, procedendo-se à análise comparativa de sua biota aquática com aquela do local de referência, por meio de observações na composição, diversidade e organização funcional das comunidades aquáticas. Os padrões derivados desta forma subsidiam a avaliação do impacto ambiental dos usos existentes e desejados da água, permitindo uma análise mais integrada do que aquela fornecida apenas por intermédio de aspectos químicos, influenciando sobremaneira os tomadores de decisão quando da designação dos usos futuros. Os estados têm liberdade para a derivação de critérios biológicos narrativos ou numéricos, desde que especifiquem claramente o tipo e estrutura da comunidade desejados. Quanto aos numéricos, a USEPA recomenda a utilização de abordagens multimétricas que informem a riqueza de espécies, a composição trófica e a abundância e biomassa das diversas categorias biológicas (USEPA, 1990b).

A adoção de critérios biológicos para a criação de objetivos de qualidade hídrica ainda não é obrigatória no país, mas vem se tornando progressivamente comum em seus estados, inclusive como medida para se avaliar os programas de controle da poluição. Além de Maine, outros 14 estados regulamentaram seus usos, dentre os quais destacam-se Ohio, Carolina do Norte, Maryland, Michigan, Arkansas, Connecticut, Arizona e Flórida. No entanto, desde 1991, a USEPA vem adotando políticas para sua obrigatoriedade, estabelecendo períodos para sua implementação (USEPA, 1990b):

- até 2003, para pequenos rios e riachos da nação, incluindo-os em seus planos de desenvolvimento.
- até 2008 para grandes rios, estuários e reservatórios.

A USEPA planeja auxiliar os estados e os locais sujeitos a autorizações especiais com treinamento técnico e guias para o desenvolvimento destes critérios, além de estimular sua complementação com planos de gestão, definindo programas objetivos e o processo de escolha dos locais de referência, que incluam a avaliação das características do habitat com protocolos de análise e monitoramento. No futuro, a Agência procurará integrar a avaliação dos ecossistemas aquáticos com os da zona hiporréica e terrestre circunjascente (incluindo seus aspectos físicos), fornecendo uma análise mais abrangente das interações dos corpos hídricos (USEPA, 1990b).

Após mais de 30 anos de implantação do CWA e de suas medidas para controle das fontes de lançamento pontuais por meio do NPDES, houve uma melhora significativa das condições dos corpos de água no país. Há 25 anos atrás, um terço das águas encontrava-se adequada à pesca e à recreação de contato primário. As perdas de áreas alagadas eram estimadas entre quatrocentos e setenta mil acres ao ano. O escoamento superficial nas áreas rurais decorrente de práticas agrícolas resultavam na erosão de aproximadamente dois bilhões de toneladas de solo ao ano e ao lançamento de grandes quantidades de nitrogênio e fósforo nas águas receptoras, enquanto que os sistemas de tratamento de esgotos serviam a apenas oitenta e cinco milhões de pessoas. Atualmente, dois terços das águas superficiais encontram-se aptas ao nado e à pesca, as perdas de solos agrícolas reduziram-se pela metade, acompanhadas pela diminuição dos lançamentos de fósforo e nitrogênio nas águas receptoras. As perdas de áreas alagadas situam-se em torno de setenta a noventa mil acres anuais, enquanto que os sistemas de tratamento de esgotos servem a cento e sessenta e três milhões de pessoas (USEPA, 2005c).

7.2. Canadá

O Canadá é um país com grande abundância hídrica, contendo 7% de toda a reserva de água doce do planeta. No entanto, sua distribuição territorial é desigual, concentrando 60% do total na região norte do país, enquanto que o sul, com maior densidade demográfica, conta com uma porcentagem menor de reserva hídrica. A abundância hídrica e o intenso desenvolvimento industrial e urbano do sul são responsáveis por um dos maiores consumos de água per capita mundial e à extensão da poluição hídrica nas regiões mais densamente habitadas, ocasionando sua escassez em algumas localidades e contribuindo para a intensificação dos conflitos pelo uso. Com o intuito de se garantir a permanência dos recursos de água doce para uso antrópico e a manutenção dos ecossistemas e administração de seus conflitos, o Canadá instituiu na década de 70 um arcabouço legislativo e institucional com decisões e ações de caráter gerais coordenadas a nível federal e complementadas pelas províncias (ENVIRONMENT CANADA, 2005). Atualmente, a gestão hídrica segue as regras gerais consolidadas no *Federal Water Policy* de 1987, que possui como objetivo “encorajar o uso das águas doces de uma forma eficiente e equitativa, consistente com as necessidades sociais, econômicas e ambientais das gerações presentes e futuras” (CANADA, 1987).

O governo federal canadense, por meio do órgão responsável pela efetivação dos padrões de qualidade hídrica pertencente ao Conselho de Ministros do Meio Ambiente elaborou em 1987, um documento-guia direcionado às províncias e territórios para a designação de objetivos e padrões de qualidade hídrica, denominados *Canadian Water Quality Guidelines*. Assim como nos Estados Unidos da América, no Canadá o desenvolvimento dos padrões de qualidade se dá em escala local, pelas províncias e/ou pelos estados. O objetivo principal dos CWQG é a garantia e proteção em longo prazo dos usos da água e de seus ecossistemas fornecendo, para tanto,

capítulos específicos dedicados a cada um dos usos legalmente protegidos, quais sejam: proteção da vida aquática, abastecimento público, recreação, usos agrícolas e industriais e criação de espécies aquáticas para fins comerciais. Tomar-se-á como exemplo ilustrativo, a criação de padrões de qualidade para a proteção da vida aquática (CCREM, 1999).

O processo de derivação destes padrões (apresentada na Figura 1, página 43), que têm por objetivo a proteção de todo o ciclo de vida das espécies aquáticas presentes no corpo hídrico, deve considerar os principais grupos de seres vivos representativos do ambiente aquático, como algas, macrófitas, invertebrados e peixes, estabelecendo-se critérios numéricos ou narrativos para as variáveis selecionadas, baseando-se em seus efeitos a longo prazo (informações adicionais sobre protozoários, bactérias e anfíbios também podem ser utilizadas). Neste processo, devem-se considerar as variáveis de importância nacional de acordo com a lista de substâncias prioritárias fixadas no *Canadian Environmental Protection Act*, além da seleção de variáveis adicionais mediante consultas às jurisdições federais e das províncias sendo necessária, para cada substância, a obtenção dos seguintes requerimentos mínimos: propriedades físico-químicas, concentrações ambientais, comportamento ambiental, potencial bioacumulativo, toxicidade aguda e crônica para a biota aquática, genotoxicidade, informações sobre outras jurisdições (objetivos, padrões). Além disto, informações adicionais podem ser requeridas, como: processo produtivo e usos, efeitos organolépticos sobre a água, fontes de emissão, métodos de análise e limites de detecção, potencial mutagênico, carcinogênico e teratogênico e sensibilidade de suas diversas concentrações aos organismos que se alimentem diretamente de componentes aquáticos.

Juntamente aos dados ambientais sobre as características físicas, químicas e biológicas do corpo de água, devem-se analisar as condições sociais, políticas e econômicas presentes na bacia em questão, permitindo a definição de objetivos e padrões de qualidades compatíveis à realidade local. Caso as informações obtidas sejam suficientes, pode-se então proceder ao desenvolvimento

de padrões de qualidade e, se forem reduzidas, procede-se à criação de padrões gerais e menos restritivos. Os usos da água a serem protegidos são designados pelos órgãos federais, responsáveis também pela elaboração de relatórios técnicos de suporte e pela revisão dos padrões, e pelos governos provinciais e territoriais e agências ambientais, cujas atribuições incluem o levantamento de dados ambientais e a elaboração de padrões locais, apresentados para aprovação final pelos órgãos apropriados em cada nível administrativo. Programas de monitoramento e medidas de controle da poluição devem ser elaborados para garantir sua efetivação.

Figura 1. Protocolo para derivação de critérios de qualidade hídrica no Canadá.
Fonte: CCREM, 1999.

7.3. União Européia

A crescente preocupação dos cidadãos e das organizações ambientais da União Européia em relação à qualidade de suas águas conduziu a Comissão e o Parlamento Europeu ao desenvolvimento de uma legislação com uma abordagem mais abrangente sobre as questões relacionadas à poluição hídrica, que possibilitasse de forma coordenada em toda a Comunidade a recuperação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas, melhorando, conseqüentemente, a qualidade de vida de sua população (BARTH; FAWELL, 2001; EUROPEAN COMISSION, 2005).

O arcabouço da legislação hídrica comum para a União Européia tem seu início em 1975, com a definição de padrões uniformes para abastecimento público, e incrementada em 1980 com os padrões para pesca, recreação de contato primário e para as águas subterrâneas. Os padrões de emissão de efluentes foram promulgados em 1976 com o *Dangerous Substances Directive*. Outras Diretivas de controle da poluição foram adotadas, com os seguintes objetivos:

- *Urban Waste Water Treatment Directive* (91/71/EEC), estabelecendo a necessidade do tratamento de efluentes domésticos quando necessário, com níveis específicos de exigência para cada situação. Aglomerações com 2000 equivalentes populacionais lançados diariamente nos corpos de água requerem tratamento secundário de esgotos.
- *Nitrates Directive* (91/676/EEC), objetivando-se ao controle da poluição difusa agrícola, por meio da redução no uso de nitratos.
- Diretiva 98/83/EEC, determinando os padrões de qualidade da água de abastecimento.
- *Fresh Water Fisheries* (78/659/EC), que tem por objetivo a proteção ou melhoria da qualidade das águas destinadas ao suporte das populações de peixes (adota-se geralmente salmonídeos como indicadores da qualidade hídrica).

- *Directive for Integrated Pollution and Prevention Control* (76/464/EEC), objetivando-se ao controle da poluição industrial.

Após um longo processo de discussão com início em 1995, por meio do envolvimento de setores sociais interessados em todos os países-membros da União Européia, a Comissão Européia promulga em 23 de setembro de 2000 sua nova política de águas, com o *Water Framework Directive* (WFD) (2000/60/EC), documento de caráter mandatário que tem por objetivo a proteção das águas superficiais e subterrâneas da Comunidade, por intermédio da prevenção à degradação e melhoria ou manutenção do bom estado ecológico e químico das águas superficiais e o bom estado químico e hidrológico das águas subterrâneas. Para tanto, os estados-membros devem adotar da forma mais uniformizada possível, em prazos legalmente determinados, estratégias recomendadas para sua efetivação, tais como:

- gestão hídrica por bacias hidrográficas centralizada em Distritos de Bacias.
- desenvolvimento de planos de bacias em cada Distrito de Bacia, com o envolvimento de todos os setores interessados, sendo revisados em períodos de seis anos.
- adoção da “abordagem combinada” que relacione padrões de emissão e de qualidade das águas receptoras.
- cobrança pelo uso da água.
- respeito às principais Diretivas de qualidade hídrica da União Européia.

O objetivo de qualidade para as águas superficiais da União Européia, como anteriormente mencionado, é alcançar o “bom estado ecológico” e o “bom estado químico da água”, com prazo fixado para 2015. O artigo 2(17) regulamenta a determinação do estado atual da água superficial em função dos piores valores encontrados quando da análise de suas condições biológicas e químicas. Como “estado ecológico” o WFD (artigo 2(21)) define as condições estruturais e funcionais das comunidades aquáticas, estabelecidas em níveis de

qualidade de acordo com as classes estipuladas no Anexo V. No entanto, adotando-se uma abordagem mais realista, a referida Lei permite uma flexibilização nos objetivos de qualidade, concedendo às águas consideradas “artificiais” ou “altamente modificadas”, o alcance de um “bom potencial ecológico”.

Inicialmente, para se estabelecer o estado do corpo de água, é necessária sua categorização em rio, lago, estuário, água costeira, artificial (reservatório ou canal) ou altamente modificada, considerando-se seus aspectos hidrológicos, geológicos e biológicos naturais ou modificados. Após esta definição, por meio do Anexo V, tabela 1.1., segue-se à definição dos parâmetros que devem ser considerados no processo de avaliação, de acordo com a categoria do corpo de água. De forma geral, os parâmetros podem ser subdivididos em três grandes grupos: biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos. Os parâmetros físico-químicos abrangem poluentes não prioritários (selecionados pelos estados-membros) e prioritários, especificados no anexo X do WFD.

De acordo com as características dos parâmetros considerados nos corpos de água naturais ou artificiais/altamente modificados, segue-se sua classificação em uma das cinco classes de águas, baseadas em seu estado atual e definidas em um espectro de qualidades distintas (Tabela 3).

Tabela 3 - Classificação das águas superficiais pelo WFD (2000/60/EC), em função do estado do corpo de água.

Classes de qualidade	Águas naturais - Estado ecológico -	Águas artificiais/altamente modificadas - Potencial ecológico -
1	Elevado	máximo
2	Bom	bom
3	Moderado	moderado
4	Pobre	pobre
5	Ruim	ruim

Fonte: WFD (2000/60/EC).

Apesar da necessidade da avaliação dos três grupos de parâmetros, a forma de estabelecer critérios para a definição de cada classe de qualidade é diferente em cada grupo. Para os parâmetros biológicos, fundamentais para a definição de todas as classes de qualidade, os critérios adotados são expressos em razões de qualidade ecológica que variam de 0 a 1 e representam, respectivamente, o pior e o melhor nível de qualidade ecológica. Isto decorre do fato de a análise biológica ser uma demonstração direta das condições hidromorfológicas e físico-químicas da água, justamente por as refletirem. Já os parâmetros hidromorfológicos possuem critérios numéricos específicos apenas para o estado ecológico elevado e o potencial ecológico máximo (classe 1). Nas outras classes de qualidade, tais parâmetros necessitam apenas assumir valores que dêem suporte para os parâmetros biológicos. Em relação aos parâmetros físico-químicos, requerimentos específicos são fornecidos apenas para as classes 1 e 2, enquanto que nas restantes devem apenas suportar os parâmetros biológicos possuindo, portanto, papel secundário em sua determinação (WFD, 2000/60/EEC). A figura 2 da página 48 apresenta um protocolo simplificado para a classificação do estado atual das águas.

- Critérios para a classificação dos corpos de água

Classe 1: Estado ecológico elevado ou Potencial ecológico máximo

Corpos de água artificiais ou altamente modificados somente se enquadram nesta classe de qualidade se todas as medidas mitigadoras necessárias e possíveis para alcançarem uma proximidade máxima com as condições naturais tiverem sido adotadas. Todos os parâmetros de qualidade (biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos) devem possuir os valores desejados para tanto.

Corpos de água naturais se enquadram nesta classe se todos os parâmetros (biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos) apresentarem valores adequados ou levemente distorcidos em relação àqueles que possuíam em condições de não-distúrbio.

Classe 2: Estado e Potencial ecológicos bons

Quanto aos parâmetros biológicos, corpos de água naturais enquadram-se nesta classe se apresentarem um pequeno desvio das condições biológicas desejadas para o estado elevado. O mesmo se dá para o enquadramento das águas artificiais ou muito modificadas em relação ao potencial ecológico máximo. Em relação aos parâmetros físico-químicos, as águas naturais serão enquadradas nesta classe se os valores para os parâmetros físico-químicos garantirem o funcionamento do tipo específico de ecossistema estabelecido para a mesma, além de se adequarem aos padrões de qualidade para poluentes prioritários. Caso os valores dos parâmetros em questão excedam os determinados para a classe mas não provoquem a alteração da comunidade biológica, deve-se adotar um procedimento de checagem para determinar se os valores especificados pela Diretiva são mais restritivos do que o necessário e, caso ocorra o contrário, ou seja, se os parâmetros físico-químicos mostrarem-se adequados mas houver um grande desvio das condições biológicas ideais, o mesmo processo deve ser adotado para a verificação da baixa restrição dos requerimentos da Diretiva. A classificação do bom estado ou potencial ecológicos das águas deve se dar perante a observância também dos padrões de qualidade para substâncias poluentes fixadas no Anexo V, seção 1.2.6 do WFD. Quanto aos parâmetros hidromorfológicos, as águas de bom estado ou potencial ecológico devem possuir valores que suportem os valores desejados para os parâmetros biológicos.

Classe 3: Estado ou Potencial ecológico moderado.

O enquadramento tanto das águas naturais quanto das artificiais ou muito modificadas nesta classe se dá perante uma das seguintes condições: os valores dos parâmetros biológicos desviam moderadamente das condições ideais; os valores dos parâmetros biológicos diferem moderadamente do ideal e os físico-químicos estão abaixo das boas condições, ou os valores dos parâmetros biológicos são melhores do que o esperado para a classe mas os físico-químicos encontram-se abaixo do bom.

Classe 4: Estado ou Potencial ecológico pobre

Mesma abordagem tanto para as águas naturais quanto para as artificiais ou altamente modificadas. Os parâmetros biológicos nesta classe apresentam um desvio substancial do esperado em condições de não distúrbio. Tais parâmetros são decisivos para o enquadramento da classe, estando os físico-químicos e hidromorfológicos de acordo com os mesmos.

Classe 5: Estado ou Potencial ecológico ruim

Mesma abordagem para os dois tipos de corpos de água. Os parâmetros biológicos devem apresentar alterações severas das condições ideais de não distúrbio (como por exemplo, a ausência de grandes porções de comunidades biológicas representativas). Parâmetros físico-químicos e hidromorfológicos apenas sustentam tais valores e não são decisivos à classificação.

Fig. 2. Protocolo simplificado para a classificação dos corpos de água segundo o WFD.
Fonte: EUROPEAN COMMISSION (2005).

Para a definição das classes de qualidade, o WFD estabelece a necessidade de uniformização das coletas e análises de dados, com níveis de confiança elevados, para todos os países-membros. Em decorrência da grande variabilidade biológica e físico-química dos corpos de água da União Européia, os países-membro devem escolher parâmetros para cada grupo de elementos de qualidade que melhor reflitam suas condições locais. A tabela 2 do Anexo V do WFD provê recomendações sobre a escolha destes parâmetros além de critérios para os tipos de

análise a serem realizadas de acordo com cada circunstância (combinação ou análise isolada de parâmetros).

Os requerimentos da Diretiva, incluindo a adoção do sistema de classificação apresentado, devem ser incorporado nos países nos prazos fixados na Tabela 4 (EUROPEAN COMISSION, 2005).

Tabela 4 - Prazos para a implementação das estratégias do WFD.

Ano	Requerimentos	Referência no WFD
2000	Diretiva entra em ação	Art. 25
2003	Transposição para as legislações nacionais Identificação dos Distritos e Autoridades de Bacias	Art. 3 e 23
2004	Caracterização das bacias hidrográficas: pressões, impactos e análise econômica	Art. 5
2006	Estabelecimento de uma rede de monitoramento Início da consulta popular	Art. 8 e 14
2008	Apresentação do esboço dos planos de gestão de bacias	Art. 13
2009	Finalização do plano de gestão das bacias incluindo programas de ação	Art. 11 e 13
2010	Introdução das políticas de cobrança	Art. 9
2012	Operacionalização dos programas de ação	Art. 11
2015	Alcance dos objetivos ambientais	Art. 4
2021	Término do primeiro ciclo de gestão	Art. 4 e 13
2027	Término do segundo ciclo de gestão. Data final para o cumprimento dos objetivos ambientais	Art. 4 & 13

Fonte: EUROPEAN COMISSION (2003)

A Diretiva de águas da União Européia (*Water Framework Directive*) vem sendo amplamente discutida pela abrangência com que trata a questão da qualidade hídrica, envolvendo os diversos elementos que a condiciona e ambiciosos objetivos de qualidade, visando uma melhoria progressiva em direção ao bom estado ou potencial ecológico das águas, o que vem causando controvérsias entre cientistas e gestores de diversos países-membros. As contrariedades levantadas se dão pela existência de realidades econômicas, culturais e sociais, assim como sistemas de classificação diferenciados quanto aos objetivos e metodologias de avaliação e monitoramento entre países-membro, que representam grandes barreiras para a consolidação das estratégias estipuladas para o alcance dos objetivos finais de qualidade esperados no prazo estabelecido. Com intuito de solucionar estes problemas, grupos de intercalibração para uma maior aproximação dos sistemas classificatórios, assim como fundos para auxiliar as necessidades dos países com maiores dificuldades financeiras estão sendo implementados em toda a Comunidade (COQUERY et al., 2005; HORN et al., 2004; MOSTERT, 2003).

7.4. Reino Unido

O Reino Unido é formado por um conjunto de regiões dotadas de forte autonomia (Inglaterra, País de Gales, Escócia e Irlanda do Norte) quando se trata de questões particulares, como política educacional, saúde, transporte, meio ambiente e agricultura, mas que se encontram submetidas ao Parlamento Britânico em assuntos de interesse geral, como política externa, finanças internacionais, defesa e questões constitucionais. Com relação aos recursos hídricos, o Reino Unido possui uma considerável reserva de águas superficiais em detrimento das subterrâneas, com abundância relativamente menor nas regiões com maiores demandas, como Inglaterra e no País de Gales, dotadas de densidades populacionais elevadas e grande

intensificação das atividades econômicas. De forma geral, em todo o Reino Unido, a indústria corresponde a 75% do consumo de água, as atividades domésticas a 22% e a agricultura a apenas 3% do uso total. A seguir, serão observadas as particularidades de cada região em seus aspectos de gestão da qualidade hídrica.

7.4.1. Inglaterra e País de Gales

A política hídrica na Inglaterra e País de Gales se objetiva à proteção da saúde humana e do meio ambiente, por intermédio da manutenção e melhoria de sua qualidade, estando sob a responsabilidade do Departamento de Meio Ambiente, Transporte e Regiões. A execução da política ambiental, assim como o controle e manutenção da qualidade hídrica e a defesa contra inundações em ambas as regiões está a cargo da Agência Ambiental e das 133 agências localizadas nas bacias hidrográficas, em uma abordagem integrada que relaciona água e solo. Os serviços de água em ambas as regiões são de responsabilidade da iniciativa privada (DEFRA, 2000).

Em relação às demais regiões do Reino Unido, a Inglaterra possui os rios de melhor qualidade. Um relatório de 2003 conclui que 93% dos rios ingleses apresentavam uma elevada qualidade química, enquanto 78% possuíam elevada qualidade biológica. No entanto, diversos corpos de água ainda sofrem as conseqüências da poluição industrial e difusa de origem agrícola, além da poluição intermitente provocada pelo extravasamento de esgotos domésticos nas estações chuvosas, em razão do sistema combinado de coleta de esgotos e águas pluviais destes países.

A classificação dos rios e canais é realizada anualmente por intermédio dos esquemas de Avaliação Geral da Qualidade (*Water Quality Assessment*) que, além de permitirem a comparação da qualidade dos corpos de água superficiais, possibilita a análise da variação desta

ao longo do tempo. Em cada local amostrado são feitas 12 coletas anuais para se avaliar os aspectos químicos, biológicos, de nutrientes e estéticos do corpo hídrico, sendo a classificação final dada pela avaliação das últimas 36 coletas realizadas nos três anos anteriores. Para cada tipo de elemento de qualidade analisado (físico, químico, biológico e estético) é feita uma comparação com as condições de referência, semelhantes geográfica e ecologicamente com o local em estudo e mais próximo possível ao estado de não distúrbio. A partir disto, de acordo com a proximidade ou desvio das condições de referência, determina-se a classe de qualidade da água, respectivamente de A a F. Para cada elemento de qualidade há uma forma de avaliação própria (EA, 2005a).

- Análise química

Os locais submetidos a esta avaliação são aqueles mais suscetíveis em sofrer as conseqüências negativas das atividades antrópicas. As coletas são mensais e a avaliação final corresponde às últimas 36 coletas, ou seja, aos 3 anos anteriores de coletas. Os parâmetros de análise são DBO, OD e NH_3 , cada um com sua classe de qualidade específica (gradação de A a F, correspondentes à melhor e pior qualidade, respectivamente), sendo o resultado final da análise química dado pelo parâmetro de menor qualidade, significando que um dado corpo de água de qualidade A para DBO e B para OD será classificado na classe B (EA, 2005a).

- Análise dos nutrientes

Os parâmetros utilizados nesta análise são nitrato e ortofosfato, avaliados e classificados de forma independente, no mesmo processo da análise química (critério de escolha dos locais semelhante, coletas mensais e resultado final baseado nas últimas 36 amostras). Apesar de se determinar valores de concentração para cada classe e seguir uma gradação de qualidade

numérica de 1 a 6, não se atribui às mesmas um sistema de valoração em melhor ou pior como realizado para os demais elementos, dado o reconhecimento das variações naturais dos nutrientes em cada localidade. O objetivo da avaliação é, portanto, a comparação entre os locais com relação a seus estados tróficos e a obtenção de um indicativo inicial de possível poluição orgânica atual ou futura, a ser analisada mediante complementação da análise com outros dados (abundância de determinadas espécies de algas, velocidade do fluxo, concentração de OD e outros) (EA, 2005b).

- Análise biológica:

Os parâmetros utilizados nesta análise são geralmente classes de macroinvertebrados, em razão de sua disponibilidade em praticamente todas as águas doces, além do fato de não se moverem por longas distâncias e responderem bem às mudanças ambientais. Como para os demais elementos estudados, realiza-se uma comparação das comunidades encontradas com as condições de referência, sendo o grau de deterioração dado em função da ausência de espécies mais sensíveis à poluição e à presença daquelas mais tolerantes. A qualidade final é fornecida mediante um Índice de Qualidade Ecológica (EQI), dado pela razão entre o número de táxons de macroinvertebrados encontrados no local avaliado e nas condições naturais (de referência), cujos valores são interpretados da seguinte forma (EA, 2005c):

$EQI = 1$, local não degradado ecologicamente

$EQI < 1$, ambiente impactado

$EQI > 1$, qualidade ambiental melhor do que a esperada em condições de referência.

De acordo com os valores de EQI encontrados, estabelecem-se classes de qualidade ambiental de A a F que correspondem, respectivamente, ao melhor e pior nível, como demonstrado na Tabela 5:

Tabela 5 - Classes de qualidade ambiental correspondentes aos Índices de qualidade ecológica na Inglaterra e País de Gales.

Classes	Valores de EQI	Descrição das classes
A	1	Muito bom. Qualidade igual ou melhor do que a esperada, com grande diversidade de famílias e espécies sem dominância específica.
B	0,90	Bom. Qualidade um pouco abaixo da esperada. Pequena diminuição de espécies sensíveis em detrimento de pequeno aumento das tolerantes. Sinais de poluição orgânica.
C	0,77	Adequadamente bom. Qualidade pior do que a esperada. Ausência de diversas famílias mais sensíveis e aumento do número de indivíduos de espécies mais tolerantes.
D	0,65	Adequado. Famílias sensíveis escassas e com poucos indivíduos por espécies. Aumento no número de indivíduos e de famílias de espécies tolerantes.
E	0,50	Pobre. Restrição às famílias tolerantes, enquanto as sensíveis são raras ou ausentes.
F	<0,50	Ruim. Dominância de algumas espécies ou famílias tolerantes, podendo até não haver vida no corpo de água.

Fonte: EA (2005c).

- Avaliação estética

Os parâmetros utilizados para análise estética são os resíduos sólidos presentes na água e margens do corpo de água, óleos, espumas flutuantes, fungos derivados da presença de esgotos, além da cor e odor da água. Para cada parâmetro é estabelecido um sistema de classificação utilizando-se critérios específicos que determinam seu nível de qualidade (EA, 2005d):

- Os sólidos são classificados de acordo com o número de itens encontrados em cada tipo de resíduo.
- Óleos e espumas de acordo com a porcentagem de cobertura da coluna de água superficial.
- Cor e odor classificados de acordo com tipologias e intensidades.

A cada parâmetro é atribuída uma pontuação dada em função de sua importância para as condições da água, estabelecida em estudos de percepção com o público afetado. A classificação final é dada pela soma dos pontos atribuídos a cada parâmetro, em uma das quatro classes de qualidade existentes (tabela 6):

Tabela 6 - Classes de qualidade hídrica na Inglaterra e País de Gales

Classes	Descrição das classes
1	Boa
2	Adequada
3	Pobre
4	Ruim

Fonte: EA (2005d)

Como os demais países-membros da União Européia, a Inglaterra e o País de Gales deverão adotar o sistema de classificação do WFD até 2006 e atingir o bom estado ou potencial de qualidade ecológica e química de todas as suas águas até 2015.

7.4.2. Escócia

A política hídrica escocesa é regulamentada pelo *Water Environment and Water Services Act de 2003*, que inclui as recomendações do WFD de 2001, para uma gestão integrada que incorpore as conseqüências da abstração hídrica e os impactos físicos na avaliação geral da qualidade de um corpo de água. O controle da política ambiental e hídrica é realizada pela Agência de Proteção Ambiental Escocesa (*Scottish Environment Protection Agency – SEPA*), tendo como uma de suas responsabilidades a coleta de dados ambientais e a classificação das

águas de acordo com o sistema Nacional de Classificação da Qualidade Hídrica criado em 1974 e modificado em 1996, de forma a incluir os fatores de análise utilizados na Inglaterra e País de Gales, ou seja, elementos químicos, estéticos e ecológicos do corpo hídrico. A classificação é realizada em rios com extensão igual ou maior do que 10 Km ou até menores, desde que sejam considerados poluídos, sendo a avaliação feita por trechos, mediante um mínimo de seis a doze amostras obtidas nos últimos três anos para a análise química, duas coletas de invertebrados anuais também nos últimos três anos para análise ecológica (rios de qualidade excelente podem ser amostrados somente uma vez ao ano, enquanto que os considerados poluídos podem ter a frequência de coletas aumentada) e apenas uma coleta anual para análise estética. A classificação final é determinada pelo parâmetro estético, químico ou ecológico analisado de menor qualidade, em um espectro de qualidade baseado em seis classes (Tabela 7):

Tabela 7 - Classes de qualidade hídrica na Escócia

Classes	Descrição das classes
A1	Excelente
B	Adequada
C	Pobre
D	Seramente poluída
E	Não classificada (rurais e em terras altas, onde o monitoramento é dificultado)

Fonte: SEPA (2005).

O monitoramento da qualidade hídrica é realizada em corpos de água sob risco de degradação por fontes conhecidas, permitindo desta forma a avaliação progressiva do estado de qualidade das águas do país como um todo e a identificação das principais fontes poluentes que

subsidiaram a implementação de medidas mais eficazes para seu controle. De acordo com as últimas avaliações realizadas, demonstrou-se uma progressiva melhora na qualidade dos rios e águas costeiras do país desde 1999, em decorrência dos planos da SEPA de aperfeiçoamento da coleta e tratamento dos fluentes domésticos e industriais, sendo responsáveis pela redução em 361 Km dos rios de classes C e D no período. Identificaram-se também as principais causas da poluição das águas superficiais, as quais foram elencadas de acordo com seu grau de importância geral: efluentes domésticos, poluição agrícola difusa, acidificação, drenagem urbana, mineração, fontes pontuais agrícolas e efluentes industriais, com variações nas conseqüências que ocasionam em cada tipo de sistema hídrico (rios, estuários, lagos, águas costeiras). Com as informações obtidas pelas redes de monitoramento e as determinações do WFD, algumas medidas de controle das fontes poluentes estão sendo ou encontram-se em vias de ser adotadas (MARSDEN; MACKAY, 2001):

- Drenagem urbana

Até 1950 todos os sistemas de coleta de esgotos da Escócia eram projetados para a interceptação conjunta das águas pluviais e dos esgotos domésticos (sistema combinado). Devido à poluição intermitente ocasionada pelos extravasamentos de efluentes nos períodos chuvosos, buscou-se a adoção de sistemas de coleta separados, sem contudo modificar aqueles já construídos que são, atualmente, a quarta maior fonte de poluição nos rios do país. Investimentos financeiros das Autoridades de Águas para o cumprimento da UWWTD contribuirão para a redução destas fontes poluentes com a melhoria dos sistemas de tratamento de esgotos, ao mesmo tempo em que o desenvolvimento de novas técnicas de controle do escoamento superficial pela SEPA e Autoridades de Água auxiliará no controle dos extravasamentos.

- Poluição agrícola

Sendo a segunda maior causa de poluição hídrica em rios e lagos, o controle tanto das fontes pontuais agrícolas quanto difusas é realizada pela SEPA de forma limitada e fragmentada, dada a dificuldade do monitoramento no meio rural. Com a implementação da nova Política Agrícola Comum Européia (*European Common Agricultural Policy*), mediante o maior incentivo comercial de produtos derivados de práticas agroecológicas, espera-se uma redução futura nestas fontes de poluição.

- Poluição industrial

Considerada a maior fonte de poluição em estuários, a segunda maior em águas costeiras e a sétima em rios espera-se, com a adoção da Diretiva IPPC, uma melhoria nos tratamentos de efluentes industriais em conjunto com sua minimização, por meio de mudanças no sistema produtivo.

- Acidificação

Estudos apontam a deposição de ácido sulfúrico e de resíduos decorrentes da combustão de compostos nitrogenados como causas da acidificação das águas do país, sendo apenas 10% dos mesmos de origem autóctone. Espera-se uma melhoria no controle das emissões destas fontes por meio do *Integrated Pollution Control Act* e da ampliação das áreas reflorestadas que atuam como sumidouros de parte dos gases responsáveis pelo fenômeno (MARSDEN; MACKAY, 2001).

Além das medidas de controle da poluição, um novo sistema de classificação das águas superficiais e subterrâneas estabelecido pelo WFD deverá ser implementado até 2007, a fim de atender aos objetivos comuns da União Européia do bom estado ecológico e químico de todas as suas águas até 2015. O país espera que a adoção de tal sistema, por proporcionar uma avaliação

mais holística dos sistemas hídricos, além de incluir fatores atualmente não considerados no atual sistema de classificação mas que contribuem sobremaneira para a alteração da qualidade ecológica dos mesmos, como abstrações hídricas, represamentos e outras obras de engenharia (canalização e estreitamento de rios, por exemplo), conduza a uma melhoria no sistema de monitoramento e avaliação das condições de suas águas (FERRIERS; EDWARDS, 2002).

7.5. França

A política hídrica francesa é regulamentada pelo *French Water Act* de 1992, tendo por objetivo a gestão balanceada dos recursos hídricos de forma a garantir:

- a preservação dos ecossistemas aquáticos e das terras alagáveis.
- a proteção contra a poluição e a restauração das águas superficiais e subterrâneas.
- o desenvolvimento e a proteção dos recursos hídricos.
- a valoração econômica da água.
- a saúde pública e o abastecimento doméstico.
- a defesa contra inundações.
- os requerimentos para agricultura, pesca, aquíicultura, indústria, transportes, energia, turismo e atividades recreacionais.

A gestão das águas na França é realizada tendo as bacias hidrográficas como unidades territoriais de planejamento, em uma abordagem integrada visando ao atendimento dos diversos usos e a proteção dos ecossistemas, mediante o diálogo com todos os setores envolvidos, nos âmbitos nacional, das grandes bacias e sub-bacias (INTERNATIONAL OFFICE FOR WATER, 2005).

Em âmbito nacional, a coordenação da gestão hídrica é feita pelo Comitê Nacional de Águas, presidida por um membro do Parlamento e composta por representantes da Assembléia Nacional, do Senado e de instituições nacionais envolvidas. É responsável pela definição da política hídrica e dos textos regulatórios (HUBERT; PEREIRA; LANNA, 2002).

Para cada uma das seis bacias hidrográficas do território francês são estabelecidos Comitês de Bacias, responsáveis pela aprovação e acompanhamento dos planos de gestão hídrica, denominados SAGE e pela aprovação dos valores da cobrança pelo uso da água. Tanto a elaboração quanto a implementação dos mesmos é realizada pelas Agências de Bacias, os órgãos executivos dos Comitês. No âmbito das sub-bacias, no entanto, a aprovação dos planos locais, denominados SDAGE é feita pelas Comissões Locais de Bacias, ficando a ratificação tanto dos SDAGE quanto dos SAGE a cargo das autoridades administrativas responsáveis. A elaboração dos SAGE é realizada perante consultas aos Conselhos Regionais e Locais de Bacias, a fim de se considerar os programas escolhidos como prioritários pelo público, tendo por meta a defesa dos objetivos de qualidade e quantidade da água, perante a definição dos usos antrópicos prioritários e a proteção dos ecossistemas, junto às medidas necessárias para atendê-los. O processo de elaboração dos SDAGE, também alicerçado em bases participativas, com requerimentos específicos para cada localidade, dotadas de realidades ambientais, econômicas e demandas sociais próprias, devem obrigatoriamente manter as prioridades elencadas nos SAGE (HUBERT; PEREIRA; LANNA, 2002).

- Sistema de Avaliação da qualidade hídrica

O sistema de avaliação da qualidade das águas na França, denominado SEQ, é aplicado a todos os tipos de cursos de água e objetiva-se à identificação das perturbações existentes, auxiliando a escolha das medidas necessárias para remediá-las, a análise dos efeitos da qualidade

hídrica sobre as comunidades biológicas e os usos antrópicos potenciais, ao estabelecimento de objetivos de qualidade e a avaliação da eficácia das políticas de recuperação implementadas. Abrange avaliações das características físico-químicas, hidromorfológicas, hidrológicas e biológicas da água, sendo que, para cada um destes aspectos são realizadas duas avaliações: componentes de qualidade (também denominados critérios, alterações ou indicadores) e modificações que ocasionam sobre as funções ecossistêmicas e as atividades antrópicas (DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS, 2003). Os grupos de componentes de qualidade físico-química (incluindo alguns biológicos) e seus parâmetros mais comumente utilizados, estão representados na Tabela 8.

Tabela 8 - Parâmetros de qualidade hídrica comumente utilizados na França

Grupos de componentes	Parâmetros
Matéria orgânica oxidável	OD, DQO, DBO, NKJ, NH_4^+
Amônio	NH_4^+
Nitratos	NO_3^-
Fosfatos	PO_4^{3-} , P total
Partículas em suspensão	MES, turbidez ou transparência
Cor	Cor
Temperatura	Temperatura
Mineralização	Condutividade
Acidificação	pH
Microorganismos	Coliformes fecais
Fitoplâncton	Clorofila, pigmentos ou algas
Microcontaminantes minerais	Hg, Cd

Continua

Tabela 8 - Parâmetros de qualidade hídrica comumente utilizados na França.

Grupos de componentes	Parâmetros
Metais	As, Hg, Cd, Cr, Pb, Cu, Ni
Pesticidas	Atrazina, Simazina, Lindano, Trifluralina
Microcontaminantes orgânicos	Tetracloroetano, tricloroetileno, tricloroetano

Fonte: DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS (2003)

Cada grupo de componentes tem sua qualidade expressa em índices que variam de 0 a 100, cujos intervalos de valores estão compreendidos em uma das 5 classes de qualidade existentes (DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS, 2003):

Tabela 9 - Índices de qualidade hídrica e suas descrições

Índice	Classes
80-100	1A Muito boa
60-80	1B Boa
40-60	2 Aceitável
20-40	3 Ruim
0-20	4 Muito ruim

Fonte: DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS (2003)

A avaliação da qualidade dos aspectos físicos dos cursos d'água utiliza como parâmetros de análise uma série de elementos físicoestruturantes, como tributários, estrutura das margens, morfologia do leito, regime hidrológico, conectividade e potencialidade de regeneração. A qualidade de cada elemento é também expressa na forma de índices que reflitam um espectro

Tabela 10 - Classes de qualidade hídrica francesas

Classe	Vida aquática	Produção de água potável	Irrigação	Recreação e esportes aquáticos	Aqüicultura	Consumo animal
1B	Risco de efeitos crônicos sobre as espécies mais sensíveis e juvenis	Necessidade de tratamento simples.	Permite irrigação em todos os tipos de solos, inclusive em culturas sensíveis			
2	Risco de efeitos crônicos, possível redução da abundância. Predomínio de espécies tolerantes.	Necessidade de tratamento clássico.	Permite irrigação de culturas muito resistentes, ou de solos alcalinos ou neutros.	Qualidade aceitável para atividades recreativas e esportivas. Requer supervisão e monitoramento .	Apta para espécimes adultos pouco sensíveis.	Permitido o consumo de animais adultos menos vulneráveis (bovinos e ovinos). Pode ser necessária a supervisão
3	Risco de efeitos letais sobre as espécies sensíveis, diminuição da abundância.	Necessidade de tratamento completo.	Permite irrigação de culturas muito resistentes ou de solos alcalinos ou neutros	Inapta à qualquer atividade esportiva ou recreativa.	Proibida sua utilização direta para aqüicultura.	Consumo animal proibido.
4	Grande risco de efeitos letais sobre as espécies, diminuição da abundância e diversidade.	Inapta à potabilização.	Inapta à irrigação.			

Fonte: DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS (2003)

7.6. Austrália e Nova Zelândia

A “Estratégia Nacional de Gestão da Qualidade Hídrica na Austrália”, parte da “Agenda Nacional para a Gestão Sustentável da Água”, tem como um de seus principais instrumentos o *Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (Water Quality Guidelines)*, cujo objetivo é “prover um guia para o estabelecimento dos objetivos de qualidade hídrica requerido para sustentar os correntes e futuros valores (usos) dos recursos hídricos naturais e semi-naturais na Austrália e Nova Zelândia” (ANZECC, 2000), em um contexto social, ambiental e econômico. Apesar de não possuir caráter mandatário, o instrumento funciona como um guia para que os Estados e territórios na Austrália e os conselhos regionais na nova Zelândia, de forma integrada e cooperativa, estabeleçam seus próprios objetivos e padrões de qualidade hídrica, tendo em vista a proteção dos usos antrópicos e dos ecossistemas aquáticos. Adota-se, para tanto, uma abordagem ecossistêmica, que considera todos os elementos da bacia hidrográfica, incluindo tanto as águas doces quanto as costeiras e subterrâneas diretamente relacionadas às superficiais. Os guias de qualidade da água são específicos para cada valor ambiental da água: proteção dos ecossistemas aquáticos, irrigação, aquíicultura, recreação e harmonia paisagística, abastecimento doméstico, indústrias secundárias, além dos valores espirituais e culturais (para os quais não são especificados padrões de qualidade, os quais devem ser decididos com as comunidades envolvidas) (ANZECC, 2000).

O caráter flexível dos critérios de qualidade, permitindo a adaptação dos objetivos e padrões de qualidade numéricos e narrativos para as realidades locais, é idealizado para a maximização da eficiência da gestão, na medida em que, compreendendo-se as condições econômicas, culturais, políticas e ambientais locais, identifiquem-se os problemas e desafios de gestão e adotem-se estratégias mais realistas e eficazes. Apesar de sua flexibilidade, recomenda-

se a melhoria progressiva da qualidade das águas e seus ecossistemas, visando a sustentabilidade do recurso e, apesar do nível de proteção ser decidido em instâncias governamentais inferiores, a adoção de graus protetivos menores devem ser amplamente justificados e aprovados pelos órgãos superiores de gestão. Em locais muito degradados, em que a adoção imediata de medidas de recuperação demonstra-se economicamente e/ou ambientalmente inviáveis, estabelecem-se níveis intermediários de qualidade em estágios bem definidos, com vista ao alcance das metas finais. Já nas águas em que a qualidade exceda a desejada, medidas são estipuladas para se evitar possíveis formas de degradação (ANZECC, 2000).

Todos os fatores que influenciam a qualidade hídrica devem ser considerados quando da elaboração dos objetivos e padrões, como os elementos físico-químicos e biológicos da água, além dos sedimentos, a hidromorfologia e os usos do solo. Grande ênfase é dada na avaliação dos elementos biológicos (estrutura e funcionamento das comunidades), como forma de identificação de impactos e a análise da eficácia das estratégias adotadas para sua reversão. A adoção dos parâmetros químicos relevantes e suas concentrações máximas devem estar de acordo com o nível de proteção desejada às comunidades biológicas, por meio de testes de toxicidade em indicadores biológicos representativos. A designação de objetivos e padrões de qualidade hídrica tem como etapas (ANZECC; ARMCANZ, 2000):

- Definição dos usos da água, com os objetivos de gestão e níveis de proteção desejados.

Devem ser designados com ampla participação de todos os setores sociais envolvidos, sendo adequados às condições locais e alcançáveis mediante planos de gestão. Se diversos usos forem designados a um corpo de água, o padrão de qualidade hídrica predominante corresponderá ao uso mais restritivo. Quando não houver especificação dos usos, será adotada uma abordagem conservativa, respeitando-se todos os usos legalmente em vigência.

- Determinação dos padrões de qualidade hídrica apropriados, em função das especificidades locais.

Escolha de parâmetros numéricos ou descritivos para os aspectos físicos e químicos da água e dos sedimentos, e indicadores biológicos adequados às condições locais que reflitam os níveis de proteção desejados para cada uso.

- Definição dos objetivos de qualidade.

São valores numéricos e descritivos utilizados pelos gestores para reportarem a *performance* das medidas de proteção adotadas, mediante a avaliação da situação ambiental. Podem ser modificados em razão de problemas sociais, culturais, econômicos e políticos que se impõem durante o processo. A comunidade deve decidir, nestes casos, sobre o prolongamento do prazo de atendimento da qualidade desejada ou a aceitação de um padrão de qualidade inferior.

- Sistema de monitoramento e avaliação das estratégias adotadas.

Deve conter todos os elementos envolvidos na qualidade hídrica (físicos, químicos e biológicos) de forma interativa.

- Resposta ao atendimento ou não dos objetivos.

Os WQG estabelecem objetivos e padrões de qualidade gerais bastante rígidos e protetivos para parâmetros químicos, físicos e biológicos que podem ou não ser adaptados às realidades e anseios locais, optando-se pelos padrões nacionais em situações em que o complexo processo de refinamento demonstra-se economicamente custoso. Para as situações em que a análise custo/benefício seja favorável ao refinamento (mais desejável para os objetivos do WQG), os WQG fornecem ferramentas para guiar os gestores em seu estabelecimento, oferecendo bancos

de dados sobre os fatores ambientais das principais ecorregiões de ambos os países, *softwares* para o cálculo das concentrações de substâncias químicas, além de critérios para a análise de risco das decisões tomadas. Existem WQG específicos para cada tipo de uso da água e, a título de exemplificação, demonstrar-se-ão as bases para a derivação dos critérios para a proteção dos ecossistemas aquáticos (ANZECC; ARMCANZ, 2000).

Consideram-se os componentes físicos, químicos e biológicos da água e dos sedimentos como forma de avaliar a saúde dos ecossistemas e estipular padrões para os objetivos designados, tendo-se os elementos biológicos como determinantes na avaliação, submetendo-se os padrões químicos e físicos aos biológicos desejados. Os indicadores biológicos mais comumente utilizados são algas, macrófitas, macroinvertebrados e peixes e, dentre os parâmetros físico-químicos, incluem-se nutrientes, OD, turbidez, material suspenso, temperatura, salinidade, pH e variações do fluxo. Os agentes estressantes são classificados de acordo com seus efeitos nos ecossistemas, sendo diretos, como é o caso das substâncias tóxicas (contaminantes químicos como metais, hidrocarbonetos aromáticos, pesticidas, herbicidas e outros), ou indiretos, como os sedimentos (que podem conter uma ampla gama de contaminantes químicos e biológicos).

O refinamento dos usos é realizado tendo-se em conta as condições ambientais encontradas em locais de referência não impactados ou sob influência antrópica mínima e pertencentes à mesma ecorregião do local em estudo. Selecionam-se parâmetros físico-químicos e indicadores biológicos que melhor reflitam as condições locais e de referência para a determinação dos padrões de qualidade e seus objetivos, de acordo com os graus de proteção desejados. A comparação dos indicadores entre as duas localidades é uma ferramenta importante para a avaliação de impacto ambiental e, conseqüentemente para a identificação de problemas a serem remediados, além de auxiliar sobremaneira na análise dos progressos realizados com as estratégias adotadas. O tipo de avaliação a ser realizada depende dos usos da água designados

pelos tomadores de decisão, dos objetivos de qualidade (função dos usos, anseios e necessidades da comunidade) e das pressões que estejam provocando os desvios dos mesmos (tipos de poluentes e suas fontes, degradação ecossistêmica, tipos de usos do solo, aspectos atingidos mais relevantes, dentre outros). Os WQG dispõem de padrões gerais de fatores físico-químicos para cinco regiões climático-geográficas da Austrália e Nova Zelândia, de acordo com suas especificidades: sudeste, sudoeste, central-sul e região tropical da Austrália, região de baixa precipitação pluviométrica e Nova Zelândia. Além disto, oferecem um espectro de valores que refletem graus mais ou menos protetivos para a opção dos gestores.

7.7. Tendências identificadas nos sistemas de classificação da qualidade hídrica, de acordo com sua análise em países de referência.

Na primeira metade do século XX, a poluição hídrica encontrou-se enfocada sobretudo na coluna de água, envolvendo apenas parâmetros físico-químicos que permitissem a avaliação das cargas orgânicas domésticas e industriais pontuais, sendo os mais disseminados amônia, nutrientes, sólidos suspensos, oxigênio dissolvido e substâncias químicas de origem industrial (NOVOTNY et al., 2005).

Perante a adoção de medidas de controle das fontes pontuais nos países desenvolvidos e com o reconhecimento da contribuição das fontes difusas para os problemas de qualidade hídrica houve, no último quarto do século XX, uma mudança de enfoque no controle destas fontes, por meio do incentivo a práticas de gerenciamento da drenagem urbana e das atividades agrícolas. Países que já apresentavam sistemas de gestão hídrica estruturalmente consolidados em termos institucionais e financeiros, começaram a adotar uma visão mais holística da poluição, incluindo

em seus critérios de avaliação da qualidade hídrica parâmetros biológicos e hidromorfológicos, considerando as interações existentes entre os aspectos físicos de relevo, estrutura do leito e das margens e velocidade do fluxo com os elementos químicos da água e as comunidades biológicas (NOVOTNY et al., 2005). Tal mudança de paradigma foi influenciada pelos conhecimentos desenvolvidos na área de Ecologia, dentre os quais se destacam os conceitos de *river continuum* (VANNOTE et al., 1980), que define as relações existentes nos sistemas lóticos como laterais, entre o canal principal, a zona ripária e a planície de inundação; longitudinais, das áreas a montante e jusante, e verticais, entre atmosfera, água superficial e subterrânea, condicionadas temporal e espacialmente, e outros conceitos derivados, como o de transporte em espiral (*resource-spiraling*) (ELWOOD, et al., 1983), de pulsos de inundação (*flood-pulse*) (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989) e de descontinuidade serial (WARD; STANFORD, 1983). Em comum, todos estes conceitos procuram demonstrar a dinâmica dos ecossistemas lóticos que condicionam a estrutura e funcionamento dos elementos físicos, químicos e biológicos que os compõem, assim como as interações existentes com os sistemas adjacentes.

A mudança para uma visão ecossistêmica dos recursos hídricos impulsionou a transformação dos sistemas de classificação dos corpos de água em países de referência ao sistema de gestão hídrica, como Estados Unidos da América, Canadá, França, Austrália e Nova Zelândia e, atualmente, com o *Water Framework Directive*, a União Européia, para a adoção de parâmetros biológicos de análise e definição de objetivos de qualidade mais rígidos, que incluam a manutenção ou recuperação da integridade biológica destes ecossistemas. A análise do estado estrutural e de funcionamento das comunidades biológicas são reconhecidamente o melhor critério para a avaliação de todo o sistema e daí reside seu papel de destaque em esquemas de classificação avançados como, por exemplo, na nova Diretiva hídrica européia, em substituição ao enfoque sob os parâmetros físico-químicos. Os objetivos de qualidade dos países citados

refletem uma preocupação com a disponibilidade hídrica futura, em conjunto aos bens e serviços que tais sistemas fornecem à sobrevivência humana, garantido somente com o pressuposto da preservação de seu potencial ecológico. Para tanto, é bastante comum a implementação do conceito de locais ou condições de referência nos esquemas classificatórios, por meio da identificação de corpos de água em condições prístinas ou pouco degradadas pela ação antrópica, utilizados como modelos para a análise do estado de sistemas semelhantes morfológica e biologicamente. Desta forma, a comparação das condições químicas, hidromorfológicas e biológicas dos locais de referência com as áreas em questão permitem a definição do estado de degradação destes, em um espectro situado entre a condição menos a mais impactada, possibilitando a definição dos objetivos e estratégias para se alcançar a qualidade desejada.

A utilização de tal conceito fornece duas importantes vantagens relacionadas à eficácia do sistema de gestão, como levantadas por Porto (2002) e Von Sperling e Chernicharo (2002): flexibilidade e adequação à realidade local. A flexibilidade reside na ausência de padronização dos parâmetros de avaliação da qualidade, que são definidos, deste modo, a partir dos elementos encontrados nos locais de referência. Não há, desta forma, necessidade de definição de parâmetros em escala nacional e, mesmo quando de sua utilização, podem ser estabelecidos de maneira apenas indicativa, sem a imposição de valores-limite obrigatórios. Outra vantagem deste sistema consiste na avaliação realista que possibilita às condições existentes no corpo de água, pois se utiliza da identificação apenas de indicadores considerados de interesse, o que otimiza a definição de objetivos, estratégias de melhoria e o monitoramento da qualidade hídrica, impedindo a avaliação de parâmetros desnecessários e a desconsideração daqueles primordiais, o que prejudicaria a eficácia de todo o sistema.

Nos países analisados, constatou-se uma melhoria da qualidade hídrica a partir de medidas adotadas para o controle das fontes pontuais com a utilização de licenças para

lançamentos provenientes de instalações privadas e públicas, em conjunto com a adoção de grandes montantes de investimentos para o tratamento e recuperação das bacias mais críticas. Com relação à definição de critérios e objetivos de qualidade, é comum a derivação de critérios intermediários de qualidade visando ao atendimento progressivo de objetivos mais restritivos, com vistas à adequação das realidades sócio-econômicas locais e à falta de dados ambientais mais amplos. A busca em aperfeiçoar os sistemas de monitoramento e de participação social na tomada de decisões, com revisões periódicas dos objetivos de qualidade, auxiliam na implementação de um sistema de gestão adaptativo que se prime pela factibilidade e ao alcance de qualidades hídricas progressivamente melhores.

8. SISTEMA DE GESTÃO DA QUALIDADE HÍDRICA NO BRASIL

8.1 Situação dos recursos hídricos no Brasil

8.1.1. Distribuição dos recursos hídricos

O Brasil possui área superficial de 8.532.770 km², situando-se na 5ª. posição mundial em termos de extensão territorial. Sua população situa-se em torno de 170 milhões de habitantes, distribuída desigualmente ao longo do território. Apresenta ampla variação climática, com média anual de 20° C e precipitação média de 1800 mm, oscilando entre 600 mm no semi-árido e 2700 mm no litoral norte. O relevo apresenta grande variedade geomorfológica, decorrente da diversidade climática, litológica e dos processos biológicos operantes. A diversidade geomorfológica, climática e hidrológica possibilitam a existência de uma ampla variedade de ecossistemas e espécies, distribuídos em oito grandes biomas e 49 ecorregiões. Dentre os grupos catalogados no país encontram-se cerca de 56.000 espécies de plantas superiores, mais de 100.000 espécies de invertebrados, 3.000 espécies de peixes de água doce, 6.000 espécies de mamíferos, 1700 espécies de aves e 400 espécies de répteis. No entanto, estimam-se quantidades muito superiores para todos os grupos, somando-se as espécies ainda não identificadas (MMA; SRH; ANA, 2003).

A rede hidrográfica brasileira é bastante ampla, respondendo por 53% da produção de águas doces do continente sul-americano e 12% do total mundial (REBOUÇAS, 1999), cuja distribuição se dá por meio das três grandes unidades hidrográficas do Amazonas, São Francisco e Paraná, que concentram cerca de 80% da produção hídrica do país. Por sua vez, as unidades hidrográficas subdividem-se nas seguintes 12 regiões hidrográficas, com variações espaciais e

temporais de distribuição hídrica distintas (CNRH nº32/03): Região Hidrográfica Amazônica; Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia; Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Ocidental; Região Hidrográfica do Parnaíba; Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental; Região Hidrográfica do São Francisco; Região Hidrográfica Atlântico Leste; Região Hidrográfica Atlântico Sudeste; Região Hidrográfica do Paraná; Região Hidrográfica do Uruguai; Região Hidrográfica Atlântico Sul; Região Hidrográfica do Paraguai.

Fig. 3. Divisão Hidrográfica Brasileira.

Fonte: Resolução CNRH nº 32/03.

O território brasileiro possui disponibilidade hídrica média de 19.L/s.km², apresentando grandes variações regionais, de 2,3.L/s.Km² na Região Hidrográfica do Parnaíba a 29.L/s.km² na Região Hidrográfica Amazônica. Apesar do grande potencial hídrico superficial brasileiro e de sua variação espacial e temporal ao longo de seu território, encontram-se no país situações variadas de disponibilidade hídrica, condicionadas por fatores de origem natural (geologia, relevo, composição atmosférica, etc) e antrópicos (ocupação, usos da água). Dentre as Regiões Hidrográficas com baixa disponibilidade natural encontram-se a Atlântico Nordeste Oriental (média abaixo de 1200 m³/hab./ano), Atlântico Leste, Parnaíba e São Francisco. Dentre as regiões com baixa disponibilidade e altas taxas de ocupação, a mais crítica é a bacia do rio Tietê (763 m³/hab./ano), situada na Região Hidrográfica do Paraná, que abastece a região metropolitana de São Paulo, com a maior concentração populacional do país. Como regiões de alto potencial natural e baixa ocupação humana têm-se as Regiões Hidrográficas Amazônica (455.000 m³/hab./ano) e parte oeste do Tocantins – Araguaia (150.000 m³/hab./ano), com menor ocorrência de conflitos pelo recurso. Dentre as Regiões Hidrográficas com baixa disponibilidade e baixa ocupação humana está a do Paraguai, na área que abrange o Pantanal Mato-Grossense, onde a baixa declividade do relevo compensa a baixa disponibilidade hídrica, permitindo a presença de amplos rios e lagos e vastas planícies que permanecem inundadas durante a maior parte do ano. Como regiões de alta vazão natural e elevadas taxas de ocupação têm-se as Regiões Hidrográficas do Paraná e Uruguai, os altos cursos dos rios Tocantins e São Francisco e partes dos Atlânticos Sudeste e Sul, onde a escassez relativa se dá em razão da poluição pontual e difusa de origem agrícola e urbana (MMA; SRH; ANA, 2003).

8.1.2. Demandas pelos recursos hídricos

Dentre os diversos usos da água no país, as maiores demandas se direcionam para as atividades agrícolas, principalmente para irrigação (56% do total), uso doméstico urbano e rural (27%), industrial (12%) e dessedentação de animais (5%). As regiões hidrográficas com maiores demandas são: rio Paraná (590 m³/s), Atlântico Sul (374 m³/s), Atlântico Nordeste Oriental (246 m³/s), rio Uruguai (245 m³/s), Atlântico Sudeste (219 m³/s) e rio São Francisco (203 m³/s). Em termos espaciais, as maiores demandas encontram-se nas regiões hidrográficas do Paraná, possuindo 10% do território e 28% das demandas; Atlântico, com 17% do território e 43% das demandas; Atlântico, Paraná e São Francisco, com 34% do território e 80% das demandas e 18% da disponibilidade hídrica superficial (MMA; SRH; ANA, 2003).

As regiões mais críticas em termos de demandas/disponibilidade são: Atlântico Nordeste Oriental e Atlântico Leste, com alta densidade populacional e baixa disponibilidade devido ao grande período anual de estiagens; Uruguai, com alta demanda agrícola e Atlântico Sudeste, com elevada demanda para abastecimento doméstico e indústrias, além de se situar como a área dotada dos maiores níveis de poluição hídrica do país (MMA; SRH; ANA, 2003).

Uma das questões mais sérias e preocupantes do Brasil quanto aos recursos hídricos e a problemática social se dá no aspecto do saneamento básico, que abrange o fornecimento de água segura para as necessidades humanas primordiais, a coleta e tratamento do esgoto doméstico, além da drenagem urbana e a coleta dos resíduos sólidos, indispensáveis para a boa saúde humana e dos ecossistemas que a mantém.

A cobertura dos serviços de saneamento básico, aqui tratada especificamente quanto à distribuição para consumo humano residencial e à coleta e tratamento do esgoto doméstico nos assentamentos humanos, é considerada bastante precária e desigualmente distribuída em termos

regionais, sobretudo quanto ao último aspecto. De acordo com o último censo do IBGE (2002), cerca de 22,2% dos domicílios brasileiros não contam com rede de abastecimento de água, sendo sua maioria localizados nas regiões Norte e Nordeste (Tabela 11). Em ambas as regiões, os menores níveis de atendimento são registrados nos assentamentos rurais. Já as regiões Sudeste, Sul e Centro-Oeste contam com mais de 70% de cobertura, estando os estados de São Paulo e Distrito Federal com os maiores índices do país, em torno de 90% (IBGE, 2002).

Tabela 11: Distribuição percentual dos domicílios brasileiros que se utilizam de soluções alternativas para o suprimento de água, segundo as grandes regiões geográficas.

Região	Poços ou nascentes (propriedade) (%)	Outras formas de Abastecimento (%)	Total (%)
Norte	39,4	12,6	52,0
Nordeste	16,1	17,5	33,6
Sudeste	9,9	1,7	11,6
Sul	17,5	2,4	19,9
Centro-Oeste	24,0	2,8	26,8
Brasil	15,6	6,6	22,2

Fonte: IBGE (2000)

Quanto aos serviços de coleta de esgotos, têm-se um total de 47,2% de cobertura em todo o território nacional, sendo as regiões Norte e Nordeste as mais críticas. Na região Norte, os estados de Tocantins, Roraima, Amapá e Pará contam com menos de 10% de cobertura, enquanto que no Nordeste os estados do Maranhão e Piauí encontram-se em situação mais desfavorável com, respectivamente, 9,2% e 4% de atendimento. Os estados com maiores índices de cobertura

são Distrito Federal, Espírito Santo, Rio de Janeiro, Minas Gerais e São Paulo, todos com mais de 55% de cobertura, uma porcentagem bastante insatisfatória (IBGE, 2002).

Do total de esgoto doméstico coletado, uma média nacional de apenas 17,8% recebe tratamento, refletindo na qualidade e disponibilidade hídricas. Encontram-se desigualdades regionais também neste aspecto. As regiões hidrográficas com maiores índices de tratamento são Atlântico Leste e Sudeste e o rio Paraná, com mais de 25%. Dentre os estados mais favorecidos estão o Distrito Federal, São Paulo, Rio de Janeiro e Bahia, todos com índices acima de 30%. No entanto, considerando-se a ociosidade e ineficiência da maior parte das estações de tratamento de esgotos do país, espera-se que tais índices sejam ainda menores (IBGE, 2002). De acordo com o Ministério das Cidades (2000), o nível da cobertura de coleta de esgotos na área urbana do Brasil é um dos piores dentre os países latino-americanos, alcançando somente metade da população urbana. Além disto, observa-se que o grau de atendimento varia de acordo com as classes de rendas, sendo a população com renda inferior a dois salários mínimos com índice de cobertura abaixo da média nacional. Já a população com mais de 10 salários mínimos apresentam uma cobertura 25% maior na água e 40% a mais na coleta de esgotos do que a população na faixa inferior a dois salários mínimos, como se observa na Tabela 12 (IBGE, 2000).

Tabela 12. Cobertura dos serviços de saneamento por classes de renda – 2000

	Brasil	Até 2 SM	2-5 SM	5-10 SM	>10 SM
Água	77,8	67,4	85,1	91,1	92,6
Esgoto	47,2	32,4	55,6	67,1	75,9

Fonte: IBGE (2000)

Estimam-se as cargas orgânicas domésticas remanescentes de todo o território em cerca de 6.377 ton.DBO/dia, sendo 20% de seu total produzidas apenas nas regiões metropolitanas de São Paulo e Rio de Janeiro. Em termos de regiões e unidades hidrográficas, encontram-se o seguinte quadro: Alto Tietê com 710 ton.DBO/dia; R.H. do Paraná com 448 ton.DBO/dia no litoral do Rio de Janeiro; 143 ton.DBO/dia no Médio Tietê, 389 ton.DBO/dia no Parnaíba; R.H. do Atlântico Nordeste Oriental, com 180 ton.DBO/dia em Recife e 103 ton.DBO/dia no litoral do Ceará; R.H. do São Francisco, com 169 ton.DBO/dia na unidade do Alto São Francisco; R.H. do Tocantins-Araguaia, com 110 ton.DBO/dia no litoral do Pará; R.H. do Atlântico Sul, na unidade do Guaíba, em Porto Alegre. Todas estas unidades hidrográficas, que correspondem a 5% do território nacional, concentram 35% da carga orgânica doméstica total remanescente (MMA; SRH; ANA, 2003).

Considerando que aproximadamente 80% da água utilizada para abastecimento se converte em esgoto após o uso, sendo lançada nas águas superficiais sem tratamento prévio ou posterior na maior parte das vezes, e sendo estes corpos de água os mais requisitados como mananciais, tem-se uma situação de exposição direta da população a uma grande gama de substâncias tóxicas e patógenos, reveladas pelos seguintes números (MMA; SRH; ANA, 2003) :

- 26,7% do total de municípios que utilizam água superficial para abastecimento doméstico encontram-se contaminados ou poluídos.
- 14,24% do total de municípios que utilizam água superficial para abastecimento doméstico encontram-se poluídos por esgotos.
- 16,22% do total de municípios que utilizam água superficial para abastecimento doméstico encontram-se poluídos por agrotóxicos.

Com relação às captações subterrâneas, a situação também não é otimista, pois dos 3.125 municípios brasileiros que utilizam captação subterrânea profunda, foram encontrados 236 casos

de contaminação, enquanto dos 605 com captação profunda, 58 encontraram-se contaminados (IBGE, 2002).

Além da contaminação, outros fatores que intensificam a suscetibilidade à exposição dos sistemas hídricos são o racionamento e intermitência hídricos, situações encontradas em diversos municípios brasileiros, principalmente nas regiões Nordeste e Sudeste, ocasionados por situações de baixa oferta natural no primeiro caso, e de superexploração das fontes no segundo. Dos 5391 municípios com rede de distribuição de água em todo o país, 1267 deparam-se com racionamentos periódicos (MMA; SRH; ANA, 2003).

Com relação às doenças, dados do Sistema Único de Saúde mostram que, no período de 1995 a 2000, foram realizadas em torno de 700.000 internações hospitalares anuais em todo o país, concentrando-se, sobretudo nas regiões Nordeste (45%), Sudeste (20%) e Norte (15%). Além do esgoto lançado sem tratamento nas águas superficiais, outros fatores que influenciam o desenvolvimento de criadouros naturais e a disseminação de patógenos são: construção de barragens para fornecimento de energia elétrica, agricultura e aquicultura; práticas inadequadas de drenagem urbana e ocupação do solo urbano que propiciam as enchentes, além do desmatamento para construção de estradas, rodovias e assentamentos humanos. Dentre as doenças de veiculação hídrica de maior espectro no país encontram-se (MMA; SRH; ANA, 2003):

- Diarréia, responsável pela maioria dos casos, com cerca de 1,5 milhão ao ano, sendo 50% das ocorrências situadas no Nordeste e 15% no Norte. Sua distribuição espacial é diretamente proporcional à baixa cobertura de saneamento no país.
- Hepatite A, doença viral diretamente transmitida pela água, que registrou 21.486 casos no país, sendo 41,91% dos casos no Sul, 21,93% no Sudeste, 13,7% no Nordeste, 11,42% no Centro-Oeste e 10,8% no Norte.

- Febre tifóide, doença bacteriana com cerca de 800 ocorrências ao ano, sobretudo na região Norte.
- Leptospirose, doença veiculada por esgotos e urina de ratos, de ampla disseminação quando da ocorrência de enchentes e locais atingidos por agricultura irrigada, que registra em torno de 4000 casos ao ano, concentrando-se no Norte (sobretudo nos estados do Acre, Amapá e Pará) e no Rio Grande do Sul.
- Dengue, doença viral transmitida pelo mosquito *Aedes aegyptii*, cujo vetor, portanto, possui parte de seu desenvolvimento na água e encontra-se disseminado no ambiente urbano registrando, entre 2000 e 2001, 667.987 casos, sendo 43,3% no Nordeste, 35,3% no Sudeste, 12,7% no Norte, 7,4% no Centro-Oeste e 1,3% no Sul. Ocorrência comum no Nordeste em razão do armazenamento da água para consumo devido à escassez.
- Malária, protozoose veiculada pelo mosquito *Anopheles* sp, comum em áreas florestais e rurais endêmicas, e *Aedes aegyptii*, no meio urbano, com 964.655 casos entre 2000 e 2001, sendo 99% destes na Amazônia Legal, área de endemismo do *Anopheles* sp.
- Esquistossomose, verminose cujo agente etiológico (*Schistosoma mansoni*) e vetor (caramujos planorbídeos) possuem parte de seu ciclo de vida na água. Dezenove estados brasileiros são considerados áreas de risco para a doença, sobretudo o Pará. Tendo o ser humano como hospedeiro definitivo, o esgoto é o principal veículo de transmissão da doença.

Segundo o Ministério das Cidades (2004a), o histórico do serviço de saneamento básico no Brasil conduziu a um quadro de problemas sócio-ambientais, elencados a seguir, que necessitam ser revertidos para o alcance das necessárias metas de universalização destes serviços:

- desarticulação das ações governamentais, com ineficácia e desperdício dos recursos aplicados.

- distribuição desigual em relação às faixas de renda da população, conduzindo à concentração das demandas nas periferias das áreas metropolitanas, nas cidades de pequeno porte e nas áreas rurais, sobretudo para as famílias de baixa renda.
- segregação espacial, em razão do modelo urbanístico adotado no país com falta de planejamento e mecanismos para o controle da especulação imobiliária, resultando em dificuldades legais, técnicas e financeiras para a implantação de infra-estrutura nas periferias das cidades e nos assentamentos precários.
- relação direta entre degradação ambiental e social, revelando a centralidade na solução dos problemas urbanos para a melhoria ambiental.
- associação direta entre índices de mortalidade e ineficiência dos serviços de saneamento, atingindo, sobretudo, as comunidades carentes.

Tendo em vista a imprescindibilidade do acesso universal aos serviços de saneamento básico no país visando o equacionamento do grave quadro atual de degradação dos recursos hídricos e de saúde pública, além de mudanças estruturais relacionadas à diminuição das disparidades de renda e riquezas nas cidades e no campo, o suprimento de demandas por capacitação técnica e institucional aos gestores e operadores do setor, aliados as melhorias nos mecanismos de controle e participação social, estudo elaborado pelo Ministério das Cidades (2004b) prevê a necessidade de recursos na ordem de R\$ 178 bilhões para o atendimento das demandas até 2020. Neste sentido, foram elaborados cenários sobre os investimentos anuais necessários para o alcance destes objetivos em um período de dezoito anos (2002 a 2020), por meio de duas hipóteses:

- 1ª. Hipótese: água em 10 anos, coleta de esgotos em 16 anos e tratamento de esgotos em 20 anos.
- 2ª. Hipótese: água em 15 anos, coleta e tratamento em 20 anos.

Por meio dos cenários analisados, conclui-se que seja possível universalizar os sistemas de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgotos para a população urbana e rural em 20 anos, incluindo-se as reposições necessárias, investindo-se cerca de 0,45% do PIB brasileiro, considerando-se a hipótese de crescimento anual do PIB na ordem de 4% ano, meta considerada factível por este Ministério.

8.2. Política Ambiental Brasileira

A preocupação com os problemas ambientais derivados do desenvolvimento surge na pauta do governo brasileiro localmente durante a década de setenta e em âmbito federal apenas em meados da década de oitenta, motivada principalmente por influência do debate global e interno sobre meio ambiente e pelas pressões externas provenientes de órgãos internacionais de financiamento (ALMEIDA, 1998).

Durante a Conferência de Estocolmo, o país apóia o bloco de opositores às suas deliberações, adotando uma postura de crescimento econômico a qualquer custo, mesmo da degradação ambiental, política esta que permeia todo o período do regime militar. No entanto, em razão das fortes pressões internas e externas, inicia-se a criação de organismos federais e estaduais para se lidar com a questão ambiental, dentre os quais se destaca a Secretaria Especial de Meio Ambiente (SEMA) estabelecida em 1973 (atualmente denominada IBAMA), subordinada ao Ministério do Interior (ALMEIDA, 1998). A integração da vertente ambiental na pauta de discussões do país é inserida pela primeira vez no II Plano Nacional de Desenvolvimento em meados de 1970, o qual abrange várias questões cruciais, como “a conceituação, pela primeira vez em nível federal de poluição industrial; a possibilidade de os estados e municípios estabelecerem controles de qualidade ambiental sobre as empresas [...]; o estabelecimento de penalidades para os infratores

[...], e etc” (ALMEIDA, 1998, p.137). No entanto, apenas em 1981 estabelece-se uma Política Nacional de Meio Ambiente, com a Lei Federal nº 6938, que passara a subsidiar todas as ações governamentais em prol do meio ambiente e de sua sustentabilidade, com os objetivos de “preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento sócio-econômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade humana” (Lei Federal nº 6938/81, art. 2º), e dispondo, para tanto, dos seguintes instrumentos:

- I- o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental;
- II- o zoneamento ambiental;
- III- a avaliação de impactos ambientais;
- IV- o licenciamento e a revisão de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras;
- V- os incentivos à produção e instalação de equipamentos e a criação ou absorção de tecnologia, voltados para a melhoria da qualidade ambiental;
- VI- a criação de espaços territoriais especialmente protegidos pelo Poder Público federal, estadual e municipal, tais como áreas de proteção ambiental, de relevante interesse ecológico e reservas extrativistas;
- VII- o sistema nacional de informações sobre o meio ambiente;
- VIII- o Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental;
- IX- as penalidades disciplinares ou compensatórias ao não-cumprimento das medidas necessárias à preservação ou correção da degradação ambiental;
- X- instituição do Relatório de Qualidade do Meio Ambiente, a ser divulgado anualmente pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – IBAMA;
- XI- a garantia da prestação de informações relativas ao Meio Ambiente, obrigando-se o Poder Público a produzi-las, quando inexistentes;
- XII- o Cadastro Técnico Federal de atividades potencialmente poluidoras e/ou utilizadoras dos recursos ambientais.

Dentre outros dispositivos de controle ambiental estabelecidos na PNMA, destaca-se a inserção do princípio do poluidor-pagador, importante para a prevenção dos danos ambientais decorrentes de Políticas, Planos e Programas e atividades utilizadoras de recursos naturais.

Em âmbito institucional, também se cria o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA), cujo órgão consultivo e deliberativo passa a ser o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), formado por representantes dos ministérios e demais entidades da

administração federal, estadual e municipal relacionados ao meio ambiente, além de entidades de classe e organizações não-governamentais (ALMEIDA, 1998).

A Constituição da República Federativa do Brasil de 1988 também abarca diversas das preocupações ambientais em seu processo de elaboração, como expressas no artigo 225, garantindo a todos os cidadãos brasileiros um “meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”. Para tanto, o Poder Público deve, dentre outros meios, “vedar as práticas que coloquem em risco sua função ecológica, provoquem a extinção de espécies ou submetam os animais à crueldade” (art. 225, inciso VII). No Título VII (“Da Ordem Econômica e Financeira”), incluiu-se também a defesa do meio ambiente como um dos princípios da atividade econômica no país.

Em 1990, é criada a Secretaria do Meio Ambiente da Presidência da República (SEMAM), com função de “planejar, coordenar, supervisionar e controlar as atividades relativas à Política Nacional de Meio Ambiente e à preservação, à conservação e ao uso racional dos recursos naturais renováveis” (ALMEIDA, 1998, p. 139). No ano de 1992, a SEMAM torna-se o Ministério do Meio Ambiente, sem modificações em suas responsabilidades, e em 1993 adquirindo atribuições sobre a Política do Índio, passando a denominar-se Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal.

8.3. Política Hídrica Brasileira

O marco legal inicial da política hídrica no Brasil é o Código das Águas de 1934, criado em um período de florescimento da atividade industrial brasileira, a fim de regular e legitimar o uso das águas doces superficiais para a geração de energia elétrica. Sendo ainda o setor agrário o

maior contribuinte à geração de divisas para o país, o responsável sobre a execução do Código passa a ser o Ministério da Agricultura, até o ano de 1961, quando pressões do setor hidrelétrico forçam sua mudança para o Ministério das Minas e Energia, por meio do seu Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE) (LEAL, 1998). Dentre suas deliberações, o Código das águas garante a utilização múltipla deste bem, com prioridade para o abastecimento público, como se pode observar no artigo 71 (“terá sempre preferência sobre quaisquer outros o uso das águas para as primeiras necessidades da vida”) (LEAL, 1998, p. 84), além de instrumentos coercitivos e preventivos à poluição, como o do usuário-pagador.

Os conflitos pelo uso da água e a pressão social pela gestão do setor por uma entidade autônoma e não usuária do recurso, conjuntamente às novas exigências impostas pela Constituição Federal de 1988 que, desencadeando a criação de legislações estaduais de recursos hídricos, leva à necessidade de uma política normativa para a gestão das águas, conduzem à elaboração da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei Federal nº 9433/97), promulgada em 1997 (LEAL, 1988).

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) estabelece os objetivos e as normas gerais para a gestão das águas no país, tendo como premissas seu caráter público; sua gestão participativa e integrada com os diversos setores administrativos nos âmbitos federal, estadual e municipal; a prioridade de uso para abastecimento humano e dessedentação de animais, com garantia aos usos múltiplos; e a definição da bacia hidrográfica como unidade de gestão. Dentre os objetivos da PNRH cabem-se destacar: “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos” (art. 2, inciso I) e “a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, [...], com vistas ao desenvolvimento sustentável” (artigo 2, inciso II). Para tal, estabelece-se o Sistema Nacional de Gerenciamento de

Recursos Hídricos (SNGRH), que deve cumprir os seguintes objetivos (Lei Federal nº 9433/97, art.32):

- I- coordenar a gestão integrada das águas;
- II- arbitrar administrativamente os conflitos relacionados com os recursos hídricos;
- III- implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos;
- IV- planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos;
- V- promover a cobrança pelo uso de recursos hídricos

O SNGRH constitui-se pelos seguintes órgãos (Lei Federal nº 9433/97, art.33 e34):

- Conselho Nacional de Recursos Hídricos, que conta com representantes dos Ministérios e Secretarias da Presidência da República relacionados à gestão das águas; dos Conselhos Estaduais de recursos hídricos, além dos usuários e organizações civis de recursos hídricos, estando encarregado de elaborar planos nacionais, articular os diversos níveis de planejamento e arbitrar em conflitos existentes entre os Conselhos Estaduais;
- Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal;
- Comitês de Bacia Hidrográfica, com atuação sobre bacias, sub-bacias ou bacias contíguas, contando com representantes da União, estados, municípios, usuários e sociedade civil, responsáveis pela resolução de conflitos entre usuários, rateio de obras de uso múltiplo, aprovação dos planos de bacia e os valores a serem cobrados aos usuários;
- Órgãos de governo cujas competências se relacionem à gestão dos recursos hídricos;
- Agências de Água, órgãos executivos que se subordinam aos comitês ou grupos de comitês, com atribuição de elaborar estudos e planos de recursos hídricos, propor e efetuar o enquadramento das águas e a cobrança sobre seu uso, além do rateio das obras;
- Agência Nacional das Águas, vinculada ao Ministério do Meio Ambiente e dotada de autonomia administrativa e financeira, responsável pela implementação da PNRH e do SNGRH.

Para a efetivação de suas premissas, a PNRH dispõe dos seguintes instrumentos (PNRH, art. 5):

I- Planos de Recursos Hídricos, elaborado para disciplinar a longo prazo a utilização racional destes recursos, em âmbito Federal, estatal e de bacias hidrográficas, estando sua elaboração a cargo das agências de bacia, sob controle dos comitês e aprovação das Assembléias Legislativas.

II- enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água, criado com o objetivo de estabelecer padrões de qualidade para as águas do território nacional em função de seus usos preponderantes, instrumento já previsto na PNMA e na Resolução CONAMA nº 20 de 1986. Elaborado pelas agências de água sob controle dos comitês ou pelos próprios comitês quando de sua ausência, e aprovado pelos conselhos de recursos hídricos.

III- outorga de direitos de uso sobre os recursos hídricos, com vista a regular a racionalização do uso da água, de forma a atender a seus usos múltiplos e evitar conflitos. A outorga deve estar prevista nos Planos de Bacia, sendo função do enquadramento, ou seja, dos usos desejados pela sociedade aos corpos hídricos. Os órgãos dominiais da água são responsáveis por sua emissão.

IV- cobrança pelo uso dos recursos hídricos, instrumento econômico condicionado à outorga, devendo refletir monetariamente o valor da água, de acordo com suas demandas, disponibilidades e caráter da atividade usuária do recurso. Ainda não está amplamente implantada, contando apenas com iniciativas localizadas. As agências de água são responsáveis pela realização dos estudos técnicos para o estabelecimento dos valores a serem cobrados, além de efetivarem a cobrança e alocar os recursos advindos, sob aval dos comitês.

VI- Sistema de Informações sobre os recursos hídricos, indispensável à gestão dos mesmos em qualquer nível, formando a base do sistema, na medida em que apenas com a coleta e análise dos dados ambientais e sócio-econômicos pode-se proceder à planificação do uso dos recursos hídricos. Atribui-se às agências de água a responsabilidade pela coordenação do sistema de informações.

8.4. Objetivos e Padrões de qualidade hídrica no Brasil

Anteriormente à promulgação da PNMA, os objetivos e padrões de qualidade hídrica do território nacional eram regidos pela Portaria MINTER 13/76.

Após determinação das atribuições de funções dos órgãos ambientais pela PNMA, cabe ao Conselho Nacional de Meio Ambiente a regulamentação dos padrões de qualidade ambiental de forma geral, incluindo-se os padrões de qualidade hídrica e de emissão de efluentes, com exceção das águas destinadas ao abastecimento público, que estão sob responsabilidade das normas estabelecidas pelo Ministério da Saúde. A Resolução CONAMA nº 20/86, anterior à Política Nacional de Recursos Hídricos, e revogada em 17 de março de 2005 pela Resolução nº 357/05, estabelece os objetivos de qualidade das águas doces superficiais e seus respectivos padrões, por meio de um sistema de nove classes de qualidade que se relacionam aos usos preponderantes da água. Desta forma, às águas doces foram estabelecidas cinco classes, às salinas duas e três às salobras, cujas qualidades variavam de acordo com os usos a que se destinavam. Quanto às águas doces (objetivo de estudo deste trabalho), foram criadas as seguintes classes de qualidade (Resolução CONAMA nº 20/86, art.1):

Classe especial – águas destinadas:

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

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 (aqüicultura) de espécies destinadas á alimentação humana.

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 (aqüicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

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.

Classe 4 - águas destinadas:

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

O nível de qualidade exigido apresenta um decaimento no sentido da classe 1 a 4, cuja determinação e verificação foram estipuladas em parâmetros físico-químicos e microbiológicos de cunho obrigatório (padrões de qualidade) presentes no meio líquido. Os parâmetros físicos adotados referem-se estritamente às características físicas da água, como turbidez, cor, odor e substâncias flutuantes; os químicos incluem substâncias orgânicas industrializadas (agrotóxicos e fertilizantes) ou de origem doméstica e natural, além das inorgânicas, consideradas prejudiciais

aos usos estipulados. Como parâmetros biológicos, adotaram-se os coliformes totais e fecais, de importância sanitária. Foram desconsiderados na Resolução, portanto, indicadores biológicos que fornecessem informações sobre a estrutura e funcionamento das comunidades aquáticas, e parâmetros físicos referentes à morfologia, solo, declividade e características do fluxo, que indicassem a situação dos habitats aquáticos, fato este que se deve à consideração apenas do componente hídrico dos ecossistemas aquáticos, e do caráter pouco protetivo à sua manutenção, considerada apenas nas classes especial, 1 e 2. Com relação aos efluentes, o art. 21 estabelece um único padrão de emissão à todas as fontes poluidoras, tendo como indicadores basicamente os mesmos parâmetros estipulados para as diferentes classes de qualidade. O objetivo destes padrões é a manutenção da classe do corpo de água, realizada mediante o controle do volume de efluente a ser lançado, o que depende da qualidade ambiental designada. Para tanto, procede-se a estudos específicos do potencial de diluição do efluente e da capacidade assimilativa do meio receptor. Podem ser efetuados lançamentos em todos os corpos de água, com exceção dos considerados como classe especial. Avaliações dos sedimentos e da biota aquática encontram-se presentes apenas quando da insuficiência da metodologia analítica disponível para a quantificação do nível das substâncias indicadoras (art. 13, parág. 2).

Um sistema adicional de classificação é definido para praias e demais balneários, de forma a facilitar o entendimento ao público e aos técnicos a respeito das condições do corpo de água. Desta forma, tendo como critério a presença e quantidade de coliformes fecais, tais águas pertencem a uma das três categorias: Excelentes, Muito Boas, Satisfatórias ou Impróprias. Indicações metodológicas para a uniformização das coletas e análise dos parâmetros de qualidade não são especificados, a não ser o número e frequências de coletas que sejam necessários.

A Resolução determina o estabelecimento das classes de qualidade por meio de enquadramento a ser efetuado pelos órgãos competentes, de acordo com a dominialidade do

corpo de água, devendo constar de programas de controle da poluição para sua efetivação. Os corpos de água doce não enquadrados após a homologação da Resolução são automaticamente considerados como classe 2. O enquadramento possui vigência determinada e deve ser cumprido durante este período, caracterizando-o como instrumento de comando e controle. No entanto, procedimentos para efetuação do enquadramento não estão incluídos na Resolução, sendo realizados apenas em 2000, por meio da Resolução CNRH nº 12.

A constatação, ao longo dos anos, das incongruências existentes na Resolução CONAMA nº 20/86 em relação aos padrões de qualidade, sendo alguns considerados muito restritivos frente à capacidade tecnológica de controle da poluição existente no país e outros muito permissivos frente à qualidade ambiental requerida, assim como as modificações realizadas na legislação hídrica com o advento da PNRH, da Resolução CNRH nº 12/00 que regulamenta o enquadramento das águas superficiais e o estabelecimento da Resolução CONAMA nº 274/00 que dispõe sobre os requisitos para a balneabilidade das águas, conduzem a um debate nacional a respeito da revisão da CONAMA 20/86. As discussões têm início em agosto de 2002, com a criação de um Grupo de Trabalho específico pela Câmara Técnica de Saneamento e Recursos Hídricos e incluído posteriormente também pela Câmara Técnica de Controle e Qualidade Ambiental, ambas do CONAMA, com a participação de diversos setores da sociedade e órgãos governamentais interessados. Tais discussões resultam na revogação da Resolução CONAMA nº 20/86 e sua substituição pela CONAMA nº 357 que passa a vigorar em 17 de março de 2005.

Nos objetivos da nova Resolução, foram estipulados princípios mais protetivos de qualidade hídrica, considerando-se as exigências da Constituição Federal de 1988 e da PNMA a respeito da proibição de lançamentos de fontes poluidoras em níveis nocivos aos seres humanos e demais formas de vida; inclusão dos princípios de função ecológica da propriedade, da prevenção e precaução, além da necessidade de se manter o equilíbrio ecológico aquático. No entanto, como

se verá nas discussões adiante, a presença de classes pouco protetivas e, portanto, de objetivos de qualidade que não consideram os princípios supracitados foram mantidos.

O número de classes alterou-se para treze, mantendo-se as cinco classes de águas doces e acrescentando e modificando-se as classes de águas salinas e salobras. Com relação às águas doces, foram realizadas as seguintes alterações, estando indicadas em negrito apenas as alterações relevantes, excluindo-se mudanças feitas apenas na redação (Resolução CONAMA nº 357/05, art.4):

Classe especial: águas destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, **com desinfecção**;
- b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e,
- c) **à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.**

Classe I: águas **que podem ser** destinadas:

- a) ao abastecimento humano, após tratamento simplificado;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, **conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000.**
- d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e
- e) **à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.**

Classe II – águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, **conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;**
- d) à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas **e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa a vir a ter contato direto;** e
- e) **à aquicultura e à atividade de pesca.**

Classe III – águas **que podem ser** destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional **ou avançado;**
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) **à pesca amadora;**

- d) à recreação de contato secundário; e
- e) à dessedentação de animais.

V- Classe IV- águas **que podem ser** destinadas:

- a) à navegação; e
- b) à harmonia paisagística.

A classificação das águas doces superficiais é realizada perante o enquadramento dos corpos de água em função de seus usos preponderantes, como se analisará a seguir.

8.5. Enquadramento das águas doces superficiais brasileiras

O enquadramento dos corpos de água em classes é o instrumento da PNRH (Lei Federal nº 9433/97), que estabelece metas para assegurar o nível de qualidade necessário a seus usos preponderantes, ou seja, que predominam em um determinado corpo hídrico. A Resolução CONAMA nº 20/86 estipula enquadramento das águas doces, salinas e salobras do território nacional em nove classes de usos, dotadas de padrões de qualidade distintos que precisam ser mantidos durante a permanência do enquadramento, objetivo este mantido pela Resolução CONAMA nº 357/05, com a ampliação das classes de qualidade para treze, sendo que cada classe corresponde a um conjunto de usos da água requerentes de níveis semelhantes de qualidade. Esta Resolução também estabelece, da mesma forma que a anterior, um padrão de emissão único para os efluentes, cujos lançamentos são permitidos desde que não conduzam ao desenquadramento dos corpos hídricos, momento a partir do qual pode-se considerá-los poluídos. Desta forma, em termos da legislação brasileira de recursos hídricos, a poluição não se refere ao estado real do corpo de água, passando a existir e, portanto, ser combatida, apenas se prejudicar o uso a que for designado (VON SPERLING, 1995).

A regulamentação do enquadramento surge apenas em 19 de junho de 2000, com a Resolução do CNRH nº 12, que o estabelece para segmentos de corpos de água segundo as normas estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 20/86, considerando os Planos de Recursos Hídricos local, estadual, Federal ou Distrital existentes. Visando-se a descentralização da gestão hídrica, como preconizada pela PNRH, a definição da classe de qualidade em uma bacia hidrográfica, sub-bacia ou mesmo em um trecho de corpo de água é atributo do Comitê de Bacia Hidrográfica, que deve exercê-lo mediante audiências públicas, com o intuito de se conhecer as necessidades dos diversos setores sociais envolvidos. A etapa de definição da classe necessita de uma série de estudos de diagnóstico ambiental, social e econômico realizados pelas Agências de Águas (ou os consórcios ou associações intermunicipais de bacias hidrográficas, quando de sua inexistência), órgãos executivos dos Comitês de Bacias. O processo de diagnóstico segue uma série de etapas de coleta e análise de informações ambientais e sociais referentes à situação atual e prospectiva dos fatores do meio, dos usos do solo e da água encontrados e necessários ao atendimento das demandas atuais e futuras da população, considerando-se as determinações dos Planos de Recursos Hídricos e contendo os seguintes itens (Resolução CNRH nº 12/00, art. 5):

- I- caracterização geral da bacia;
- II- aspectos jurídicos e institucionais;
- III- aspectos sócio-econômicos;
- IV- uso e ocupação atual do solo;
- V- identificação das áreas reguladas por legislação específica e das áreas em processo de degradação;
- VI- usos, disponibilidade e demanda atual de águas superficiais e subterrâneas;
- VII- identificação das fontes de poluição pontuais e difusas atuais oriundas de efluentes domésticos e industriais, de atividades agropecuárias e de outras fontes causadoras de degradação ambiental sobre os recursos hídricos; e
- VIII- estado atual dos corpos hídricos, apresentando a condição de qualidade por trecho, consubstanciado por estudos de autodepuração.

A Agência deve apresentar, baseada nos usos atuais e futuros desejados para os corpos hídricos, propostas de enquadramento de referência visando o atendimento das necessidades

atuais de uso do corpo hídrico e o enquadramento prospectivo, com vistas aos possíveis usos futuros e permitindo, desta forma, a gestão do recurso de forma sustentável, como estabelecido no artigo 6 da referida Resolução. O prognóstico da bacia deve conter os seguintes itens (Resolução CNRH nº 12/00, art. 6):

- I- evolução da distribuição das populações e das atividades econômicas;
- II- evolução de usos e ocupação do solo;
- III- políticas e projetos de desenvolvimento existentes e previstos;
- IV- evolução da disponibilidade e da demanda de água;
- V- evolução das cargas poluidoras dos setores urbano, industrial, agropecuário e de outras fontes causadoras de degradação ambiental dos recursos hídricos;
- VI- evolução das condições de quantidade e qualidade dos corpos hídricos, consubstanciada em estudos de simulação; e
- VII- usos desejados de recursos hídricos em relação às características específicas de cada bacia.

O Comitê encaminha a aprovação final a seu respectivo Conselho de Recursos Hídricos, cabendo à Agência de Bacia ou órgão substitutivo sua implementação. Quando do enquadramento de corpos de água que atravessam mais de um estado, a elaboração das propostas e sua efetivação são atribuídas à Agência Nacional de Águas, enquanto que as decisões são realizadas pelos Comitês de Bacias envolvidos, mediante aprovação final pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos. O acompanhamento e fiscalização do enquadramento (etapas de monitoramento) devem ser realizados pelos órgãos gestores de recursos hídricos e de controle ambiental competentes⁴.

A implementação do enquadramento pode ser realizada em etapas progressivas, de acordo com as metas iniciais, intermediárias e finais estabelecidas, sendo que para cada meta são definidas estratégias de controle da poluição, recuperação e regulamentação dos usos da água, de

⁴ Para conhecer com maior detalhamento os procedimentos necessários ao enquadramento das águas superficiais brasileiras, a Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente elaborou um documento orientativo contendo todas as etapas dos processos e seus respectivos atores envolvidos (MMA, 2000).

forma adequada e em períodos determinados. Este fato caracteriza o enquadramento como instrumento de planejamento de recursos hídricos, ao qual dependerão instrumentos de comando e controle como licenciamento, outorga, cobrança e padrões de qualidade hídrica.

A Resolução CONAMA nº 357/05 reconhece o caráter de planejamento do enquadramento dos corpos de água, incluindo a possibilidade de adaptação dos padrões de qualidade de acordo com as metas progressivas nele estipulada. No entanto, não reconhece a obrigatoriedade de melhoria progressiva da qualidade hídrica, como preconizado em seu preâmbulo e nas demais leis que regem os objetivos da gestão hídrica, dada a aceitação do enquadramento final de corpos de água em classes permissivas à degradação, como as classes 3 e 4, fato que será analisado posteriormente.

Analisar-se-á a seguir os padrões estipulados para os usos mais restritivos das águas doces, quais sejam, abastecimento doméstico e proteção de comunidades aquáticas, tendo por objetivo avaliar o grau de atendimento aos usos destinados às classes de qualidade. Como exposto anteriormente, comparar-se-á os padrões de qualidade adotados com os valores de referência recomendados pelas organizações e agências ambientais de referência internacional.

8.6. Análise dos objetivos de qualidade hídrica

As diversas leis e normas ambientais e de recursos hídricos brasileiras consideram a proteção e recuperação da qualidade ambiental como requisitos indispensáveis para o desenvolvimento sustentável do país, como se pode observar nas citações seguintes:

(...) O objetivo geral é assegurar que se mantenha uma oferta adequada de água de boa qualidade para toda a população do planeta, ao mesmo tempo em que se preserve as funções hidrológicas, biológicas e químicas dos ecossistemas, adaptando as atividades humanas aos limites da capacidade da natureza (...)

(AGENDA 21 GLOBAL, 1992, cap.18)

(...) Considerando que a saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas; (...)

(CONAMA nº 357/2005)

(...) Considerando que o controle da poluição está diretamente relacionado com a proteção da saúde, garantia do meio ambiente ecologicamente equilibrado e a melhoria da qualidade de vida (...)

(CONAMA nº 357/2005)

(...) garantia de um meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

(CONSTITUIÇÃO DA REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL, cap. 225)

(...) os recursos hídricos são essenciais para a satisfação das atividades humanas, tanto as básicas como aquelas vinculadas à saúde, à produção de energia, alimentos e assim como à preservação dos ecossistemas e do desenvolvimento em todas as suas fases: social, política, etc.

(DECLARAÇÃO

DE PARIS, 1998)

Com intuito de se buscar o equilíbrio entre as necessidades das atividades humanas e a manutenção da capacidade de suporte ambiental, como requerem as idéias sobre o desenvolvimento sustentável, tem-se como princípios balizadores da gestão ambiental os princípios da precaução e prevenção, os quais podem ser assim definidos:

A prevenção consiste em impedir a superveniência de danos ao meio ambiente por meio de medidas apropriadas, ditas preventivas, antes da elaboração de um plano ou da realização de uma obra ou atividade.

(PRIEUR⁵, 1996, p.70 apud GRANZIERA, 2003, p.51)

Para proteger o meio ambiente, o princípio da precaução deve ser amplamente observado pelos Estados, de acordo com suas capacidades. Em caso de risco de danos graves ou irreversíveis, a ausência de certeza científica absoluta não deve

⁵ PRIEUR, M. **Droit de l'environnement**. Paris: Dalloz, 1996. p.70.

servir de pretexto para procrastinar a adoção de medidas visando prevenir a degradação do meio ambiente.

(DECLARAÇÃO DO RIO DE JANEIRO SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO, 1992, Princípio 15)

Os instrumentos de gestão, criados para proporcionar o alcance aos objetivos e metas ambientais devem, de acordo com seus princípios norteadores evitar ou, quando de sua impossibilidade, minimizar e mitigar os impactos advindos das atividades humanas sobre os recursos naturais e, para tanto, precisam ser utilizados de forma coordenada, visando objetivos finais comuns. Com relação às etapas de diagnóstico e avaliação dos possíveis impactos ambientais, destacam-se dois instrumentos da política de meio ambiente: a Avaliação Ambiental Estratégica, ainda não regulamentada no país e que se objetiva à análise prévia de Políticas, Planos e Programas governamentais e o Zoneamento ecológico-econômico, regulamentado pelo Decreto nº 4.297 em 10 de julho de 2002, que se destina a análise das potencialidades e restrições espaciais para a implementação de Políticas, Planos, Programas e empreendimentos.

Observa-se no Brasil uma ausência de coordenação entre os instrumentos da política ambiental que, no caso específico do tema em estudo, detecta-se pela desconsideração da avaliação prévia de impactos ambientais quando da escolha da classe de qualidade do corpo de água nos Planos de Recursos Hídricos. A Resolução do CNRH nº 12/00 que regulamenta os procedimentos do enquadramento, não determinam nas etapas de diagnóstico a utilização destes instrumentos preventivos, o que dificulta o processo decisório, devido à desconsideração das consequências prováveis frente às escolhas adotadas. Frente à necessidade do diagnóstico ambiental para o conhecimento da capacidade de suporte do ecossistema e dos possíveis impactos advindos das alterações promovidas pelas atividades humanas, a utilização da Avaliação Ambiental Estratégica em conjunto com o zoneamento ecológico-econômico seriam de fundamental importância.

Constata-se na Resolução CONAMA nº 357/05 poucas mudanças efetivadas nos objetivos de qualidade. No entanto, a inclusão do uso recreativo à classe 3, torna-a mais restritiva, assim como a proteção das comunidades aquáticas sob efeitos agudos. A classe 4 permanece extremamente permissiva à degradação, desconsiderando seu atendimento aos usos mais restritivos em qualidade, como abastecimento para consumo humano, recreação de contato primário ou secundário e proteção das comunidades aquáticas. As classes de usos estipuladas na Resolução CONAMA nº 357/05 refletem objetivos de qualidade distintos, que se situam desde o mais protetivo (classe especial) ao mais permissivo à degradação (classe 4).

Como exposto anteriormente, o objetivo das políticas ambientais e hídricas brasileiras é a busca pelo desenvolvimento sustentável, entendido em seus aspectos ambientais, econômicos e sociais, e cuja implementação para as águas doces do território passa necessariamente pela garantia ao atendimento dos usos múltiplos da água, com prioridade às necessidades humanas básicas, como abastecimento, segurança alimentar e saneamento, e à proteção dos ecossistemas aquáticos, conforme estipulado nos tratados internacionais de recursos hídricos ratificados pelo Brasil (Tabela 1). Na classificação das águas doces superficiais brasileiras apresentada na Resolução CONAMA nº 357/05, as classes de qualidade especial, 1, 2 e 3 têm como uns de seus usos o abastecimento doméstico e a proteção das comunidades aquáticas, com o diferencial do grau de proteção garantida, que decresce da classe especial à classe 3. Já para a classe 4, nota-se a insustentabilidade em sua concepção, na medida em não apresenta a possibilidade de atendimento aos usos de abastecimento doméstico e proteção da vida aquática, reservando-se ao atendimento de usos menos nobres, como navegação e harmonia paisagística, fato que não garante a disponibilidade futura dos corpos de água. Além destes fatores, a ausência de uma lista de substâncias orgânicas e inorgânicas prioritárias indicativas que garantam o mínimo de proteção à

qualidade às águas enquadradas na classe 4 fornece uma indicação a respeito de sua permissividade à degradação.

Considerando-se os elevados custos de tratamento da água, as incertezas frente às reações químicas possíveis das substâncias lançadas e as limitações tecnológicas existentes mesmo nas mais avançadas formas de tratamento, torna-se difícil vislumbrar a disponibilidade de usos futuros das águas classificadas para usos menos nobres. Reconhecendo-se o pressuposto de manutenção da integridade biológica dos sistemas hídricos como garantia à sua permanência em qualidade e quantidade adequadas, o objetivo da gestão hídrica moderna é garantir suas funções antrópicas ao mesmo tempo em que se mantém e, se possível, se melhore o ambiente natural do sistema aquático (CAIRNS Jr., 1999). Para tanto, os corpos de água que se encontrarem próximos a tal condição devem ser manejados de forma a preservar suas características, enquanto que aqueles já em estado de degradação devem ser recuperados para garantir seu potencial ambiental (HARPER; FERGUSON, 1995; YODER, 1993). No entanto, devido às características econômicas, sociais e tecnológicas existentes em países como o Brasil não possibilitarem a proteção e recuperação dos ecossistemas aquáticos como objetivo hídrico imediato, é necessária a definição de metas progressivas para sua melhoria a longo prazo, de acordo com as necessidades e limitações locais, mas que garantam o alcance dos objetivos finais de manutenção do potencial ecológico dos corpos de água.

8.7. Análise dos critérios de qualidade hídrica

Na legislação brasileira, a definição da qualidade hídrica é dada apenas por meio de parâmetros físico-químicos, sendo os mais comuns turbidez, sólidos totais, condutividade, pH, substâncias orgânicas e inorgânicas prejudiciais, além de parâmetros microbiológicos, como

cianobactérias e coliformes termotolerantes. No entanto, apesar de seu papel determinante na qualidade hídrica, não se consideram como critérios os fatores geomorfológicos e a composição e função das comunidades biológicas.

A estrutura geológica e a composição do solo de um corpo hídrico determinam a estrutura química da água e a existência de habitats que suportam as comunidades biológicas. Já as atividades desempenhadas pela biota, por sua vez, influenciam na composição química da água. Como existe uma interdependência clara entre os fatores físicos, químicos e biológicos dos ecossistemas hídricos, torna-se impossível diagnosticar seu atual estado sem o conhecimento de sua dinâmica interna.

Edwards (1995) indica três razões para o conhecimento dos processos ecológicos permearem a gestão das águas:

1. tais processos, existentes tanto na água quanto no ambiente terrestre influenciam a qualidade hídrica.
2. a necessidade de se preservar a biota por seu valor intrínseco e pelos recursos que provêm ao ser humano.
3. a possibilidade de se estabelecer índices de qualidade que reflitam com maior veracidade o estado da água.

Com relação ao terceiro aspecto, não restam dúvidas perante a comunidade científica quanto a importância do conhecimento sobre a estrutura e funcionamento das comunidades aquáticas como forma de se identificar o estado da água, por sua capacidade única de demonstrar os efeitos dos componentes químicos lançados, cujas ações sinérgicas não são passíveis de se detectar de outra forma. Além disto, a composição química atual do corpo de água nem sempre demonstra seu estado real, já que componentes não mais lançados há longa data podem ainda demonstrar seus efeitos nocivos à biota por meio, por exemplo, da bioacumulação. Mesmo se o

objetivo de qualidade não incluir a proteção das comunidades biológicas, outros usos como recreação, pesca, abastecimento e irrigação podem ser prejudicados com a subavaliação, em razão do desconhecimento da condição real da água.

Diversos países reconhecem a importância dos indicadores biológicos na avaliação das condições hídricas e os vêm consolidando como critérios em seus sistemas de gestão. Como visto anteriormente, nos EUA, Canadá, Austrália e Nova Zelândia, Reino Unido, França e Alemanha, tal uso já é uma tradição. No Brasil, apesar de estudos cada vez mais sistematizados em ecotoxicologia desenvolvidos em institutos, universidades e em instituições de gestão hídrica, o uso de indicadores biológicos permanece como optativo (CONAMA nº 357/05, art.8, parág. 3), sendo a avaliação da biota e dos sedimentos também optativa quando a metodologia disponível for insuficiente para quantificar as concentrações dos parâmetros químicos adotados (CONAMA nº 357/05, art. 9, parág. 2).

O Brasil, no entanto, possui como um grande entrave nesta questão a ausência de um sistema de informações eficiente, que contemple, dentre outros fatores, bancos de dados com a estrutura das comunidades aquáticas das ecorregiões, que serviriam como suporte na elaboração de estudos mais aprofundados nas bacias a serem enquadradas. A maioria dos estudos da biodiversidade brasileira e os programas de conservação ambiental encontram-se direcionados ao ambiente terrestre, e quando realizados para os ecossistemas aquáticos, o enfoque é dado às espécies mais popularmente conhecidas, principalmente de peixes. A ausência de infraestrutura laboratorial, de inventários, corpo técnico capacitado, e os amplos intervalos das atividades de monitoramento dificultam o conhecimento sobre o número de espécies estimado e o grau de degradação das comunidades biológicas destes sistemas.

8.8. Análise dos padrões de qualidade hídrica da Resolução CONAMA n° 357/05, com enfoque aos usos mais restritivos das águas doces.

As maiores modificações na Resolução se dão em relação aos padrões de qualidade química, com adição de 19 parâmetros, flexibilização e aumento da exigência de alguns em específico. No entanto, a maioria dos parâmetros mantém seus níveis de qualidade anteriores. Para as águas doces, estão revistos 131 parâmetros, com 25 tornando-se mais restritivos, enquanto que 91 permanecem inalterados (MMA, 2004). Os parâmetros microbiológicos alteram-se para coliformes termotolerantes em todas as classes, aumentando-se o número de coletas e exigindo sua frequência bimestral, ao invés de sua efetuação em qualquer mês do ano, como preconizado na resolução anterior. A possibilidade de flexibilização dos valores limites de coliformes fecais quando das dificuldades para sua detecção laboratorial está eliminada, exigindo-se uma infra-estrutura laboratorial adequada aos órgãos responsáveis pela análise da qualidade hídrica. Aos parâmetros biológicos adiciona-se a densidade de cianobactérias, dada sua importância na avaliação da condição trófica dos ambientes aquáticos. Valores para parâmetros físicos, DBO, pH e O.D. permanecem inalterados.

Para as modificações dos padrões das águas doces, utilizou-se como referência os padrões adotados em países com objetivos de qualidade mais rigorosos, como EUA, Canadá e Austrália (MMA; IBAMA, 2004). A determinação dos padrões obedece ao atendimento do uso mais restritivo presente na classe de qualidade, assim como estipulado na Resolução anterior. Para as classes 1 e 2 de águas doces, estipulou-se que os padrões não podem conferir efeitos crônicos à biota aquática, enquanto que à classe 3 o objetivo seria não provocar efeitos agudos.

Além dos padrões de qualidade, podem-se citar outras importantes modificações realizadas: a exigibilidade de ensaios toxicológicos para se investigar as interações entre

substâncias e a presença de outros contaminantes não considerados (art. 8, parág. 4), além da possibilidade de incorporação de indicadores biológicos nos parâmetros de qualidade (art. 8, parág. 3). No entanto, a utilização destes indicadores não têm caráter obrigatório e a referida Resolução não apresenta quaisquer indicativos de parâmetros e valores de qualidade a serem utilizados, o que dificulta a definição de critérios em âmbito local.

Com relação à vazão de referência para fins de outorga e manutenção da qualidade hídrica, elimina-se a necessidade dos valores de $Q_{7,10}$ da resolução anterior, possibilitando a definição de critérios pelos comitês de bacias, o que para muitos foi considerado um avanço, dada a possibilidade de adequação às necessidades locais de vazão, a qual se mostra bastante variada dentre as bacias brasileiras. Ao gerenciamento dos efluentes, inclui-se o conceito de zona de mistura, em que, depois de delimitada sua extensão, se permite o descumprimento do padrão de qualidade estabelecido ao corpo receptor.

Diversos autores (PORTO, 2002; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2002) propõem a necessidade da adaptabilidade tanto na escolha dos parâmetros de qualidade quanto nos valores a serem adotados, de forma a se respeitar as reais necessidades dos recursos e das comunidades e a capacidade de cumprimento dos mesmos, seja pelas peculiaridades naturais do corpo de água ou pela existência de tecnologia e meios econômicos adequados para tanto. Como visto anteriormente, o Brasil possui diferenças regionais e sub-regionais marcantes quanto à disponibilidade e demanda hídricas, ocupação do solo, usos dos recursos naturais, grau e tipo de desenvolvimento, com suas influências sobre a qualidade da água. Além disto, somam-se as variabilidades de relevo, geologia e clima, que proporcionam uma composição e distribuição florística e faunística também muito rica e variável. Torna-se impraticável, e mesmo arbitrário, condicionar padrões ambientais nacionalmente uniformes sem desrespeitar tais diferenças.

Sendo um instrumento de planejamento, o enquadramento precisaria conter os critérios necessários para atender aos objetivos prioritários locais, a exemplo do que ocorre no Canadá, determinando medidas eficazes para sua execução. À medida que as necessidades fundamentais e imediatas sócio-ambientais em relação ao corpo hídrico fossem atingidas, em prazos especificados pelo enquadramento, novas metas deveriam ser especificadas para o atendimento dos parâmetros secundários. O processo, deste modo, seria mais eficiente por ser factível e realista, respeitando-se as características sociais, econômicas e ambientais locais, permitindo um sistema de monitoramento mais simples e menos dispendioso, baseado apenas na avaliação dos parâmetros essenciais e adequado à capacidade financeira local, permitindo também o controle mais direto da comunidade. A progressividade das metas é reconhecida na CONAMA nº 357/05 (cap. V, art. 38, parg. 2) mas a ausência de adaptabilidade dada pelos padrões ambientais são um entrave para seu próprio cumprimento, já que são exigidos níveis de qualidade e tratamento incompatíveis com as necessidades e características locais. A adaptabilidade do sistema não significa, de acordo com Von Sperling e Chernicaró (2002) permissividade, mas sim a adequação progressiva da sociedade e das instituições à execução de metas cada vez mais ambiciosas de qualidade, em direção a sustentabilidade.

Novamente, a ausência de informações sistematizadas quanto às características ambientais, sociais, culturais e econômicas existentes nas diversas bacias brasileiras é um entrave para o sistema de gestão da qualidade hídrica. É de fundamental importância o conhecimento sobre os fatores principais que determinam os processos ecológicos das grandes bacias ou ecorregiões do país, a fim de se subsidiar estudos locais mais aprofundados que permitissem a criação de padrões ambientais adequados. A exemplo do Canadá, para as ecorregiões brasileiras, poderiam ser desenvolvidos padrões químicos, geomorfológicos e biológicos indicativos, com suas correspondentes variações, que serviriam de base para estudos

mais detalhados ou, quando não forem possíveis, seriam adotados de forma direta pelos órgãos de gestão locais.

Outro problema se dá em relação à incorporação sem adaptação dos padrões ambientais derivados em países mais avançados, realizada por grande parte dos países subdesenvolvidos. Tal prática é feita devido aos grandes custos envolvidos no desenvolvimento destes padrões, em razão da necessidade de amplas informações ambientais e dos extensos testes laboratoriais necessários. É comum nos países menos favorecidos economicamente, a ausência de laboratórios bem equipados e de corpo técnico bem treinado para a realização destes ensaios, fato agravado pela falta de sistematização das informações ambientais em bancos de dados atualizados. Destes fatores decorre a implementação de padrões ambientais e de emissão que muitas vezes se apresentam inadequados às características tecnológicas, econômicas e ambientais do país, dificultando a efetividade do sistema de gestão, principalmente quanto ao alcance dos objetivos de qualidade hídrica.

8.8.1. Padrões de qualidade hídrica visando o abastecimento para consumo humano

A Resolução CONAMA nº 357/05 determina, para as águas doces da nação, quatro classes de qualidade distintas, tendo por um de seus objetivos o abastecimento para o consumo humano, como especificado a seguir:

- Classe especial, destinada ao abastecimento com desinfecção
- Classe 1, destinada ao abastecimento após tratamento simplificado
- Classe 2, destinada ao abastecimento após tratamento convencional
- Classe 3, destinada ao abastecimento após tratamento convencional ou avançado

A Classe 4 não está presente na análise pelo fato de não admitir o uso para abastecimento, como anteriormente comentado.

Para a análise dos padrões de qualidade destinados ao uso de abastecimento da Resolução CONAMA nº 357/05, será realizada uma comparação com os valores de referência adotados pela Organização Mundial de Saúde, utilizada internacionalmente e inclusive no Brasil, como referência para o estabelecimento de padrões de potabilidade pela Portaria MS 518/04. Neste sentido, ter-se-á por base o documento da OMS (2004), intitulado *Guidelines for Drinking-water Quality* que, atualmente, encontra-se em sua terceira edição. Optou-se por este documento em detrimento do volume da segunda edição, utilizada para a elaboração da referida Resolução, devido sua publicação prévia a CONAMA nº 357/05.

O princípio fundamental de OMS (2004) é a proteção da saúde pública, alcançada por meio do acesso universal de água segura para consumo humano, ou seja, cuja qualidade não represente risco significativo à saúde em seu consumo durante toda a vida do indivíduo, incluindo as diferentes suscetibilidades presentes em cada estágio de sua vida. A água deve ser adequada para todos os usos domésticos, inclusive a higiene pessoal, e sua qualidade não pode ser utilizada como indicativa para a manutenção da biota aquática. Deste modo, a Organização recomenda uma série de estratégias de gestão e valores de referência para substâncias e microorganismos de potencial risco à saúde de caráter não mandatário, dado o reconhecimento da necessidade de se considerar os contextos ambiental, econômico, social e institucional de cada país ou localidade.

A Organização adota e recomenda uma abordagem holística para a gestão das águas de abastecimento, passando pelas etapas de planejamento, constituição de infraestrutura adequada e monitoramento constantes, tendo por base a avaliação sistemática e a prevenção de possíveis riscos, desde a fonte ao destino final. Adota-se a ênfase na prevenção à poluição ao invés da remediação, dada as incertezas quanto à confiabilidade dos sistemas de tratamento empregados.

Consideram-se como constituintes a serem avaliados na água os agentes potencial ou comprovadamente nocivos à saúde humana, como microorganismos e substâncias químicas, além daqueles nem sempre diretamente nocivos, mas que causam forte impacto para os consumidores, como aspectos estéticos (cor, turbidez), odor e sabor (OMS, 2004).

Os valores de referência indicados para substâncias químicas representam geralmente a concentração de um constituinte que não resulta em risco significativo à saúde humana durante toda a vida do indivíduo que se serve de uma dada fonte de abastecimento, baseando-se em estudos de toxicidade com seres vivos cujos resultados são extrapolados para permitir a proteção da saúde humana. O valor de referência é calculado da seguinte forma (OMS, 2004, p. 149-150):

$$VR = \frac{IDT \times pc \times P}{C}$$

Sendo:

IDT – quantidade estimada de uma substância presente no alimento e na água potável, expressa em unidades de massa corporal (mg/kg ou µg/kg de peso corporal), que pode ser ingerida no período de vida do indivíduo sem apreciável risco à saúde.

pc – peso corporal

P – fração de IDT alocada na água potável

C- consumo diário de água

Dado o entendimento dos padrões da OMS como indicativos para a elaboração de padrões locais, considerar-se-á na presente análise da adequação da Resolução CONAMA nº 357/05 as justificativas dos órgãos ambientais para os valores adotados, quando encontradas, além da eficiência dos sistemas de tratamento comumente empregados no Brasil quando da presença de valores inadequados à potabilidade (NASCIMENTO, 2004). Os valores presentes na Portaria MS

518/04 serão também considerados e, quando de sua maior permissividade em relação a OMS (2004), serão consideradas as justificativas dos órgãos ambientais para sua adoção.

Observando-se o Anexo A, verificou-se que, para a Classe 3:

- treze parâmetros encontram-se permissivos em relação a OMS (2004): boro, urânio total, antimônio total, bário total, cádmio total, chumbo total, clordano, ferro dissolvido, manganês total, mercúrio total, selênio total, sulfeto e tetraclorometano (tetracloreto de carbono).
- Doze parâmetros são permissivos em relação tanto a OMS quanto a Portaria MS 518/04: antimônio total, bário total, cádmio total, chumbo total, clordano, ferro dissolvido, manganês total, mercúrio total, selênio total, sulfeto e tetraclorometano (tetracloreto de carbono).

Analisando-se a eficiência dos sistemas de tratamento simplificado (filtração e cloração) convencionais (abrandamento com cal, coagulação/floculação, sedimentação, filtração e cloração) e avançados (adsorção: carvão ativado (pó), adsorção: carvão ativado granular, remoção por troca gasosa, desmineralização (osmose reversa, etc), troca iônica e ozonização) exigidos pela classe 3 e obtidos em Nascimento (1998), se podem tecer os seguintes comentários:

- densidade de cianobactérias: removido com tratamento avançado.
- boro: pode ser removido apenas com tratamento avançado (70-100% com carvão ativado granular e 70-100% com troca iônica).
- urânio: pode ser removido com tratamento convencional (25-90% com coagulação/floculação, 50-90% por abrandamento com cal) e avançado (baixa remoção (0-25%) com carvão ativado granular, e alta (90-100%) com troca iônica).
- antimônio: removido por meio de tratamento convencional (filtração auxiliado por abrandamento com cal).

- bário: remoção com tratamento convencional (baixa (0-25%) com coagulação/floculação e média para alta (70-90%) com abrandamento com cal) e avançado (baixa (0-25%) com carvão ativado em pó ou granular e alta (90-100%) com desmineralização e troca iônica).
- cádmio: removido com tratamento convencional, sendo bastante variável (25-90%) com coagulação/floculação e alta (90-100%) com abrandamento com cal; e avançado, sendo baixa (0-50%) com carvão ativado granular.
- chumbo: removido com tratamento convencional (70-100% com coagulação/floculação e 90-100% por abrandamento com cal) e avançado (70-100% por desmineralização).
- clordano: removido com tratamento convencional (0-25% por cloração e 25-50% por coagulação/floculação e abrandamento com cal) e avançado (90-100% por carvão ativado em pó ou granular)
- ferro dissolvido: removido com tratamento convencional (aeração com processo auxiliar e 90-100% por filtração) e avançado (90-100% por troca iônica)
- manganês: removido com tratamento convencional (25-90% por coagulação/floculação e 70-90% por abrandamento com cal) e avançado (90-100% por troca iônica)
- mercúrio: removido com tratamento convencional (70-90% por coagulação/floculação e 70-90% por abrandamento com cal) e avançado (90-100% por adsorção com carvão ativado em pó ou granular)
- selênio: removido com tratamento convencional (0-90% por coagulação/floculação e 0-70% por abrandamento com cal) e avançado (50-90% por desmineralização)
- sulfeto: removido com tratamento simplificado (50-100% com aeração ou cloração) e avançado (50-100% por ozonização)
- tetracloreto de carbono: não há indicação de remoção no quadro.

Analisando-se as eficiências dos sistemas de tratamento para as substâncias em desacordo com os valores de referência recomendados pela OMS e MS, conclui-se:

- Tratamento simplificado (filtração e cloração): remove apenas sulfeto.
- Tratamento convencional (coagulação/floculação, sedimentação, filtração e cloração auxiliados por abrandamento com cal): remove totalmente apenas cádmio, chumbo e ferro.
- Tratamento avançado (adsorção: carvão ativado em pó ou granular, por troca gasosa, desmineralização (osmose reversa, etc), troca iônica e ozonização): remove totalmente boro, urânio, bário, chumbo, clordano, ferro, manganês, mercúrio e sulfeto e cianobactérias.
- Sem dados para análise: tetracloreto de carbono

Com exceção do tetracloreto de carbono, para o qual não se encontraram dados sobre potencial de remoção em tratamentos de água para abastecimento, todos os padrões listados como permissivos em relação às legislações de referência permitem o uso a que a classe 3 se destina, qual seja “abastecimento após tratamento convencional ou avançado”.

8.8.2. Padrões de qualidade hídrica visando a proteção das comunidades aquáticas

A determinação dos padrões de qualidade para as águas doces, tendo em vista a proteção das comunidades aquáticas, é fundamentada, na Resolução CONAMA nº 357/05, a partir de critérios científicos norte-americanos e canadenses e, em menor escala, nos padrões adotados pela Austrália e Nova Zelândia.

Esta análise comparativa baseia-se no documento da USEPA *Current National Recommended Water Quality Criteria* (2003), o qual apresenta os valores de referência atuais adotados pela Agência norte-americana, dos parâmetros de qualidade recomendados pela Seção 304(a) do *Clean Water Act* de 1972. O desenvolvimento dos padrões para a Resolução

CONAMA nº 357/05, no entanto, baseia-se na versão de 2002 para este mesmo documento e, a justificativa para utilizar-se a versão mais recente se dá em razão de seu estabelecimento anterior à promulgação da referida Resolução.

A USEPA adota dois critérios para a proteção das comunidades aquáticas, baseados em testes de toxicidade e bioacumulação realizados em plantas e animais :

- Concentração Máxima, uma estimativa sobre a concentração máxima de uma dada substância à qual a comunidade aquática pode ser exposta de forma breve sem lhe ocasionar efeitos inaceitáveis. Representa, portanto, a proteção da biota aquática contra efeitos agudos, derivados de testes com avaliação de letalidade e imobilização de espécies indicadoras em períodos de exposição de 48 a 96 horas.
- Concentração Contínua, uma estimativa sobre a concentração máxima de uma dada substância à qual a comunidade aquática pode ser indefinidamente exposta sem lhe ocasionar efeitos inaceitáveis. Representa, portanto, a proteção da biota aquática contra efeitos crônicos, derivados de testes com avaliação de crescimento, sobrevivência e reprodução de espécies indicadoras em períodos de exposição de 28 dias.

Pelo fato de os critérios para a vida aquática serem normas de abrangência nacional (Seção 304(a) do *Clean Water Act*, 1972), são derivados para a proteção da maioria das comunidades aquáticas existentes no país. No entanto, os valores de referência são indicativos para que os estados desenvolvam valores condizentes a suas realidades, desde que cientificamente defensáveis.

Os critérios canadenses adotados como referência são apresentados no documento intitulado *Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life* (1999), uma atualização revisada do Apêndice IX do capítulo de biota aquática dos *Water Quality Guidelines* (CCREM, 1999). Assim como nos Estados Unidos da América, os critérios

adotados pelo governo federal canadense são indicativos para as províncias desenvolverem valores de referência localmente adequados, desde que cientificamente defensáveis. Para a elaboração dos valores, necessita-se considerar dados obtidos de todos os componentes do ecossistema aquático (algas, peixes, invertebrados, macrófitas, etc) e, quando de sua insuficiência, derivam-se valores parciais. Adota-se uma abordagem que estabelece valores para a proteção de todas as formas de vida aquáticas em todos os estágios de vida., sob exposição indefinida à água. Há apenas um valor máximo recomendado para cada parâmetro de qualidade, que se baseia em longos períodos de exposição sem efeitos prejudiciais aos organismos (equivalente ao critério crônico da USEPA).

Os parâmetros são selecionados de acordo com sua importância em escala nacional, após consultas realizadas nos diversos estados e províncias incluindo-se, obrigatoriamente, as substâncias prioritárias listadas no *Canadian Environmental Protection Act* (CANADA GAZETTE⁶, 1989, apud CREM, 1999). Para cada parâmetro, procede-se a uma revisão na literatura com informações concernentes à suas propriedades físico-químicas, concentração natural, comportamento ambiental, potencial bioacumulativo, toxicidade aguda e crônica para a biota aquática, genotoxicidade e informações de outras jurisdições. A derivação dos valores é feita preferencialmente multiplicando-se pelo fator de segurança 0,1 a concentração que manifestou o menor efeito prejudicial observado durante exposição crônica (longa duração) das espécies aquáticas mais sensíveis estudadas em seus estágios de vida também mais sensíveis. Entretanto, quando tais dados não se encontram disponíveis, estudos de exposição aguda podem ser utilizados convertendo-se concentrações de curta ou média duração (LC₅₀, EC₅₀), que acusem efeito letal, em concentrações de longa duração.

Observando-se o Anexo B, verifica-se que, para as Classes 1 e 2:

⁶ CANADA GAZETTE. Priority Substances List. **Canada Gazette**, Parte 1, 1989.

- Parâmetros em desacordo com os valores de referência canadenses: arsênio, atrazina, benzo-a-pireno, cádmio, chumbo, cobre, cromo, endossulfan,, metolacoloro, nitrito, pentaclorofenol, selênio, zinco.
- Parâmetros em desacordo com os valores de referência da USEPA: DDT, alumínio dissolvido, atrazina, cádmio, chumbo, clordano, cromo, heptacoloro + heptacoloro hepóxido (com exceção do uso para aquíicultura, quando o valor adotado é adequado para a proteção da biota aquática), metolacoloro, selênio, zinco.
- Parâmetros em desacordo com os valores de referência da USEPA e Canadá: atrazina, cádmio, chumbo, cromo, metolacoloro, selênio e zinco

Na legislação brasileira, as classes que possuem como objetivo a proteção das comunidades aquáticas são: classe especial, para a qual não se permitem alterações na estrutura e funcionamento da biota aquática; classes 1 e 2, em que não se permite a ocorrência de efeitos tóxicos crônicos sobre a mesma e a classe 3, para a qual não se permite a ocorrência de efeitos tóxicos agudos. Já a classe 4 não prevê em seus objetivos quaisquer indicativos de proteção às comunidades aquáticas.

Observando-se o Anexo B, verificam-se os seguintes parâmetros em desacordo com os padrões recomendados pela USEPA e Canadá referentes às classes de qualidade 1 e 2 brasileiras:

- arsênio total: o valor recomendado é permissivo em relação à proposta canadense, porém bastante restritivo em relação a USEPA.
- cobre total: o valor adotado teve como referência apenas a proposta da USEPA
- endossulfan: o valor adotado teve como referência apenas a proposta da USEPA
- pentaclorofenol: o valor recomendado é permissivo em relação à proposta canadense, porém bastante restritivo em relação a USEPA.

Portanto, recomenda-se a revisão dos seguintes padrões de qualidade das classes 1 e 2: atrazina, benzo-a-pireno, cádmio, chumbo, cromo, metolacoloro, nitrito, selênio, zinco. DDT, alumínio dissolvido, clordano e heptacoloro + heptacoloro hepóxido, cujos valores não permitem o atendimento à proteção de comunidades aquáticas contra efeitos crônicos.

Observando-se a tabela no Anexo B, verificou-se que, para a Classe 3:

- Parâmetros em desacordo com os valores de referência canadenses: 2,4-D, 1,2-dicloroetano, arsênio, atrazina, benzo-a-pireno, cádmio, carbaril, chumbo, cianeto, cobre, cromo, endossulfan, glifosato, índice de fenóis, lindano, nitrito, pentacolorofenol, prata, selênio, zinco.
- Parâmetros em desacordo com os valores de referência da USEPA: atrazina, cádmio, carbaril, cromo, lindano, mercúrio, paration, prata, tributilestanho, zinco.
- Parâmetros em desacordo com os valores de referência da USEPA e Canadá: atrazina, cádmio, carbaril, cromo, lindano, prata, zinco.

Dos parâmetros em desacordo com os padrões recomendados para as classes de qualidade 3, pode-se analisar o seguinte:

- arsênio total: o valor recomendado é permissivo em relação à proposta canadense, porém bastante restritivo em relação a USEPA.
- chumbo total: o valor recomendado é permissivo em relação à proposta canadense, porém bastante restritivo em relação a USEPA.
- cianeto total: o valor adotado teve como referência apenas a proposta da USEPA.
- cobre total: o valor adotado teve como referência apenas a proposta da USEPA.
- endossulfan: o valor adotado teve como referência apenas a proposta da USEPA.
- pentacolorofenol: o valor recomendado é permissivo em relação à proposta canadense, porém bastante restritivo em relação a USEPA.

Portanto, recomenda-se a revisão dos seguintes padrões de qualidade da classe 3: 2,4-D, 1,2-dicloroetano, atrazina, benzo-a-pireno, cádmio, carbaril, cromo, glifosato, índice de fenóis, lindano, nitrito, prata, selênio, zinco, lindano, mercúrio, paration e tributilestanho, cujos valores não permitem o atendimento ao objetivo de proteção das comunidades aquáticas contra efeitos agudos.

Em relação à Classe 4, não há possibilidade de designação de corpos de água para a proteção das comunidades aquáticas, daí a ausência de sua análise neste item.

8.9. Análise institucional do sistema de gestão da qualidade hídrica

Uma das premissas da Política Nacional de Recursos Hídricos é a coordenação dos setores e órgãos envolvidos no sistema de gestão hídrica. Para tanto, são necessários como pressupostos: consolidação de instituições governamentais a nível federal, estadual e municipal com atribuições bem delimitadas, com profissionais capacitados e estrutura física e financeira adequados; adoção efetiva da bacia hidrográfica como unidade de gestão, com a criação de Comitês e Agências de Bacias, além da implementação dos instrumentos de gestão de forma coordenada, entre planejamento (Planos de Bacia e enquadramento), comando e controle (outorga), econômico (cobrança) e sistemas de informação.

A implementação recente de uma Política Nacional de Recursos Hídricos no país e as dificuldades estruturais políticas, econômicas e sociais em se consolidar um arcabouço institucional moderno e compatível com as exigências legais, dificultam sua execução. A falta de adequação institucional e legal em diversos estados brasileiros, em termos de definição clara de atribuições entre os órgãos de recursos hídricos, a não constituição de sistemas de gestão como

preconizado em leis federais e a incongruência entre estas e as leis estaduais são considerados uns dos maiores empecilhos à gestão da qualidade hídrica no país.

Com relação ao enquadramento das águas, diversos estados não o consideram como um dos instrumentos em suas políticas estaduais de recursos hídricos (Bahia, Goiás, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte), apesar de sua determinação pela PNRH, enquanto que muitos daqueles que o contemplam não apresentam definições claras de atribuição de responsabilidades sobre sua proposição, elaboração, implementação e monitoramento, apresentando em diversas situações, sobreposição de atividades entre os órgãos de gestão (Tabela 13). Como se observa na Fig.3, mesmo a adoção da Resolução CONAMA nº 20/86 como instrumento de classificação dos corpos de água tem sido pouco adotada no território nacional, como ocorre nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Santa Catarina e Alagoas, que utilizam a Portaria MINTER 13/86. Quanto aos corpos de água de domínio federal, a partir da década de 80 iniciaram-se estudos de diagnóstico das principais bacias brasileiras, visando planejamentos integrados posteriores, que resultaram na criação dos Comitês Executivos de Bacias Hidrográficas e na definição de Projetos Gerenciais. Como conteúdo destes Projetos, foram elaborados enquadramentos de algumas bacias federais, como do Paranapanema, Paraíba do Sul e São Francisco, havendo a necessidade de atualização das duas primeiras, já que se basearam na Portaria MINTER 13/76. As dificuldades levantadas pelos estados na implementação da classificação dos corpos de água estão ilustradas na Fig.4.

Tabela 13 - Leis e instituições responsáveis pelo enquadramento dos corpos de água nas unidades de federação brasileiras.

Estados	Leis e instituições responsáveis pela classificação e enquadramento dos corpos de água
Acre	Lei nº 1500/2003: Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos. O enquadramento é um dos instrumentos da PERH, sendo sua proposição para os corpos de água de domínio estadual um tanto quanto contraditória, já que a mesma lei a atribui ora ao Conselho Estadual de Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia (CEMACT), ora às Agências ou Comitês de Bacias Hidrográficas respectivos. Dentre os critérios adotados para o enquadramento encontram-se as características ecossistêmicas regionais e as potencialidades de usos do solo, dadas pelo zoneamento ecológico-econômico. Critérios de outorga e cobrança pelo uso da água estão submetidos ao enquadramento.
Alagoas	A Lei nº 5965/97 estabelece a PERH e o Sistema Estadual Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos, contemplando, dentre seus instrumentos, o enquadramento. A Agência de Águas deve elaborar a proposta, a ser submetida pelo Comitê de Bacias Hidrográficas, com a aprovação final do Conselho Estadual de Recursos Hídricos. No entanto, não há regulamentação específica que determine a operacionalização do instrumento.
Amapá	A Lei nº 686/02 institui a PERH, contemplando o enquadramento como um de seus instrumentos. A exemplo do Acre, a legislação é também contraditória quanto às atribuições das propostas de enquadramento, a qual pode ser realizada tanto pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente quanto pelas Agências de Bacias. A avaliação está a cargo dos Comitês de Bacias Hidrográficas e a aprovação final, pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos. As características dos ecossistemas amazônicos devem ser consideradas na proposta. Outorgas e cobranças devem considerar as classes de uso.
Amazonas	Lei nº 2712/2001 cria a PERH e o SEGRH, tendo o enquadramento como um dos instrumentos, o qual, apesar de ainda estar regulamentado, deve considerar as peculiaridades dos ecossistemas amazônicos e as potencialidades dos usos do solo dados pelos zoneamentos ecológico-econômicos existentes. A cobrança e a outorga estão condicionadas às classes de água estabelecidas.
Bahia	A Lei nº 6855/95 institui a PERH, mas não considera o enquadramento como um de seus instrumentos. No entanto, ao mesmo está condicionada a cobrança pelo uso da água.
Ceará	A Lei nº 11996/92 institui a PERH e o Sistema Estadual Integrado de Gestão de Recursos Hídricos, não considerando o enquadramento como um de seus instrumentos. No entanto, cabe às instituições do Sistema de Administração da qualidade ambiental, proteção, controle e desenvolvimento do meio ambiente e uso adequado dos recursos naturais do SEIGRH, a proposição do mesmo, em consonância ao Plano Estadual de Recursos Hídricos. Cabem aos Comitês de Bacias Hidrográficas e aos Comitês de Bacias da Região Metropolitana de Fortaleza, optar pelos enquadramentos propostos, cuja aprovação final é feita pelo CERH.

Continua

Tabela 13 - Leis e instituições responsáveis pelo enquadramento dos corpos de água nas unidades de federação brasileiras.

Estados	Leis e instituições responsáveis pela classificação e enquadramento dos corpos de água
Distrito Federal	A Lei nº 2725/01 institui a PERH e o SGRH, considerando o enquadramento como um de seus instrumentos, cujas classes de qualidade são estabelecidas pela legislação ambiental estadual. Sua proposição é feita pela Agência de Bacia e, quando da ausência desta, pelo órgão executivo do SGRH. Aos Comitês de Bacias cabem a escolha das alternativas e ao CERH a aprovação final.
Espírito Santo	A Lei nº 5818/98 estabelece normas gerais para a Política de Gerenciamento de Recursos Hídricos estadual, considerando, dentre seus instrumentos, o enquadramento. As Agências de Bacia devem realizar a proposta de enquadramento aos Comitês de Bacias que, aceitando-a, encaminha à aprovação final pelo órgão competente. Tanto a outorga quanto a cobrança pelo uso da água devem estar condicionadas ao enquadramento estabelecido.
Goiás	A Lei nº 13123/97 estabelece a PERH e o SIGRH, não sendo o enquadramento um de seus instrumentos. No entanto, estabelece que a cobrança pelo uso da água deve ser condicionada à classificação do corpo de água em questão. O Decreto nº 5327/00 submete a aprovação do enquadramento ao CERH, o qual deve atuar em conjunto ao CNRH.
Maranhão	A Lei nº 8149/04 institui a PERH e o SIGRH, tendo o enquadramento como um de seus instrumentos, o qual deve considerar como um dos critérios as peculiaridades sócio-econômicas e ecossistêmicas locais. As propostas são realizadas pelas Agências de Bacia, analisadas pelos Comitês de Bacias e aprovadas pelo CERH. Outorgas e cobranças estão subordinadas ao enquadramento.
Mato Grosso	A lei nº 6945/97 institui a PERH e o SERH, tendo o enquadramento como um de seus instrumentos de gestão. Cobrança e outorga estão a ele condicionadas.
Mato Grosso do Sul	A Lei nº 2406/02 institui a PERH e o SEGRH, tendo o enquadramento como um de seus instrumentos, cujas classes são estabelecidas pela legislação ambiental. As propostas são realizadas pelas Agências de Bacia, analisadas pelos Comitês de Bacias e aprovadas pelo CERH. Outorgas e cobranças estão subordinadas ao enquadramento.
Minas Gerais	A Lei nº 13199/99 institui a PERH, tendo o enquadramento como um de seus instrumentos, devendo ser realizado de acordo com a Deliberação Normativa COPAM nº 10/86, elaborada em consonância com a Resolução CONAMA nº 20/86. As propostas são realizadas pelas Agências de Bacia, analisadas pelos Comitês de Bacias e aprovadas pelo CERH. Quando da ausência de Agências e Comitês, o COPAM é encarregado de estabelecê-lo, com apoio técnico da Secretaria de Estado de Meio Ambiente.

Continua

Tabela 13 - Leis e instituições responsáveis pelo enquadramento dos corpos de água nas unidades de federação brasileiras.

Estados	Leis e instituições responsáveis pela classificação e enquadramento dos corpos de água
Pará	A Lei nº 6381/01 institui a PERH e o SEGRH, tendo o enquadramento como um de seus instrumentos, cuja proposta faz parte dos conteúdos dos Planos de Recursos Hídricos. Estes Planos, assim como as propostas do enquadramento, devem ser elaborados pelas Agências de Bacias (quando de sua inexistência, pelo órgão gestor de recursos hídricos) e aprovados pelos Comitês respectivos (quando de sua inexistência, pelo CERH), com atualização em períodos de quatro anos. O enquadramento deve respeitar as características ecossistêmicas amazônicas.
Paraíba	A Lei nº 6308/96 institui a PERH, mas não considera o enquadramento como um de seus instrumentos. Entretanto, os Planos de Bacias, elaborados pelo Sistema Integrado de Gerenciamento e Planejamento de Recursos Hídricos, deve conter suas propostas. O Decreto nº 18824/97 estabelece ao Conselho Deliberativo do CERH a competência de promover o enquadramento dos corpos de água.
Paraná	A Lei nº 12726/99 institui a PERH e o SEGRH, tendo o enquadramento como um de seus instrumentos. Sua proposição é de incumbência das Secretarias Executivas Descentralizadas, a qual é encaminhada para os Comitês, estando a aprovação final a cargo do CERH. Outorgas e cobranças estão subordinadas ao enquadramento.
Pernambuco	A Lei nº 11426/97 institui a PERH e o SIEGRH. Apesar de o enquadramento não ser considerado instrumento de gestão na referida lei, deve estar incluído nos Planos de Bacias e nos critérios de cobrança. A Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente deve elaborar as propostas de enquadramento, a serem escolhidas pelos Comitês e aprovadas pelo CERH.
Piauí	A Lei nº 5165/00 institui a PERH e o SEGRH, tendo o enquadramento como um de seus instrumentos, com legislação ambiental específica para a determinação das classes de qualidade. As propostas são realizadas pelas Agências de Bacia, analisadas pelos Comitês de Bacias e aprovadas pelo CERH. O enquadramento deve ser considerado quando da emissão de outorgas e cobrança.
Rio de Janeiro	A Lei nº 3239/99 institui a PERH e o SEGRH, tendo o enquadramento como um de seus instrumentos. Nos Planos de Recursos Hídricos, não há obrigatoriedade de inclusão do enquadramento, mas devem-se considerar metas de curto, médio e longo prazos para a qualidade hídrica, tratando-se, implicitamente, deste instrumento. As propostas são realizadas pelas Agências de Bacia, analisadas pelos Comitês de Bacias e aprovadas pelo CERH. Outorgas e cobranças devem considerar a classificação dos corpos de água como um de seus critérios

Continua

Tabela 13 - Leis e instituições responsáveis pelo enquadramento dos corpos de água nas unidades de federação brasileiras.

Estados	Leis e instituições responsáveis pela classificação e enquadramento dos corpos de água
Rio de Janeiro	A Lei nº 3239/99 institui a PERH e o SEGRH, tendo o enquadramento como um de seus instrumentos. Nos Planos de Recursos Hídricos, não há obrigatoriedade de inclusão do enquadramento, mas devem-se considerar metas de curto, médio e longo prazos para a qualidade hídrica, tratando-se, implicitamente, deste instrumento. As propostas são realizadas pelas Agências de Bacia, analisadas pelos Comitês de Bacias e aprovadas pelo CERH. Outorgas e cobranças devem considerar a classificação dos corpos de água como um de seus critérios
Rio Grande do Norte	A Lei nº 6908/96 institui a PERH e o SIGRH, não considerando o enquadramento como um de seus instrumentos. No entanto, a classificação dos corpos de água são obrigatoriamente consideradas quando da determinação das outorgas e cobrança. Cabe ao Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CONERH) elaborar as propostas e encaminhá-las aos Comitês de Bacias.
Rio Grande do Sul	A Lei nº 10350/94 institui a PERH e o SIGRH, a qual considera dentre seus instrumentos de gestão, o enquadramento e os Planos de Recursos Hídricos. Às Agências de Região Hidrográfica cabe a proposição do enquadramento, a ser decidida pelos Comitês de Gerenciamento de Bacias Hidrográficas. As outorgas e cobranças pelo uso da água devem considerar a classificação dos corpos de água como um de seus critérios.
Rondônia	O Decreto nº 10114/02 determina o enquadramento como um dos instrumentos de gestão hídrica. As propostas são realizadas pelas Agências de Bacia (quando ausentes, devem ser de incumbência dos órgãos de meio ambiente e recursos hídricos competentes nas bacias e sub-bacias) e submetidas à análise dos Comitês de Bacias (quando de sua ausência, o julgamento deve ser feito pela articulação dos órgãos ambientais, da sociedade civil organizada e usuários com interesse e atuação dos locais respectivos). Os Planos de Bacia estabelecem os usos preponderantes da água e as outorgas devem considerá-los como critérios.
Roraima	Não há lei estadual que especifique uma Política de Recursos Hídricos. No entanto, a Lei Complementar nº 007/94, responsável pela instituição do Código de Proteção ao Meio Ambiente para a Administração da Qualidade Ambiental, Proteção, Controle e Desenvolvimento do Meio Ambiente e uso adequado dos Recursos Naturais do Estado de Roraima determina a classificação dos corpos de água por meio de quatro classes de qualidade. Estabelece também que os padrões de emissão e de qualidade serão definidos em legislação específica, sem mencionar a PNRH ou qualquer outra legislação federal.
Santa Catarina	A Lei nº 9148/94 institui a PERH e o enquadramento como um de seus instrumentos de gestão, apesar de determinar a criação de legislação específica para regulamentá-lo. Os Planos de Bacias devem considerar a classificação dos corpos de água, a qual deve ser proposta diretamente pelos Comitês de Bacias. O instrumento é também um dos critérios a ser considerado na cobrança e outorgas.

Conclusão

Tabela 13 - Leis e instituições responsáveis pelo enquadramento dos corpos de água nas unidades de federação brasileiras.

Estados	Leis e instituições responsáveis pela classificação e enquadramento dos corpos de água
São Paulo	A Lei nº 7663/99 institui a PERH e o SIGRH, não especificando o enquadramento como um dos instrumentos de gestão. No entanto, estabelece sua proposição nos Planos de Bacias e sua consideração na emissão de outorgas de uso. Cabe às Agências de Bacias sua proposição aos Comitês, com aprovação final do CERH. Mas, como as Agências apenas serão criadas com os recursos provenientes da cobrança, a qual ainda não se encontra implementada no estado, cabe aos Comitês tais propostas. A classificação dos corpos de água foi estabelecida anteriormente à legislação federal, necessitando de atualização.
Sergipe	A Lei nº 3870/97 institui a PERH, o Fundo de Recursos Hídricos e o SEGRH, considerando o enquadramento como um instrumento de gestão. As propostas são realizadas pelas Agências de Bacia, analisadas pelos Comitês de Bacias e aprovadas pelo CERH. Pelo Decreto n. 18456/99, que regulamenta a outorga de usos da água, o enquadramento passa a ser um dos critérios em sua determinação.
Tocantins	A Lei nº 10307/02 institui a PERH, determinando a consideração do enquadramento nos Planos de Bacias. Cabe às Agências de Bacias sua proposição aos Comitês, com aprovação final do CERH. As outorgas devem estar condicionadas ao mesmo.

Fonte: ANA; MMA (2005)

Figura 4. Bacias estaduais que possuem os corpos de água enquadrados e a legislação utilizada para a classificação das águas.

Fonte: ANA; MMA (2005)

Como exemplo ilustrativo da incongruência entre as legislações utilizadas para o estabelecimento da qualidade dos recursos hídricos em algumas unidades federativas, pode-se citar o caso do estado de São Paulo que, a despeito da obrigatoriedade de legislar de forma suplementar à legislação federal, qual seja, a Resolução CONAMA nº 20/86, se utiliza da Portaria MINTER 13/76 para a classificação dos corpos de água superficiais, lei anterior e em desacordo à adotada em âmbito federal. Neste sentido, corpos hídricos enquadrados de acordo com a Portaria MINTER 13/76 não se encontram efetivamente classificados e situam-se, obrigatoriamente como especificado na legislação federal, enquadrados na classe 2. O mesmo preceito cabe aos demais estados que classificam suas águas em desacordo com a Resolução CONAMA nº 20/86.

Fig 5. Problemas enfrentados pelos estados para a implementação e aplicação do enquadramento dos corpos de água

Fonte: SRH; MMA⁷, 1999 apud ANA; MMA (2005).

⁷ SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Enquadramento de corpos de águas em classes** – experiências brasileiras. Brasília: SRH; MMA, 1999.

Na maioria dos estados, problemas de ordem técnica, econômica, política e mesmo de organização entre os diversos setores sociais interessados na gestão hídrica apresentam-se como barreiras na estruturação de sistemas de gestão de acordo com o estabelecido na PNRH, principalmente no tocante à consolidação de Comitês e das Agências de Bacia. Os estados com maior número de Comitês de Bacias são aqueles que se apresentam como pioneiros em sua implementação, anterior à exigência da PNRH, como Rio Grande do Sul e São Paulo, que os vêm constituindo desde o final da década de 80. Em relação a rios de domínio da união, foram estabelecidos até agora seis Comitês de Bacias, sendo o Comitê do Paraíba do Sul anterior à PNRH. Quanto às Agências de Bacias, a experiência no país encontra-se em insipiência devido, principalmente, às barreiras de ordem financeira, já que a regulamentação das mesmas requer como pré-requisito a autonomia financeira frente aos órgãos estatais, que somente poderá ser alcançada após a constituição da cobrança pelo uso da água.

Segundo relatório do MMA (2002) referente ao Programa Nacional do Meio Ambiente II, o monitoramento da qualidade hídrica no país é bastante variável nas diversas bacias hidrográficas, como se pode observar na Figura 6. Apenas nove unidades federativas possuem sistemas considerados muito bons, seis apresentam sistemas bons ou regulares, enquanto 11 não os possuem ou, quando presentes, são considerados fracos e incipientes, sendo os aspectos levantados para a avaliação dos estados, realizada entre outubro de 2000 e julho de 2001: porcentagem das bacias hidrográficas monitoradas, parâmetros analisados, frequência de amostragem e disponibilização da informação (MMA, 2002).

Em âmbito estadual, as redes hidrometeorológicas contam com cerca de 1500 pontos de monitoramento, onde são analisados de 3 a 50 parâmetros de qualidade, dependendo da unidade federativa, normalmente abarcados em Índices de Qualidade Hídrica. Em escala federal, encontram-se espalhados pelo território 1286 postos de monitoramento, fazendo parte da Rede

Hidrometeorológica Nacional, sob responsabilidade de entes federais (ANA com 29%) e estaduais (71% restantes). Nestes postos, são analisados cinco parâmetros: turbidez, pH, condutividade elétrica, temperatura e OD, além da determinação da vazão. Tanto os postos nacionais quanto os estaduais estão concentrados em sua maioria na região Sudeste, a única dotada de bom ou ótimo nível de monitoramento. De outro lado, dentre as regiões mais defasadas estão a Norte e Nordeste.

Atualmente, 11 estados avaliam a qualidade de suas águas por meio de índices de qualidade (Amapá, Bahia, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Pernambuco, Rio Grande do Sul e São Paulo) com diferenças no número de parâmetros utilizados e na metodologia de cálculo, tendo em vista apenas a avaliação da poluição pontual de origem doméstica e industrial. Apenas o estado de São Paulo, por meio de seu órgão de controle ambiental, a CETESB, adota um sistema de avaliação da vida aquática, com o Índice de Proteção da Vida Aquática (IPVA). As diferenças na cobertura da rede de monitoramento da qualidade hídrica dificulta o diagnóstico da situação das águas superficiais no país, condição esta agravada pela praticamente inexistência de biomonitoramento pelos órgãos de controle ambiental, o que impossibilita qualquer análise da situação ambiental real das águas e, conseqüentemente, seu enquadramento.

Fig. 6. Nível de implementação do monitoramento da qualidade das águas nas unidades da Federação.

Fonte: MMA; SRH (2006).

9. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A sub-valorização econômica e social dos ecossistemas íntegros são os maiores entraves na consecução de políticas ambientais que se proponham a efetivar os pressupostos do desenvolvimento sustentável, quais sejam: eficiência econômica, ecológica e equidade social, desenvolvidos para a manutenção futura da vida no planeta e a melhoria da qualidade de vida do ser humano. A desconsideração da necessidade da preservação e recuperação do potencial ambiental como objetivos últimos da gestão e de sua importância no alcance da sustentabilidade social e econômica é considerada uma das causas da extensão da degradação em que se encontram os ecossistemas aquáticos e terrestres no planeta (EMERTON e BOSS, 2004; WORLD RESOURCES, 2000-2001).

Os benefícios providos pelos ecossistemas são reconhecidamente formas mais eficientes, menos custosas e mais equitativas para se obter os recursos necessários às atividades humanas e o reconhecimento deste fato é premissa indispensável para a adoção de estratégias de gestão visando o processo de sustentabilidade, considerada em seus aspectos ambientais, sociais, políticos e econômicos (IUCN, 2000). A não prevenção contra impactos e as ações de remediação, quando possíveis, provam-se extremamente onerosas (CAIRNS, 2000), com a maior parte dos custos repassada diretamente para os consumidores e usuários dos produtos dela derivados, por meio de taxas e perda da qualidade dos serviços e da vida. Principalmente para populações menos favorecidas que dependem diretamente de recursos ambientais não processados para a obtenção de alimentos, remédios, materiais de construção, água para abastecimento, controle do fluxo e transporte de resíduos, a manutenção do bom funcionamento destes ecossistemas se estabelece como garantia de sobrevivência, enquanto que para as nações de forma geral, constitui-se como um dos principais meios de alcance da seguridade social

(garantia contra eventos ambientais extremos, como secas e inundações, segurança alimentar, prevenção contra conflitos pelo uso dos recursos e outros) (EMERTON; BOSS, 2004).

O Brasil é um país dotado de grandes reservas hídricas superficiais e biodiversidade aquática, apesar de sua distribuição desigual entre as diversas regiões hidrográficas. A ocupação humana, no entanto, em sua maior parte não se distribui em função das potencialidades e limitações do meio, resultando em situações de superexploração e conflitos de uso pelos recursos hídricos, na forma de abstração e contaminação excessivas em locais com maior densidade populacional e atividades antrópicas. A estes fatores somam-se as diferenças econômicas regionais, que conduzem à desigualdade também na cobertura dos serviços essenciais de abastecimento doméstico, coleta e tratamento de esgotos, este último considerado bastante insatisfatório no país como um todo. A fim de se sanar e evitar os problemas atuais e futuros de cunho ambiental e, conseqüentemente, social, econômico e político, estabeleceu-se no país um arcabouço legal e institucional de meio ambiente, dentre os quais pode-se destacar o sistema de gestão da qualidade hídrica, consolidados a nível federal pela Política Nacional de Meio Ambiente, Política Nacional de Recursos Hídricos, Resoluções CONAMA e Resoluções do Conselho Nacional de Recursos Hídricos. No entanto, diversos autores (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2002; PORTO, 2002; MATOS; IKAWA; MORAES, s.d.; MMA; SRH; ANA, 2003; ANA; MMA, 2005; IBGE, 2002; AGOSTINHO; THOMAS; GOMES, 2005; NASCIMENTO, 1998) constataram entraves de ordem técnica, legal, econômica, social e institucional que dificultam o alcance dos objetivos estipulados nas políticas hídricas e ambientais quanto à qualidade hídrica. A falta de articulação entre os instrumentos de ambas as políticas, as dificuldades quanto à incorporação de corpo técnico qualificado nos órgãos gestores e sua falta de integração, e até mesmo de criação de órgãos e elementos essenciais do sistema de gestão, como os Comitês e as Agências de Bacias são elencados como as questões institucionais

mais problemáticas. A incongruência entre objetivos protetivos, de recuperação e manutenção da qualidade hídrica com vistas a sustentabilidade ambiental e social e a existência de classes de qualidade permissivas, assim como o estabelecimento de padrões qualitativos considerando apenas as características físico-químicas e microbiológicas da água são alguns problemas conceituais existentes nas leis que norteiam os sistemas de gestão hídrica. O grau de defasagem e, em diversas situações, até mesmo a inexistência de uma base de dados ambientais e sociais de referência nacional, necessária para o desenvolvimento de diagnósticos, planejamento e monitoramento é considerado outro fator a dificultar a efetividade destes sistemas.

A análise dos sistemas de gestão em países com tradição em sua aplicação e que, de alguma forma, já passaram pelos problemas atualmente enfrentados pelo Brasil, principalmente no tocante à organização institucional e de suporte financeiro, à visão de qualidade hídrica direcionada estritamente ao meio líquido e de poluição baseada apenas na degradação orgânica e química, fornecem, em conjunto com a observação das novas abordagens adotadas, indicativos de mudanças a serem trilhadas. Dada a importância da definição de objetivos de qualidade ambiental que proporcionem a manutenção e recuperação do potencial dos ecossistemas aquáticos e da constatação de sua impossibilidade no sistema de gestão da qualidade hídrica brasileira por meio das questões anteriormente levantadas, recomenda-se, baseando-se nas informações obtidas na literatura e nas tendências de gestão existentes:

- revisão dos padrões de qualidade das substâncias cujos valores se encontram em desacordo com o uso de abastecimento doméstico: tetracloreto de carbono, para o qual não encontrou-se dados sobre potencial de remoção em tratamentos de água para abastecimento, para a classe 3.
- revisão dos padrões de qualidade das substâncias cujos valores se encontram em desacordo com o uso de proteção das comunidades aquáticas: atrazina, benzo-a-pireno, cádmio, chumbo, cromo, metolacoloro, nitrito, selênio, zinco, DDT, alumínio dissolvido, clordano e heptacoloro + heptacoloro

hepóxido, para as classes 1 e 2. Já para a classe 3, recomenda-se a revisão dos parâmetros: 2,4-D, 1,2-dicloroetano, atrazina, benzo-a-pireno, cádmio, carbaril, cromio, glifosato, índice de fenóis, lindano, nitrito, prata, selênio, zinco, lindano, mercúrio, paration e tributilestanho.

- o estabelecimento de metas progressivas de melhoria ambiental dos ecossistemas aquáticos nos Planos de Recursos Hídricos e nos documentos de enquadramento de corpos de água, de modo a implementar os objetivos de sustentabilidade ambiental, social e econômica estabelecido nas políticas de meio ambiente e de recursos hídricos. Para tanto, a exemplo da Diretiva de águas da União Européia (*Water Framework Directive*), pode-se optar pela fixação de prazos para o alcance dos objetivos finais, mediante a adoção de estratégias que lhes garanta suporte técnico, financeiro e legal.

- eliminação progressiva da classe de qualidade 4, em razão de sua insustentabilidade ambiental e de objetivos que se encontram em desacordo com os pressupostos das políticas ambiental e de recursos hídricos.

- criação de fundos e apoio técnico às atividades de enquadramento, que garantam a consolidação dos órgãos gestores de planejamento e monitoramento da qualidade e a efetivação das medidas propostas, como ampliação das redes de coleta e tratamento de esgotos, programas de conservação da biodiversidade e educação ambiental, dentre outros.

- apoio à criação de Comitês de Bacias, que se constituem na base do sistema de gestão descentralizado estabelecido na Política Nacional de Recursos Hídricos, por meio de suporte legal, técnico e financeiro.

- apoio à criação de Agências de Bacias, órgãos essenciais na coleta e análise das informações necessárias às decisões dos Comitês, cuja implementação é prevista por meio da aplicação do instrumento de cobrança pelo uso da água, dentre outras medidas.

- ampliação da rede de monitoramento da qualidade hídrica, fundamental para o conhecimento da situação destes recursos e o acompanhamento das medidas adotadas para sua melhoria progressiva.
- integração efetiva entre instrumentos da política ambiental e de recursos hídrico, com destaque para a consideração prévia do zoneamento ecológico-econômico e a Avaliação Ambiental estratégica nos Planos de Bacias e enquadramento dos corpos de água, pelo fato de fornecerem dados sobre as restrições e potencialidades do meio frente às Políticas, Planos e Programas governamentais e atividades pontuais que afetam a qualidade dos ecossistemas aquáticos.
- integração entre instrumentos da política de recursos hídricos, devido o caráter interdependente e condicionante da outorga, cobrança, sistema de informações, planos de bacias e enquadramento dos corpos de água para a efetividade do sistema de gestão da qualidade hídrica.
- criação de banco de dados com informações ambientais relativas aos ecossistemas aquáticos, com a junção dos conhecimentos sobre hidromorfologia, pedologia, relevo, biodiversidade e características físico-químicas dos mesmos em termos de ecorregiões, o que seria de fundamental importância para a análise realista das condições atuais dos corpos de água superficiais e a previsão de impactos, essenciais para qualquer atividade de planejamento.
- adoção de uma abordagem ecossistêmica para a classificação dos corpos de água superficiais, que considerem critérios físicos, químicos e biológicos como referência, em lugar da consideração restrita apenas ao meio líquido. Tal abordagem permitirá, dentre outras vantagens, a possibilidade de flexibilização na adoção de parâmetros e padrões de qualidade, adequando-os às especificidades locais.
- adoção do conceito de locais/condições de referência para a análise da situação ambiental, ao invés da consideração da qualidade hídrica em função dos usos designados, permitindo a

detecção do estado real do ecossistema, além de possibilitar parâmetros para a melhoria de sua qualidade.

10. REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Panorama do enquadramento dos corpos d'água**. Brasília: ANA, maio 2005. 37p.

AGENDA 21 GLOBAL. **Proteção da Qualidade e do Abastecimento dos Recursos Hídricos: Aplicação de Critérios Integrados no desenvolvimento, Manejo e Uso dos Recursos Hídricos**. Cap. 18, 1992.

AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Conservation of Brazil's inland waters. **Conservation Biology**, v.19, 3, p.646-652, 2005.

ALMEIDA, L.T. **Política Ambiental: uma análise econômica**. Campinas: Papirus; São Paulo: Editora Unesp, 1998. 192p.

ANGERMEIR, P.L.; KAR, J.R. Biological integrity versus biological diversity as policy directives: protecting biotic resources. **Bioscience**. 44, p.690-697, 1994.

AUSTRALIAN AND NEW ZEALAND ENVIRONMENT AND CONSERVATION COUNCIL; AGRICULTURE AND RESOURCE MANAGEMENT COUNCIL OF AUSTRALIAN AND NEW ZEALAND. **An introduction to the Australian and New Zealand Guidelines for fresh and marine water quality**. Canberra, 2000. 24p. Disponível em: <<http://www.deh.gov.au/water/quality/nwqms/introduction/#download>>. Acesso em: 15 mar. 2005.

BARTH, F. e FAWELL, J. The Water Framework Directive and European Water Policy. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 50, p.103-105, 2005.

BERNSTEIN, J.D. **Alternative approaches to pollution control and waste management: regulatory and economic instruments**. Washington, D.C.: Published for the Urban Management Programme by the World Bank, 1993. 64p.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, D.F.: Senado, 1988.

BRASIL. Lei nº 6938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, D.F., 02 set. 1981.

_____. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Estabelece a classificação das águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Resolução nº 20, de 18 de junho de 1986. **Diário Oficial da União**, Brasília, D.F., 30 jul. 1986.

_____. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Estabelece procedimentos para o enquadramento de corpos de água em classes segundo os usos preponderantes. Resolução nº 12, de 19 de julho de 2000. **Diário Oficial da União**, Brasília, D.F., 20 jul. 2000.

_____. Lei nº 9433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, D.F., 09 mar. 1997.

_____. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, D.F., 18 mar. 2005.

BROOKES, A. **Channelized rivers: perspectives for environmental management**. Chichester: John Wiley, 1988. 326 p.

CAIRNS Jr., J. Balancing ecological destruction and restoration: the only hope for sustainable use of the planet. **Aquatic Ecosystem Health and Management**. v. 2, p.91-95, 1999.

CAIRNS Jr., J. Setting ecological restoration goals for the technical feasibility and scientific reality. **Ecological Engineering**. v. 15, p.171-180, 2000.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. A protocol for the derivation of Water Quality Guidelines for the protection of aquatic life. In: **Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life**. [S.l.]: Canadian Council of Ministers of the Environment. Canberra, 1999. 10p. Disponível em: <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Pdf/water_protoco-aquaticlife.pdf>. Acesso em: 13 mar.2005.

CARLEY, M.; CHRISTIE, I. **Managing sustainable development**. Minneapolis : University of Minnesota Press, 1993. 303p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Rios e reservatórios: Índices**. São Paulo, 2005. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice.asp>>. Acesso em: 23 fev. 2005.

COQUERY, M.; MORIN, A.; BÉCUE, A.; LEPOT, B. Priority substances of the European Water Framework Directive: analytical challenges in monitoring water quality. *Trends in Analytical Chemistry*. v. 24, 2, p.117-127, 2005.

DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, FOOD AND RURAL AFFAIRS. **Water quality: a guide to water protection in England**. Reino Unido, 2000. Disponível em: <<http://www.defra.gov.uk/environment/water/quality/guide/water.htm#Water%20policy%20in%20england>>. Acesso em: 17 mai. 2005.

DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS. **Diagnostico e clasificacion de los cursos e cuerpos de agua segun objetivos de calidad**: Informe final. (Projeto, P-1940). v.1, Anexo A2, Santiago (Chile): Comisión Nacional Del Medio Ambiente, 2003. p.15-19. Disponível em: <<http://www.conama.cl/portal/1255/article-31018.html>>. Acesso em: 23 mai. 2005.

EDWARDS, R. The ecological basis for the management of water quality. In: HARPER, D.M.; FERGUSON, J.D. (Org.). **The ecological basis for river management**. Chischester, England: Wiley & Sons, 1995.

ELLIOT, J.A. **An introduction to sustainable development**. Nova York: Routledge, 1994. 121p.

ELWOOD, J. W.; NEWBOLD, J.D.; O'NEILL, R.V.; VAN WINKLE, W. (1983). Resource spiraling: an operational paradigm for analyzing lotic ecosystems. In: FONTAINE, T.D.; BARTELL, S.M. (Eds.). **Dynamics of Lotic Ecosystems**. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, p.3-27, 1983.

EMERTON, L.; BOS, E. **Value: Counting ecosystems as water infrastructure**. Reino Unido: IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, 2004. 88 p.

ENVIRONMENT AGENCY. **The General Quality Assessment of rivers: chemistry method.** Reino Unido, 2005a. Disponível em: <<http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/chemistry.pdf>>. Acesso em: 08 mai. 2005.

_____. **The General Quality Assessment of rivers: biology method.** Reino Unido, 2005b. Disponível em: <http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/bio_method_09_03_559881.pdf>. Acesso em: 08 mai. 2005.

_____. **The General Quality Assessment of rivers: nutrients method.** Reino Unido, 2005c. Disponível em: <<http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/nutrients.pdf>>. Acesso em: 08 mai. 2005.

_____. **The General Quality Assessment of rivers: aesthetics method.** Reino Unido, 2005d. Disponível em: <<http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/aesthetics.pdf>>. Acesso em: 08 mai. 2005.

ENVIRONMENT CANADA. **Federal Water Policy.** Gatineau, Quebec, 2005. Disponível em: <http://www.ec.gc.ca/water/en/info/pubs/fedpol/e_fedpol.htm>. Acesso em: 14 mai. 2005.

EUROPEAN ECONOMIC COMMUNITY. Diretiva 76/464/EEC, de 4 maio de 1976, on pollution caused by certain dangerous substances discharged into the aquatic environment of the Community. **Official Journal of the European Community** (L 129/23), de 18 mai. 1976.

_____. Diretiva 78/659/ECC, de 18 de julho de 1978, on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life. **Official Journal of the European Community** (L 222/23), de 14 ago. 1978.

_____. Diretiva 91/271/EEC, de 21 de maio de 1991, concerning urban waste water treatment. **Official Journal of the European Community** (L 135), de 30 mai. 1991.

_____. Diretiva 91/676/EEC, de 12 de dezembro de 1991, concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. **Official Journal of the European Community** (L 375), de 31 de dez. 1991.

_____. Diretiva 98/83/EC, de 3 de novembro de 1998, on the quality of water intended for human consumption. **Official Journal of the European Community** (L 330), de 05 dez. 1998.

EUROPEAN COMMISSION. Diretiva 2000/60/EC, de 23 de outubro de 2000. Estabelece uma ferramenta de trabalho para a ação da Comunidade no campo da política hídrica. **Official Journal of the European Community** (OJL 327), de 22 dez. 2000.

_____. **Timetable for implementation.** 2003. Disponível em: <<http://europa.eu.int/environment/water/water-framework/timetable.html>>. Acesso em: 10 mai. 2005.

_____. **Introduction to the new EU Water Framework Directive.** 2005. Disponível em: <http://europa.eu.int/environment/water/water-framework/overview.html>. Acesso: 10 mai. 2005.

FERRIER, R.C.; EDWARDS, A.C. Sustainability of Scottish water quality in the early 21st century. **The Science of the Total Environment**. 294, p. 57-71, 2002.

FRICKER, A. Measuring up to sustainability. **Futures**. v.30, 4, pp. 367-375, 1998.

GRANZIERA, M.L.M. **Direito de Águas:** Disciplina Jurídica das Águas Doces. 2 ed. São Paulo: Editora Atlas S.A, 2003. 249 p.

HARPER, D.M.; FERGUSON, J.D. **The ecological basis for river management.** Chischester, England: Wiley & Sons, 1995.

HOLLING, C.S. Resilience and stability of ecological systems. **Ann. Rev. Ecol. System**. 4, p. 1-24, 1973.

HORN, A.L.; RUEDA, F.J.; HÖRMANN, G.; FOHRER, N. Implementing river water quality modelling issues in mesoscale watershed models for water policy demands – an overview on current concepts, deficits, and future tasks. **Physics and Chemistry of the Earth**. v. 29, p. 725-737, 2004.

HUBERT, G.; PEREIRA, J.S.; LANNA, A.E. Os novos instrumentos de planejamento do sistema francês de recursos hídricos: I – apresentação e análise. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v.7, 2, p.81-108, 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2000.** IBGE: Rio de Janeiro, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000**. IBGE: Rio de Janeiro, 2002.

_____. **Censo Demográfico de 2000**. IBGE: Rio de Janeiro, 2000.

INTERNATIONAL OFFICE FOR WATER. **Organization of water management in France**. 2005. Disponível em: <http://www.oieau.fr/anglais/gest_eau/>. Acesso em: 03 jun. 2005.

IUCN- THE WORLD CONSERVATION UNION. **Visión del agua y la naturaleza**: Estrategia mundial para la conservación y manejo sostenible de recursos hídricos en el siglo XXI. Tradução José Maria Blanch. IUCN, 2000. 62 p.

JUNK, W. J., BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.** v. 106, p. 110-127, 1989.

JOHNSON, B.L.; RICHARDSON, W.B.; NAIMO, T.J. Past, present and future concepts in large river ecology. **Bioscience**. 45, pp. 134-141, 1995.

KAR, J.R. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. **Ecol. Applications**. v. 1, p.66-84, 1991.

LEAL, M.S. **Gestão ambiental de recursos hídricos**: princípios e aplicações. Rio de Janeiro: CPRM, 1998. 122 p.

MARSDEN, M.W.; MACKAY, D.W. Water quality in Scotland: the view of the regulator. **The Science of the Total Environment**. 265, p. 369-386, 2001.

MASON, C.F. **Biology of freshwater pollution**. 3 ed. Edinburgo: LONGMAN, 1996. 356 p.

MATOS, S.P.; IKAWA, N.G.; MORAES, L.R.C. **Documento elaborado pelo Laboratório de Controle da Qualidade da Água da Companhia de Saneamento do Distrito Federal (CAESB), com sugestões para a Revisão da Resolução CONAMA nº 20/86**. 2002.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Caderno de Saneamento Ambiental 5**. Brasília: Ministério das Cidades. 2004. 106 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS e AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Plano Nacional de Recursos Hídricos**: Documento Base de Referência. MMA/SRH/ANA. 2003. Disponível em: <<http://www.cnrh-srh.gov.br>>. Acesso: 15 abr. 2005.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE; INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Efluentes**. Relatório da Coordenação Geral de Controle e Qualidade Ambiental (CGQUA). 2004.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Programa Nacional do Meio Ambiente II**: Relatório de Atividades 2000-2004. Brasília: MMA. 2004. 70 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=6&idConteudo=466>>. Acesso: 1 nov. 2005.

_____. **Acervo Técnico**. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/srh/index.cfm>>. Acesso: 20 mai. 2004.

_____. **Plano Nacional dos Recursos Hídricos**: Síntese Executiva. Brasília: MMA/SRH. 2006. 135p.

MOSTERT, E. The European Water Framework Directive and water management research. **Physics and Chemistry of the Earth**. v. 28, p. 523-527, 2003.

MÜLLER, F.; HOFFMAN-KROLL, R.; WIGGERING, H. Indicating ecosystem integrity – theoretical concepts and environmental requirements. **Ecological Modeling**. 130, p. 13-23, 2000.

NASCIMENTO, L.V. **Análise dos padrões de qualidade das águas e de lançamento de efluentes líquidos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº20/1986**: uma abordagem para águas doces. 1998. 123 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1998.

NOVOTNY, V.; BARTOSOVÁ, A.; O'REILLY, N.; EHLINGER, T. Unlocking the relationship of biotic integrity of impaired waters to anthropogenic stresses. **Water Research**, 39, p. 184-198, 2005.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Tradução Christopher J. Tribe. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A, 1988. 434 p.

PERRY, J. e VANDERKLEIN, E. **Water Quality: Management of a natural resource**. Cambridge: Blackwell Science, 1996. 639p.

PORTO, M.F.A.; BRANCO, S.M.; LUCA, S.J. Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R.L.; BRANCO, S.M.; CLEARY, R.W.; COIMBRA, R.M.; EIGER, S.; LUCA, S.J.; NOGUEIRA, V.P.Q.; PORTO, M.F.A. (Orgs.). **Hidrologia Ambiental**. Porto Alegre: ABRH, 1991. p. 27-65.

PORTO, M.F.A. Aspectos Qualitativos do Escoamento Superficial m Áreas Urbanas. In: TUCCI, C.E.M; PORTO, R.L.L e BARROS, M.T. (Orgs.). **Drenagem Urbana**. Porto Alegre: Editora da Universidade, 1995. 428 p.

PORTO, M.F.A. **Sistemas de gestão da qualidade das águas**: uma proposta para o caso brasileiro. 2002. 131f. Tese (Livre-Docência em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

REBOUÇAS, A.C. **Águas doces no Brasil**: capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escrituras, 1999. 717 p.

REVENGA, C; BRUNNER, J.; HENNINGER, N.; KASSEN, K.; PAYNE, R.. **Pilot Analysis of Global Ecosystems: Freshwater Systems**. Washington, D.C.: World Resource Institute, 2000. 65 p.

SCOTTISH ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. **Environmental Data**: Classification Schemes. Stirling: SEPA, 2005. Disponível em: <http://www.sepa.org.uk/data/classification/index.htm>. Acesso: 1 set. 2005.

SETTI, A.A.; VASCONCELOS, M.A.F. (Coord.). **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. 2 ed. Brasília: ANEEL/ANA, 2001. 327 p.

SOUZA, M.P. **Instrumentos de Gestão Ambiental**: fundamentos e prática. São Carlos: Editora Riani Costa, 2000. 108 p.

SOUZA, P.A.P. A importância do uso de bioindicadores de qualidade: o caso específico das águas. In: FELICIDADE, N.; MARTINS, R.C.; LEME, A.A. (Orgs.). **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil**. São Carlos: RiMa, 2003. p. 55-65.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI**: enfrentando a escassez. São Carlos: RiMa Editora / Instituto Internacional de Ecologia, 2003. 247 p.

US ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. The conceptual framework. In: USEPA. **Biological Criteria**: National Program Guidance for Surface Waters (Cap.3) (Relatório técnico 440/5-90-004). Washington, D.C.: USEPA, 1990a. Disponível em: <<http://www.epa.gov/bioindicators/html/biol3.html>>. Acesso em: 15 fev. 2005.

_____. The Reference Condition. In: USEPA **Biological Criteria**: National Program Guidance for Surface Waters (Relatório técnico 440/5-90-004. Washington, D.C.: USEPA, 1990b. Disponível em: <<http://www.epa.gov/bioindicators/html/biol5.html>>. Acesso em: 12 fev. 2005.

_____. **Preliminary Data Summary of Urban Storm Water Best Management Practices**. Relatório Técnico, 821-R-99-012. Washington, DC: USEPA, 1999. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ost/stormwater/uswa.pdf>>. Acesso em: 20 abr. 2004.

_____. **Current National Recommended Water Quality Criteria**. Washington, D.C.: USEPA, 2003. Disponível em: <<http://www.epa.gov/waterscience/criteria/wqcriteria.html>>. Acesso em: 11 abr. 2006.

_____. **Water quality standards program history**: basic information topics. Washington, D.C.: USEPA, 2005a. Disponível em: <<http://www.epa.gov/OST/standards/about/history.htm>>. Acesso em: 12 fev. 2005.

_____. **Water quality standards**: basic information. Washington, D.C.: USEPA, 2005b. Disponível em: <<http://www.epa.gov/OST/standards/about/adeq.htm>>. Acesso em: 12 fev. 2005.

_____. **Water permitting 1001**. Washington, D.C.: USEPA, 2005c. Disponível em: <<http://www.epa.gov/npdes/pubs/101pape.pdf>>. Acesso em: 12 fev. 2005.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINGS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** v. 37, p. 130-137, 1980.

VON SPERLING, M.. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental / Universidade de Minas Gerais, 1995. 240 p.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries. **Urban Water**. v.4, n.1, p. 105-114, 2002.

WARD, J. V.; STANFORD, J.A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In FONTAINE, T.D.; BARTELL, S.M. (Orgs.). **Dynamics of Lotic Ecosystems**. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, 1983. p.29-42.

WESTMAN, W.E. **Ecology, impact assessment, and environmental planning**. New York: Wiley, 1985. 532 p.

WORLD COMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT. **Our Common Future**. Oxford, UK: Oxford University Press, 1987. 20 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for Drinking-water Quality**: Volume 1: Recomendations. 3 ed. Geneva: World Health Organization, 2004. 515 p.

WORLD RESOURCES INSTITUTE. Linking people and ecosystems. In: **People and ecosystems: the fraying web of life**. Washington, D.C.:United Nations Development Programme, United Nations Environment Programme, World Bank, World Resources Institute. Cap.1, 2000. 400p.

YODER, C.O. (1993). Incorporanting ecological concepts and biological criteria in the assessment and management of urban nonpoint source pollution. In: USEPA. **Seminar Publication: National Conference of Urban Runoff Management: enhancing watershed management at local, county, and state levels** (Relatório técnico 625/R – 95/003). Washington, D.C.: USEPA.

ANEXO A. Padrões de qualidade das Classes 1, 2 e 3 da Resolução CONAMA nº 357/05 para o uso de abastecimento e suas comparações com os padrões estipulados para abastecimento da OMS (2004) e Portaria MS 518/04.

Parâmetros de qualidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Portaria MS 518/04	OMS
2,4-D (µg/L)	4	4	30	SVR	30	30
1,1 dicloroetano (1,1 dicloroetileno) (mg/L)	0,003	0,003	0,03	SVR	0,03	30
1,2 dicloroetano (µg/L)	0,01	0,01	10	SVR	10	30 ^(a)
2 clorofenol (µg/L)	0,1	0,1	SVR	SVR	SVR	NDS
2,4 diclorofenol (µg/L)	0,3	0,3	SVR	SVR	SVR	NDS
2,4,5-T (µg/L)	SVR	SVR	2	SVR	SVR	SVR
2,4,5-TP (silvex) (µg/L)	10	10	10	SVR	SVR	SVR
2,4,6 triclorofenol (mg/L)	0,01	0,01	0,01	SVR	0,2	0,2 ^(a) (C)
3,3 diclorobenzidina (µg/L)	0,028	0,028	SVR	SVR	SVR	SVR
4,4' DDT + 4,4' DDE + 4,4' DDD (µg/L)	0,002	0,002	1	SVR	2	2
Acrilamida (µg/L)	0,5	0,5	SVR	SVR	0,5	0,5 ^(a)
Alacloro (µg/L)	20	20	SVR	SVR	20	20 ^(a)
Aldrin + dieldrin (µg/L)	0,005	0,005	0,03	SVR	0,03	0,03
Alumínio dissolvido(mg/L)	0,1	0,1	0,2	SVR	0,2	0,1- 0,2 ^(b)
Antimônio total(mg/L)	0,005	0,005	SVR	SVR	0,005	0,02
Arsênio total (mg/LAs)	0,01	0,01	0,033 ⁽³⁾	SVR	0,01	0,01 (P)
Atrazina (µg/L)	2	2	2	SVR	2	2
Bário total (mg/L Ba)	0,7	0,7	1 ⁽³⁾	SVR	0,7	0,7
Benzeno (µg/L)	5	5	5	SVR	5	10 ^(a)
Benzeno-b-fluoranteno (µg/L)	0,05	0,05	SVR	SVR	SVR	0,7
Benzeno-k-fluoranteno (µg/L)	0,05	0,05	SVR	SVR	SVR	0,7
Benzidina (µg/L)	SVR	0,001	SVR	SVR	SVR	SVR
Benzo-a-antraceno (µg/L)	0,05	0,05	SVR	SVR	SVR	0,7
Benzo-a-pireno (µg/L)	0,05	0,05	0,7	SVR	SVR	0,7 ^(a)
Bentazona (µg/L)	SVR	SVR	SVR	SVR	300	SVR
Berílio total (mg/L Be)	0,04	0,04	0,1	SVR	SVR	Improvável ocorrência em água potável
Bifenilas Policloradas (PCBs) (µg/L)	0,001	0,001	0,001	SVR	SVR	SVR
Boro total (mg/L B)	0,5	0,5	0,75 ⁽¹⁾	SVR	SVR	0,5 (T)
Bromato (mg/L)	SVR	SVR	SVR	SVR	0,025	SVR
Cádmio total (mg/L Cd)	0,001	0,001	0,01 ⁽³⁾	SVR	0,005	0,003
Carbaril (µg/L)	0,02	0,02	70	SVR	SVR	SVR

ANEXO A. Padrões de qualidade das Classes 1, 2 e 3 da Resolução CONAMA nº 357/05 para o uso de abastecimento e suas comparações com os padrões estipulados para abastecimento da OMS (2004) e Portaria MS 518/04.

Parâmetros de qualidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Portaria MS 518/04	OMS
Chumbo total (mg/L Pb)	0,01	0,01	0,033 ⁽³⁾	SVR	0,01	0,01
Cianeto total (mg/L CN)	0,005	0,005	0,022	SVR	0,07	0,07
Clordano (cis + trans, (µg/L)	0,04	0,04	0,3 ⁽³⁾	SVR	0,2	0,2
Cloreto total (mg/L Cl)	250	250	250	SVR	250	250
Cloreto de Vinila (µg/L)	SVR	SVR	SVR	SVR	5	SVR
Cloro livre (mg/L Cl)	0,01	0,01	SVR	SVR	5	0,3-5
Clorofila-a (µg/L)	10	30	60	SVR		SVR
Clorito (mg/L)	SVR	SVR	SVR	SVR	0,2	SVR
Cobalto total (mg/L Co)	0,05	0,05	0,2	SVR	SVR	SVR
Coliformes termotolerantes (quantidade/100ml)	200	1000	2.500	SVR	Ausentes	Não detectáveis em quaisquer amostras de 100ml
Cobre total (mg/L)	0,009	0,009	0,013	SVR	2	2
Cor	Verdadeira: nível natural do corpo d'água	Verdadeira: até 75Pt/L	Verdadeira: até 75	SVR	Aparente: 15 Pt/L	Não há valor proposto. Geralmente, há aceitação de valores abaixo de 15 TCU (<i>true colour units</i>)
Corantes de fontes antrópicas	ausentes	ausentes	ausentes	VA	SVR	SVR
Criseno (µg/L)	0,05	0,05	SVR	SVR	SVR	SVR
Cromio total (mg/L Cr)	0,05	0,05	0,05	SVR	0,05	0,05 (P)
DBO (mg/L)	3	5	10	SVR	SVR	SVR
Demeton (µg/L)	0,1	0,1	14	SVR	SVR	SVR
Densidade de cianobactérias (cel./ml)	20.000	50.000 ⁽¹⁾	100.000 ⁽¹⁾	SVR	SVR	20.000
Dibenzo (a,h)antraceno (µg/L)	0,05	0,05	SVR	SVR	SVR	0,7
diclorometano (mg/L)	0,02	0,02	SVR	SVR	0,02	0,02
Dodecacoloro + nanocloro (µg/L)	0,001	0,001	SVR	SVR	SVR	SVR
Dureza (mg/L)	SVR	SVR	SVR	SVR	500	SVR
Endossulfan (+ sulfato) (µg/L)	0,056	0,056	0,22	SVR	20	Ocorre na água potável em concentrações não nocivas
Endrin (µg/L)	0,004	0,004	0,2	SVR	0,6	0,6
Estireno (mg/L)	0,02	0,02	SVR	SVR	0,02	0,02

ANEXO A. Padrões de qualidade das Classes 1, 2 e 3 da Resolução CONAMA nº 357/05 para o uso de abastecimento e suas comparações com os padrões estipulados para abastecimento da OMS (2004) e Portaria MS 518/04.

Parâmetros de qualidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Portaria MS 518/04	OMS
Etilbenzeno (µg/L)	90	90	SVR	SVR	200	300 ^(d)
Ferro dissolvido (mg/L)	0,3	0,3	5	SVR	0,3	0,3
Fluoreto total (mg/L)	1,4	1,4	1,4	SVR	1,5	1,5
Fósforo total (mg/L)	Lêntico: 0,020 Ambientes intermediários: 0,025 Lótico e tributários de ambientes intermediários: 0,1	Lêntico: 0,030 Ambientes intermediários e tributários de ambientes lênticos: 0,050	Lêntico: 0,05. Ambientes intermediários, e tributários de ambientes lênticos: 0,075. Ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários: 0,15	SVR	SVR	SVR
Glifosato (µg/L)	65	65	280	SVR	500	Ocorre na água potável em concentrações não nocivas
Gution (µg/L)	0,005	0,005	0,005	SVR	SVR	SVR
Heptacloro + heptacloro epóxido (µg/L)	0,01	0,01	0,03	SVR	0,03	1 (ocorre na água potável em concentrações não nocivas)
Hexaclorobenzeno (µg/L)	0,0065	0,0065	SVR	SVR	1	SVR
Indeno (1,2,3,cd) Pireno (µg/L)	0,05	0,05	SVR	SVR	SVR	0,7
Fenóis totais (mg/l)	0,003	0,003	0,01	1	SVR	SVR
Lindano (gama-HCH) (µg/L)	0,02	0,02	2	SVR	2	2
Lítio (mg/l)	2,5	2,5	2,5	SVR	SVR	SVR
Malation (µg/L)	0,1	0,1	100	SVR	SVR	Ocorre na água potável em concentrações não nocivas
Manganês total (mg/L)	0,1	0,1	0,5 ⁽³⁾	SVR	0,1	0,4 ^(d)
Materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais	VA	VA	VA	VA	SVR	SVR
Mercúrio total (mg/L Hg)	0,0002	0,0002	0,002 ⁽³⁾	SVR	0,001	0,001

ANEXO A. Padrões de qualidade das Classes 1, 2 e 3 da Resolução CONAMA nº 357/05 para o uso de abastecimento e suas comparações com os padrões estipulados para abastecimento da OMS (2004) e Portaria MS 518/04.

Parâmetros de qualidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Portaria MS 518/04	OMS
Metolacoloro (µg/L)	10	10	SVR	SVR	10	10
Metoxicloro (µg/L)	0,03	0,03	20	SVR	20	20
Microcistinas (µg/L)	SVR	SVR	SVR	SVR	1	SVR
Mirex (dodecacoloro pentaciclodecano (µg/L)	0,001	0,001	0,001	SVR	SVR	Improvável ocorrência em água potável
Monocloramina (mg/L)	SVR	SVR	SVR	SVR	3	SVR
Molinato (µg/L)	SVR	SVR	SVR	SVR	6	SVR
Monoclorobenzeno (mg/L)	SVR	SVR	SVR	SVR	12	SVR
Níquel total (mg/L)	0,025	0,025	0,025	SVR	SVR	0,02 (P)
Nitrato total (mg/L)	10	10	10	SVR	10	50
Nitrito total (mg/L)	1	1	1	SVR	1	3
Nitrogênio amoniacal total (mg/L)	3,7, para pH ≤ 7,5; 2,0, para 7,5 < pH ≤ 8,0; 1,0, para 8,0 < pH ≤ 8,5; 0,5, para pH > 8,5	3,7, para pH ≤ 7,5; 2,0, para 7,5 < pH ≤ 8,0; 1,0, para 8,0 < pH ≤ 8,5; 0,5, para pH > 8,5	13,3, para pH ≤ 7,5; 5,6 para 7,5 < pH ≤ 8,0; 2,2, para 8,0 < pH ≤ 8,5; 1,0, para pH > 8,5	SVR	1,5 (amônia)	NDS (ocorre na água potável em concentrações não nocivas)
OD (mg/L)	Não inferior a 6	Não inferior a 5	Não inferior a 4	Superior a 2	SVR	Não há valor proposto
Odor e aspecto	VA	VA	VA	NO	NO	SVR
Óleos e graxas	ausentes	ausentes	ausentes	TI	SVR	SVR
Paration (µg/L)	0,04	0,04	35	SVR	SVR	Ocorre na água potável em concentrações não nocivas
Pendimetalina (µg/L)	SVR	SVR	SVR	SVR	20	SVR
Pentaclorofenol (mg/L)	0,009	0,009	0,009	SVR	0,009	0,009 ^(a) (P)
Permetrina (µg/L)	SVR	SVR	SVR	SVR	20	SVR
pH	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	SVR	Concentrações observadas na água potável não preocupantes para a saúde humana
Prata total (mg/L)	0,01	0,01	0,05	SVR	SVR	Concentrações observadas na água potável não preocupantes para a saúde humana
Propanil (µg/L)	SVR	SVR	SVR	SVR	20	SVR
Resíduos sólidos	ausentes	ausentes	VA	VA	SVR	SVR

ANEXO A. Padrões de qualidade das Classes 1, 2 e 3 da Resolução CONAMA nº 357/05 para o uso de abastecimento e suas comparações com os padrões estipulados para abastecimento da OMS (2004) e Portaria MS 518/04.

Parâmetros de qualidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Portaria MS 518/04	OMS
objetáveis						
Selênio total (mg/L)	0,01	0,01	0,05 ⁽³⁾	SVR	0,01	0,01
Simazina (µg/L)	1	1	SVR	SVR	2	2
Sódio (mg/L)	SVR	SVR	SVR		200	SVR
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	500	500	500	SVR	1000	Níveis abaixo de 600mg/l não causam impactos sobre o sabor da água. No entanto, não há valor proposto, pois as concentrações observadas na água potável não são preocupantes para a saúde humana
Substâncias tenso-ativas que reagem com o azul de metileno (mg/L LAS)	0,5	0,5	0,5	SVR	SVR	SVR
Substâncias facilmente sedimentáveis que contribuam para o assoreamento de canais de navegação	SVR	SVR	SVR	VA	SVR	SVR
Sulfato total (mg/L)	250	250	250	SVR	250	250
Sulfeto (como H ₂ S não dissociado) (mg/L)	0,002	0,002	0,3 ⁽³⁾	SVR	0,05	0,05
Surfactantes (mg/L)	SVR	SVR	SVR	SVR	0,5	SVR
Tetracloroetano (tetracloroetileno) (µg/L)	10	10	10	SVR	40	40
Tetraclorometano (tetracloroeto de carbono) (mg/L)	0,002	0,002	0,003 ⁽³⁾	SVR	0,002	0,002
Tolueno (mg/L)	0,002	0,002		SVR	0,17	0,7 ^(c)
Toxafeno (µg/L)	0,01	0,01	0,21	SVR		SVR
Tributilestanho (µg/L)	0,063	0,063	2	SVR		2
Trihalometanos Total (mg/L)	SVR	SVR	SVR	SVR	0,1	SVR
Triclorobenzenos totais (mg/L)	0,02	0,02	SVR	SVR	0,02	Valor sugerido de 0,02. No entanto, não ocorre na água potável em concentrações nocivas

ANEXO A. Padrões de qualidade das Classes 1, 2 e 3 da Resolução CONAMA nº 357/05 para o uso de abastecimento e suas comparações com os padrões estipulados para abastecimento da OMS (2004) e Portaria MS 518/04.

Parâmetros de qualidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Portaria MS 518/04	OMS
Tricloroeteno (tricloroetileno) (mg/L)	0,03	0,03	0,03	SVR	0,07	0,07 (P)
Trifluralina (µg/L)	0,2	0,2		SVR	20	20
Turbidez (UNT)	40	100	100	SVR	5	Para desinfecção efetiva, sugere-se valores abaixo de 0,1. No entanto, há aceitabilidade por parte dos consumidores de valores abaixo de 5
Urânio total (mg/L)	0,02	0,02	0,02 ⁽¹⁾	SVR	SVR	0,015 (P, T)
Vanádio total (mg/L)	0,1	0,1	0,1	SVR	SVR	NDS
Xileno (µg/L)	300	300	SVR	SVR	300	500 (D)
Zinco total (mg/L)	0,18	0,18	5	SVR	5	Faixa sugerida de 3-5. Não há valor fixo proposto.

Fonte: OMS (2004); Portaria MS 518/04; CONAMA nº357/05.

⁽¹⁾ Padrões permissivos em relação a OMS

⁽²⁾ Padrões permissivos em relação à Portaria MS 518/04

⁽³⁾ Padrões permissivos em relação à OMS e Portaria MS 518/04

^(a) Para substâncias carcinogênicas, o valor de referência é a concentração na água potável associada a um risco adicional de câncer durante toda a vida de 10^{-5} (um caso de câncer para cada 100.000 pessoas que ingerem a água no valor de referência durante 70 anos). Concentrações associadas a um risco adicional de câncer durante toda a vida de 10^{-4} e 10^{-6} podem ser calculadas multiplicando-se e dividindo-se, respectivamente, o valor de referência por 10

^(b) Incertezas na derivação de valores de referência para a proteção da saúde humana, dadas as dificuldades em se extrapolar dados de testes com animais para os seres humanos. No entanto, níveis encontrados após processos de coagulação em sistemas de abastecimento utilizando-se coagulantes baseados em alumínio (aluminium based-coagulants) ,são derivados: 0,1mg/L ou menos em grandes estações de tratamento, e 0,2mg/L ou menos em pequenas estações.

^(c) Substâncias que comuniquem gosto ou odor devem estar virtualmente ausente

NDS – Não há dados suficientes para a derivação de valores de referência

SVR – Sem valor de referência

VA – virtualmente ausente

NO – não objetáveis

TI – toleram-se iridiscências

(P) – Valor de referência provisório, utilizado quando há evidências de possível risco, mas as informações disponíveis sobre os efeitos na saúde humana são limitadas.

(T) – Valor de referência provisório, pois o valor calculado está abaixo daquele que pode ser encontrado em praticamente todos os tipos de sistemas de tratamento.

(C) – Concentração da substância igual ou abaixo do valor de referência pode afetar a aparência, gosto ou odor da água, conduzindo às reclamações dos consumidores.

ANEXO B. Padrões de qualidade das Classes 1, 2 e 3 da Resolução CONAMA.357/05 para o uso de proteção das comunidades aquáticas e suas comparações com os padrões estipulados pela USEPA (2003) e CCREM (1999).

Parâmetros de qualidade	Classes 1 e 2	Classe 3	USEPA (CC)	USEPA (CM)	CCREM (CM)
2,4-D (µg/L)	4	30 ⁽²⁾			4 ^(a)
1,1 dicloroetano (1,1 dicloroetileno) (mg/L)	0,003	0,03			
1,2 dicloroetano (µg/L)	0,01	10 ⁽²⁾			1
2 clorofenol (µg/L)	0,1				
2,4 diclorofenol (µg/L)	0,3				0,2
2,4,5-TP (silvex) (µg/L)	10	10			
2,4,5-T(µg/L)	10				
2,4,6 triclorofenol (µg/L)	Aqüicultura: 2,4 Outros usos: 0,012	10			18
3,3 diclorobenzidina (µg/L)	Aqüicultura e outros usos: 0,028				
DDT (p, p'-DDT + p,p'-DDE + p,p'-DDD) (µg/L)	0,002 ⁽¹⁾	1	0,001	1,1	
Acrilamida (µg/L)	0,5				
Alacloro (µg/L)	20				
Aldrin + dieldrin (µg/L)	0,005	0,03	0,056	0,24	
Alumínio dissolvido (mg/L)	0,1 ⁽¹⁾	0,2	0,087	0,75	0,005-1,0 ^(b)
Antimônio total (mg/L Sb)	0,005				
Arsênio total (mg/LAs)	Aqüicultura: 0,14 Outros usos: 0,01 ⁽²⁾	0,033 ⁽²⁾	0,15	0,34	0,005
Atrazina (µg/L)	2 ^{(1) (2) (3)}	2 ^{(1) (2) (3)}	1,8		1,8
Bário total (mg/L)	0,7	1			
Benzeno (µg/L)	5	5	370		370

ANEXO B. Padrões de qualidade das Classes 1, 2 e 3 da Resolução CONAMA.357/05 para o uso de proteção das comunidades aquáticas e suas comparações com os padrões estipulados pela USEPA (2003) e CCREM (1999).

Parâmetros de qualidade	Classes 1 e 2	Classe 3	USEPA (CC)	USEPA (CM)	CCREM (CM)
Benzeno-b-fluoranteno (µg/L)	Aqüicultura: 0,018 Outros usos: 0,05				0,018
Benzeno-k-fluoranteno (µg/L)	Aqüicultura: 0,018 Outros usos: 0,05				
Benzidina (µg/L)	Aqüicultura: 0,0002 Outros usos: 0,001				
Benzo-a-antraceno (µg/L)	Aqüicultura: 0,018 Outros usos: 0,05				0,018
Benzo-a-pireno (µg/L)	Aqüicultura: 0,018 Outros usos: 0,05 ⁽²⁾	0,7			0,015
Berílio total (mg/L)	0,04	0,1			
Bifenilas Policloradas (PCBs) (µg/L)	Abastec.: 0,001 Aqüicultura: 0,000064	0,001	0,014		
Boro total (mg/L)	0,5	0,75	(c)	(c)	
Cádmio total (mg/L)	0,001 ^{(1) (2) (3)}	0,01 ^{(1) (2) (3)}	0,00025 ^(d)	0,002 ^(d)	0,000017
Carbaril (µg/L)	0,02	70 ^{(1) (2) (3)}	0,2		0,2
Chumbo total (mg/L)	0,01 ^{(1) (2) (3)}	0,033 ⁽²⁾	0,0025 ^(d)	0,065 ^(d)	0,001-0,007
Cianeto total (mg/L)	0,005	0,022 ⁽²⁾	0,0052	0,022	0,005
Clordano (cis + trans, µg/L)	0,04 ⁽¹⁾	0,3	0,0043	2,4	
Cloreto total (mg/L)	250	250			
Cloro livre (mg/L)	0,01		0,011	0,019	
Clorofila-a (µ/mL)	10	60	(e)	(e)	
Cobalto total (mg/L)	0,05	0,2			
Cobre total (mg/L)	0,009 ⁽²⁾	0,013 ⁽²⁾	0,009	0,013	0,002-0,004
Coliformes termotolerantes (cel./100mL)					
Cor (mg Pt/L)			(c)	(c)	(c)
Criseno (µg/L)	Aqüicultura: 0,018 Outros usos: 0,05				
Cromo total (mg/L)	0,05 ^{(1) (2) (3)}	0,05 ^{(1) (2) (3)}	0,011	0,016	III- 0,0089

ANEXO B. Padrões de qualidade das Classes 1, 2 e 3 da Resolução CONAMA.357/05 para o uso de proteção das comunidades aquáticas e suas comparações com os padrões estipulados pela USEPA (2003) e CCREM (1999).

Parâmetros de qualidade	Classes 1 e 2	Classe 3	USEPA (CC)	USEPA (CM)	CCREM (CM)
					VI- 0,001
Demeton (µg/L)	0,1	14	0,1		
Densidade de cianobactérias (cel./ml)	20.000	100.000			
Dibenzo (a,h)antraceno (µg/L)	Aqüicultura: 0,018 Outros usos: 0,05				
diclorometano (mg/L)	0,02		0,0981		0,981
Dodecácloro + nanocloro (µg/L)	0,001				
Endossulfan (+ α + β sulfato) (µg/L)	0,056 ⁽²⁾	0,22 ⁽²⁾	0,056	0,22	0,02
Endrin (µg/L)	0,004	0,2	0,036 ^(f)	0,086	^(g)
Estireno (mg/L)	0,02		0,072		0,072
Etilbenzeno (µg/L)	90		90		90
Ferro dissolvido (mg/L)	0,3	5	1		0,3
Fluoreto total (mg/L)	1,4	1,4			
Fósforo total (mg/L)	Lêntico: 0,020; Intermediário: 0,025; Lótico e tributários de ambientes intermediário: 0,1	Lêntico: 0,05; Intermediário e tributários diretos de ambiente lêntico: 0,075; Ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários: 0,15			
Glifosato (µg/L)	65	280 ⁽²⁾			65
Gutíon (µg/L)	0,005	0,005	0,01		
Heptacloro + heptacloro epóxido (µg/L)	Aqüicultura: 0,000039 Outros usos: 0,01 ⁽¹⁾	0,52	0,0038	0,52	
Hexaclorobenzeno (µg/L)	Aqüicultura: 0,000039 Outros usos: 0,0065				
Indeno (1,2,3,cd) Pireno (µg/L)	Aqüicultura: 0,018 Outros usos: 0,05				
Fenóis totais (mg/l)	0,003	0,01 ⁽²⁾			0,004
Lindano (gama-HCH) (µg/L)	0,02	2 ^{(1) (2) (3)}		0,95	0,01

ANEXO B. Padrões de qualidade das Classes 1, 2 e 3 da Resolução CONAMA.357/05 para o uso de proteção das comunidades aquáticas e suas comparações com os padrões estipulados pela USEPA (2003) e CCREM (1999).

Parâmetros de qualidade	Classes 1 e 2	Classe 3	USEPA (CC)	USEPA (CM)	CCREM (CM)
Lítio (mg/l)	2,5	2,5			
Malation (µg/L)	0,1	100	0,1		
Manganês total (mg/L)	0,1	0,5			
Mercurio total (mg/L)	0,0002	0,002 ⁽¹⁾	0,00077	0,0014	Orgânico: 0,000004 Inorgânico: 0,000026 ^(h)
Metolacoloro (µg/L)	10 ^{(1) (2) (3)}		7,8		7,8
Metoxicloro (µg/L)	0,03	20	0,03		
Mirex (dodecacoloro pentaciclodecano (µg/L)	0,001	0,001	0,001		
Níquel total (mg/L)	0,025	0,025	0,052 ^(d)	0,470 ^(d)	0,025-0,150
Nitrato total (mg/L)	10	10			13 ⁽ⁱ⁾
Nitrito total (mg/L)	1 ⁽²⁾	1 ⁽²⁾			0,06
Nitrogênio amoniacal total (mg/L)	3,7 para pH ≤ 7,5; 2,0, para 7,5 < pH ≤ 8,0; 1,0, para 8,0 < pH ≤ 8,5; 0,5 para pH > 8,5	13,3 para pH ≤ 7,5; 5,6 para 7,5 < pH ≤ 8,0; 2,2, para 8,0 < pH ≤ 8,5; 1,0 para pH > 8,5	(e), (j)	(e), (j)	Amônia não ionizada: 0,019
Óleos e graxas (mg/L)			(c)	(c)	
OD (mg/L)					5,5-9,5
Paration (µg/L)	0,04	35 ⁽¹⁾	0,013 ^(k)	0,065 ^(k)	
Pentacolorofenol (mg/L)	Aqüicultura: 3,0 Abastec.: 0,009 ⁽²⁾	0,009 ⁽²⁾	0,015	0,019	0,0005
pH			6,5-9,0		6,5-9,0
Prata total (mg/L)	0,01	0,05 ^{(1) (2) (3)}		0,0032 ^(d)	0,0001
Selênio total (mg/L)	0,01 ^{(1) (2) (3)}	0,05 ⁽²⁾	0,005		0,001
Simazina (µg/L)	1				10
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	500	500			(c)
Substâncias tenso-ativas que reagem com o azul de metileno (mg/L LAS)	0,5	0,5			
Sulfato total (mg/L)	250	250			
Sulfeto (como H ₂ S não dissociado) (mg/L S)	0,002	0,3	0,002		
Temperatura (°C)			(m)	(m)	(c)

ANEXO B. Padrões de qualidade das Classes 1, 2 e 3 da Resolução CONAMA.357/05 para o uso de proteção das comunidades aquáticas e suas comparações com os padrões estipulados pela USEPA (2003) e CCREM (1999).

Parâmetros de qualidade	Classes 1 e 2	Classe 3	USEPA (CC)	USEPA (CM)	CCREM (CM)
Tetracloroeteno (tetracloroetileno) (µg/L)	Aqüicultura: 3,3 Outros usos: 10	10			111
Tetraclorometano (tetracloreto de carbono) (mg/L)	Aqüicultura: 1,6 Outros usos: 0,002	0,003			0,0133
Tolueno (µg/L)	2		2		2
Toxafeno (µg/L)	Aqüicultura: 0,00028 Outros usos: 0,01	0,21	0,0002	0,73	(g)
Tributilestanho (µg/L)	0,063	2 ⁽¹⁾	0,063	0,46	
Triclorobenzenos totais (µg/L)	0,02		24		
Tricloroeteno (tricloroetileno) (µg/L)	0,03	30			0,021
Trifluralina (µg/L)	0,2		0,2		0,2
Turbidez (UNT)			(c)	(c)	(c)
Urânio total (mg/L U)	0,02	0,02			
Vanádio total (mg/L V)	0,1	0,1			
Xileno (µg/L)	300				
Zinco total (mg/L)	0,18 ^{(1) (2) (3)}	5 ^{(1) (2) (3)}	0,120 ^(d)	0,120 ^(d)	0,03

Fonte: CONAMA 357/05; CCREM (1999); USEPA (2003).

⁽¹⁾ Padrões permissivos em relação a USEPA

⁽²⁾ Padrões permissivos em relação ao CCREM

⁽³⁾ Padrões permissivos em relação a USEPA e CCREM

^(a) Baseado em dados para ácido 2,4-diclorofenoxiacético

^(b) 0,005 mg/L para pH < 5; $[Ca^{+2}] < 4,0$ mg/L
0,1 mg/L para pH ≤ 6,5; $[Ca^{+2}] ≥ 4,0$ mg/L

^(c) Critério narrativo

^(d) Critério expresso em função da dureza (mg/L) da água. O valor apresentado corresponde a uma dureza de 100 mg/L

^(e) Recomenda-se critérios ecorregionais

^(f) A derivação do valor não considerou a exposição por meio da alimentação, a qual é importante para a biota aquática que ocupa níveis tróficos superiores

^(g) Valor de referência não recomendado

^(h) Pode não proteger completamente peixes de níveis tróficos mais elevados e pode não prevenir a acumulação de metilmercúrio na biota aquática e, portanto, não proteger os organismos que se alimentam da biota aquática.

⁽ⁱ⁾ Proteção contra efeitos tóxicos diretos, não considerando os efeitos indiretos devidos à eutroficação

^(j) O valor para amônia total depende da temperatura e do pH, como expresso nas tabelas 14 e 15:

Tabela 14 - Critério Crônico para as concentrações de amônia proposto pelo EPA para águas doces, considerando a presença de peixes nos estágios preliminares de vida.

Concentrações de amônia total (mg/l-N)										
pH	Temperatura (°C)									
	0	14	16	18	20	22	24	26	28	30
6,5	6,67	6,67	6,06	5,33	4,68	4,12	3,62	3,18	2,80	2,46
7,0	5,91	5,91	5,37	4,72	4,15	3,65	3,21	2,82	2,48	2,18
7,5	4,36	4,36	3,97	3,49	3,06	2,69	2,37	2,08	1,83	1,61
8,0	2,43	2,43	2,21	1,94	1,71	1,50	1,32	1,16	1,02	0,897
8,5	1,09	1,09	0,990	0,870	0,765	0,672	0,591	0,520	0,457	0,401
9,0	0,486	0,486	0,442	0,389	0,342	0,300	0,264	0,232	0,204	0,179

Fonte : USEPA (1999).

Tabela 15: Critério Crônico para as concentrações de amônia proposto pelo EPA para águas doces, considerando a ausência de peixes nos estágios preliminares de vida.

Concentrações de amônia total (mg/l-N)										
pH	Temperatura (°C)									
	0 – 7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
6,5	10,8	10,1	9,51	8,92	8,36	7,84	7,35	6,89	6,46	6,06
7,0	9,60	9,00	8,43	7,91	7,41	6,95	6,52	6,11	5,73	5,37
7,5	7,09	6,64	6,23	5,84	5,48	5,13	4,81	4,51	4,23	3,97
8,0	3,95	3,70	3,47	3,26	3,05	2,86	2,68	2,52	2,36	2,21
8,5	1,77	1,66	1,55	1,46	1,37	1,26	1,20	1,13	1,06	0,990
9,0	0,790	0,740	0,694	0,651	0,610	0,572	0,536	0,503	0,471	0,442

Fonte : USEPA (1999).

^(k) Critério calculado da seguinte forma, em função do pH: Concentração máxima = $\exp(1.005(\text{pH})-4.869)$; Concentração média = $\exp(1.005(\text{pH})-5.134)$. Valores na tabela corresponde a pH = 7,8

^(l) A Concentração máxima= $1/[(f1/\text{CMC1}) + (f2/\text{CMC2})]$ em que f1 e f2 são as frações de selênio total correspondentes a selenito e selenato, respectivamente, e CMC1 and CMC2 são 185.9 g/l e 12.82 g/l, respectivamente

^(m) Depende das espécies presentes