doc
①
DEPARTAMENTO DE SAÚDE AMBIENTAL
FACULDADE DE SAÚDE PÚBLICA
UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

***Metodologia de cobrança sobre os usos da água
e sua aplicação como instrumento de gestão.***

Marcelo Pereira de Souza

Orientador: Prof. Dr. Carlos Celso do Amaral e Silva

Tese apresentada à Faculdade de Saúde Pública da
Universidade de São Paulo, para obtenção do título
de Doutor em Saúde Pública: Saúde Ambiental.

São Paulo
1993

Consolo - tributo à minha carne e ao meu ser.
Ele chegou, foi crescendo e, com o tempo, cativando.
Privilégio ter podido conviver.
Êxtase ter compartilhado a cumplicidade.
"Oi bonitão!!".
E a vida levou indispensável parte de mim.
E agora ??....

4 de set 89

ao meu irmão **Nelson**.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior -CAPES pela bolsa do Programa Institucional de Capacitação de Docentes - PICD. Apesar da completa ausência de pontualidade, ela foi muito importante.

Aos colegas de Departamento (Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos - USP). Eduardo e Roberto representam bem o meu agradecimento.

Aos caros Rô, Maria, Eugenião e Champs pela oportunidade de discordar e discutir. Mas, fundamentalmente, pela chance de desfrutar da amizade.

Aos companheiros das questões ambientalistas. Sem dúvida, a convivência com vocês estimula a minha vida !!

Carlos Celso, agradeço a transparência do convívio e a orientação de vida.

Quantos desenhos, figuras e "xerox" ... Casadoiro e Marcelão, grato.

Aos queridos Su, Abelardo ... e ao pequeno Lucas.

À dupla de velhos: Beatriz e Rubão. Perseverar é uma grande virtude. Um grande beijo pela minha vida.

Aos meus irmãos. Principalmente pelos sofridos momentos e nossa imensa luta para superá-los, o que não tem sido fácil. É um imenso prazer conviver com vocês !!

Aos queridos vovó Lena e vovô Dutra. Vocês representam muito para mim.

Isabel. Sou privilegiado, trabalho com o que acredito. Devo a você e nós sabemos disso... Obrigado pela gratificante alegria de ser como somos.

Meus filhos André e Otávio. A opção pela convivência certamente provocou alguns atrasos neste trabalho, mas que enriqueceu sobremaneira minha vida.

E quantos outros deveriam entrar na lista de convívio e amizade destes mais de quatro anos de doutorado. Bons companheiros, é isso aí

A todos vocês, obrigado.

LISTA DE SÍMBOLOS:

ABES	Assoc. Brasileira de Eng. Sanitária e Ambiental
AIA	Avaliação de Impacto Ambiental
BID	Banco Interamericano de Desenvolvimento
CBH	Comitê de Bacias Hidrográficas
CEPIS	Centro Panamericano de Engenharia Sanitária
CETESB	Cia de Tecnologia e de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CNEC	Consórcio Nacional de Engenharia e Consultoria
CRH	Conselho de Recursos Hídricos
DAEE	Departamento de Água e Energia Elétrica
EIA	Estudo de Impacto Ambiental
ENR	Engineering News Record
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
NEPA	National Environmental Policy Act
OPS	Organização Panamericana da Saúde
OMS	Organização Mundial da Saúde
PROCOP	Programa de Controle de Poluição
RIMA	Relatório de Impacto Ambiental
SMA	Secretaria do Meio Ambiente do Est. S. Paulo
SIGRH	Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UNEP	United Nations Environmental Programme

LISTA DE ABREVIATURAS:

c	Concentração estipulada pelo padrão de qualidade
ce	Concentração do poluente encontrado no efluente final
cp	Concentração máxima estipulada pelo padrão de emissão
Ce	Carga de poluição de uma atividade
Cs	Carga de saturação do corpo de água
Ic	Índice de carga
Kc	Multiplicador
I1	Índice de carga anterior ao consumo
I2	Índice de carga posterior ao consumo
K1	Multiplicador anterior ao consumo
K2	Multiplicador posterior ao consumo
Qe	Vazão do efluente final
Qcons	Vazão efetivamente consumida
Q7.10	Vazão mínima de 7 dias consecutivos com tempo de retorno de 10 anos
U	Fator de ponderação
S	Fator de ponderação
Telanc	Valor a ser pago sobre lançamento de poluente
Tecons	Valor a ser pago pelo consumo de água
Tetot	Valor total a ser pago

RESUMO

A política de gestão dos recursos hídricos em regiões onde ocorrem conflitos no uso da água, deve ser estabelecida a partir de alguns princípios básicos, a saber: garantia da quantidade de água para atender à demanda decorrente dos diversos usos potencialmente conflitantes e garantia dos padrões de qualidade, fixados em função dos usos a que se destinam esses recursos.

O presente trabalho desenvolve-se obedecendo o preceito de que a escassez dos recursos hídricos os tornam bens de valor econômico, cuja utilização deve contemplar os aspectos sociais, o comportamento do mercado e atender aos princípios expostos.

Uma vez que os usos da água modificam não só a quantidade como a qualidade dos recursos hídricos disponíveis, propõe-se uma metodologia de cobrança em função dos usos da água, na forma de tarifação (contemplando a saturação do corpo de água, a sazonalidade e o tipo de apropriador) e que desempenhe o papel de instrumento de gestão da água e, portanto, tenha desdobramentos na ocupação do solo.

Os valores cobrados associam parâmetros que estão relacionados às vazões aduzidas para consumo e à carga de poluentes lançada nos corpos receptores. A qualidade a ser mantida é previamente fixada através da determinação do valor de saturação dos parâmetros envolvidos, os quais decorrem do enquadramento do corpo de água, ou seja, na sua classificação de uso que, por sua vez, deve ser estabelecida pela sociedade.

ABSTRACT

The management policy on the use of the water resources in regions where conflicts between users occur, should be established taking into consideration some basic principles, as follow: guarantee of the amount of water necessary to supply the potentially conflicting needs, and the guarantee of the quality standards established as a function of the uses made from these resources.

This paper follows the concept that the shortage of the water resources makes them a good of economic value, which utilization must contemplate the social aspects, the behavior of the market, and must meet the principles described above.

As the uses of the water modify not only the quantity but also the quality of the water resources, it is proposed that a payment system for water utilization is established in function of the uses of the water, in form of tariffs (considering the saturation of the water body, the intervals of use and the type of appropriation), and that it play the role of a managing tool, and, therefore, have consequences in the land use.

The amounts to be charged associate parameters that are related to the pumped flow for consuming and to the levels of pollutants discharged in the reception bodies. The quality to be maintained is previously determined through the calculation of the saturation value of the parameters involved, which derived from the classification of the water body, that is, from its classification of use, which itself must be established by the community.

LISTA DE FIGURAS:

1.	Constituição do sistema de gestão ambiental	24
2.	Distribuição de água na Terra	29
3.a	Oferta e demanda elásticas	82
3.b	Oferta e demanda inelásticas	82
4.	Curva para cobrança	92
5.	Faixas de custos	95
6.	Transformação	96
7.	Curva para cobrança por analogia	100

LISTA DE QUADROS:

1.	Custos da lagoa facultativa	87
2.	Custos da lagoa aerada	88
3.	Custos da lagoa anaeróbia	89
4.	Custos dos sistemas de desnitrificação	90
5.	Dados da Região Metropolitana de São Paulo	103
6.	Captação e lançamento da cidade de Piracicaba	104
7.	Captação e lançamento da Rhodia	105
8.	Comparação entre os resultados encontrados a partir das equações de cobrança	113

SUMÁRIO

1.	Introdução	1
1.1	Estruturação dos capítulos da tese	14
2.	Objetivos	16
3.	Metodologia	17
4.	Bases conceituais para a gestão dos recursos hídricos	18
4.1.	Caracterização dos recursos hídricos	24
4.1.1.	Quantidade de água	29
4.1.2.	Qualidade de água	31
4.2.	Estudos de impactos nos recursos hídricos	35
4.2.1.	Poluição das águas e comprometimento de uso	37
4.2.2.	Modelos de qualidade e de quantidade de água	41
4.2.3.	Análise de risco	44
4.3.	Ações mitigadoras	50
4.4.	Monitoramento	52
4.5.	Aspectos jurídicos e institucionais	56
5.	Sistemas de gestão	59
5.1.	Experiências internacional e brasileira	64
5.2.	Sistema integrada de gestão dos recursos hídricos	71
5.3.	O impacto da cobrança sobre os usuários da água em diferentes estruturas de mercado	73
6.	Proposta de uma metodologia de cobrança sobre os usos dos recursos hídricos	84
6.1.	O custo do tratamento de efluente como definidor de parâmetro tarifário	84
6.2.	A metodologia de cobrança em função dos usos da água	90
6.2.1.	A metodologia proposta	91
6.2.2.	Os valores a serem cobrados	95
6.2.3.	As curvas de consumo de água	97
6.3.	Aplicações em alguns casos	100
7.	Considerações e recomendações	106
8.	Bibliografia	120
	Anexo	

1. Introdução:

A sociedade humana está gradativamente percebendo que sua atuação na Terra é extremamente pontual a nível temporal. Para que isso não ocorra na área ambiental é preciso ter em mente o dinamismo dos processos físicos, biológicos, econômicos, sociais e culturais. Estes últimos, aliás, apresentam especiais dinamismo e diferenciações. O ser humano tem que conscientizar-se de que "hoje, mais do nunca, o Homem deve compreender o planeta em que vive. A Terra é viva, os rios são vivos, a atmosfera é viva" (Popp, 1987). Os seres humanos fazem parte deste processo evolutivo.

O sistema global:

Para o entendimento do processo ambiental e suas interações, a geologia, a pedologia, a geomorfologia, os recursos hídricos, os ecossistemas, os aspectos culturais, sociais e econômicos das comunidades envolvidas devem ser colocadas de forma global, ou seja, de modo a explicitar o real significado da interferência humana em cada um deles, analisando as possíveis consequências de determinadas ações sobre o meio ambiente físico, biológico e antrópico em uma dada região.

Um pouco da história da Terra:

A preocupação com a Terra teve início a partir do momento em que o Homem percebeu que o planeta Terra não era um cenário imutável, mas que os elementos da paisagem se modificavam lentamente. (Popp, 1987).

Segundo Adas (1976), "a atual desigualdade da distribuição das terras emersas é fruto de um longo progresso geológico. As forças naturais, que se manifestaram através do tempo geológico, imprimiram a cada momento da história da Terra, certas características que tornaram possível a sua reconstituição pela Geologia Histórica".

A importância da geologia histórica está na busca, como ciência, em decifrar a história geral da Terra, desde o momento em que se formaram as rochas até o presente. Um conjunto de fenômenos físicos, químicos, físico-químicos e biológicos compõem o seu complexo histórico. Na procura de melhor estudar os fenômenos mencionados, houve uma estruturação do conhecimento da geologia, criando-se a geologia geral ou dinâmica, que preocupa-se com a composição, estrutura e fenômenos formadores da crosta terrestre, assim como do conjunto geral de fenômenos que agem sobre a

superfície e no interior do planeta; a geologia histórica, que procura datar cronologicamente a evolução geral, as modificações estruturais, geográficas e biológicas ocorridas na história da Terra.

O objeto da Geologia Histórica é a investigação da História da Terra, que tem nas rochas expostas à superfície ou alcançadas no interior por sondagens, seus únicos registros, documentos e testemunhas dos acontecimentos passados. São os estudos realizados através da Paleontologia e Paleobiogeografia (Brinkmann, 1966). Afinal, as rochas constituem-se de materiais rearranjados por processos naturais durante épocas remotas e testemunham, por seus atributos físicos e fósseis, as características das condições ambientais em que se formaram.

A história da Terra é repleta de eventos como intensos vulcanismos, ocorrências de glaciações de diversas ordens, movimentos tectônicos de diferentes intensidades e muitas outras ocorrências e manifestações geológicas de efeito global ou regional.

A partir destes eventos é que surgiram os novos cenários espaciais, com novas estruturas de relevo, clima, hidrografia e, com isso, novas possibilidades de aparecimento de vida vegetal e animal.

Aliás, são esses grandes eventos que definem os tempos geológicos, que são períodos com algumas características comuns (Ditchfield, 1989; Adas, 1976 e Oparin, 1978).

Segundo Ditchfield (1989), há 3,2 bilhões de anos surgiram as cianobactérias. É bem provável que esses organismos tenham sido os primeiros fotossintetizadores a liberarem oxigênio na atmosfera. Com a liberação de oxigênio ocorreu uma evolução na composição da atmosfera.

Oparin (1978) comenta que a história da vida reflete a interação entre as mudanças no meio ambiente e o potencial de evolução dos organismos.

Dentre os processos que moldaram a vida, um dos mais importantes é o da tectônica de placas. Continentes dispostos sobre enormes placas de litosfera que se deslocam a uma velocidade de alguns centímetros por ano fragmentam-se ou colidem e podem fundir-se após uma colisão. Assim, um continente pode fragmentar-se ou crescer. O número de continentes pode aumentar ou diminuir e os padrões geográficos podem sofrer mudanças drásticas. As consequências para os organismos vivos são grandes e de efeito amplo, uma vez que podem ser criadas ou eliminadas barreiras naturais de

migração.

De acordo com estudos realizados neste século, a Terra teria se formado por volta de 4,6 bilhões de anos, a partir da colisão de pequenos corpos celestes por efeito da atração gravitacional e, assim, aumentava progressivamente o seu tamanho e seu campo gravitacional (Leinz e Amaral, 1978).

Segundo Popp (1987) "essas colisões provocavam a dissipação da energia cinética, transformando-a em calor que esquentava os materiais do planeta em formação. Por outro lado, o aumento da gravidade possibilitava ao planeta reter alguns voláteis gerados pelos impactos, formando-se, assim, uma atmosfera primitiva. A atmosfera atuava como um isolante térmico, favorecendo o aquecimento e fusão dos materiais terrestres. Dessa forma, teria sido possível a diferenciação do núcleo, manto e crosta terrestres. Os elementos mais pesados, principalmente o ferro e o níquel, teriam migrado para o interior, constituindo o núcleo enquanto os mais leves se localizaram próximos da superfície". Foi a partir daí que os continentes se formaram. Os processos de diferenciação magmáticas e internos à Terra moldaram os continentes em sua forma atual e, aliás, continuam moldando. Afinal, as modificações na Terra apresentam grande dinamismo. O ser humano tem problemas em percebê-lo porque a escala temporal é outra, o que, via de regra, torna muito pontual, temporal e espacialmente, sua intervenção no meio ambiente.

A vida na Terra começou há praticamente 3 bilhões de anos, e o Homem surgiu há menos de três milhões de anos. Mencionado em Eicher (1969), uma escala do que seria o tempo geológico comparado com o tempo humano é ilustrado a seguir:

"Comprimam-se, por exemplo, todos os 4,5 bilhões de anos de tempo geológico em um só ano. Nesta escala, as rochas mais antigas reconhecidas datam de março. Os seres vivos apareceram inicialmente nos mares, em maio. As plantas e animais terrestres surgiram no final de novembro e os pântanos, amplamente espalhados que formaram os depósitos de carvão pensilvanianos, floresceram durante cerca de quatro dias no início de dezembro. Os dinossauros dominaram nos meados de dezembro, mas desapareceram no dia 26, mais ou menos na época que as montanhas rochosas se elevaram inicialmente. Criaturas humanóides apareceram em algum momento na noite de 31 de dezembro, e as mais recentes capas de gelo continentais começaram a regredir da área dos Grandes Lagos e do norte da Europa a cerca de 1 minuto e 15 segundos antes da meia noite do dia 31.

Roma governou o mundo ocidental por 5 segundos, das 11 horas e 59 minutos e 45 segundos até 11 horas 59 minutos e 50 segundos. Colombo descobriu a América 3 segundos antes da meia noite, e a ciência da geologia nasceu com os escritos de James Hutton exatamente há pouco mais que 1 segundo antes do final de nosso movimentado ano dos anos".

As relações entre algumas ciências e a formação da Terra:

As perspectivas geológicas são fundamentais para o entendimento da conformação atual da Terra, na medida em que as características geológicas e as influências climáticas se combinam com as de relevo e modificam-se mutuamente.

Há ainda uma estreita ligação entre a geomorfologia, a geologia, as influências climáticas e a pedologia (que é um particular estudo da crosta terrestre, uma vez que o seu objeto de estudo, o solo). Afinal, o relevo terrestre constitui o meio no qual se desenvolvem os solos e é, portanto, um dos fatores condicionadores da pedogênese, ou seja, na sua evolução e sua localização.

Segundo Suguio (1980), "o intemperismo que age na interface entre a atmosfera e a litosfera inclui os processos que levam à degradação das rochas expostas na superfície da Terra, produzindo partículas minerais discretas. A natureza e a efetividade dos processos de intemperismo dependem principalmente de três grupos de variáveis: condições climáticas, propriedades dos materiais e variáveis locais (vegetação, vida animal, lençol freático, etc)".

No estudo de erosão, por exemplo, há fatores pedológicos e geomorfológicos que devem ser contemplados em conjunto para esclarecer as suscetibilidades naturais e determinar quais os procedimentos mais interessantes a serem feitos pelo Homem para garantir bons manejos e práticas de conservação (Lepsh, 1976).

Por sua vez, considerado que as deformações da crosta são a origem do relevo terrestre, os dados referentes à estrutura e à dinâmica da crosta são elementos de base para o estudo geomorfológico. Este é, aliás, um bom ponto de apoio para inúmeros estudos sobre a Terra.

Segundo Penteado (1983), "a geomorfologia trabalha a partir dos resultados da geologia estrutural e da geofísica, os quais permitem analisar o motor principal da morfogênese".

Da geologia estrutural, tem-se, principalmente, as informações relativas aos elementos litológicos e à reconstituição dinâmica para precisar o estilo tectônico e as etapas da sua evolução. Esta reconstituição é indispensável para compreender a disposição da rede hidrográfica e as condições particulares da erosão diferencial. A contrapartida é que a geomorfologia fornece à geologia evidências sobre o conhecimento dos fenômenos tectônicos (Popp, 1987).

Da geofísica são interessantes os dados de medidas das deformações atuais, o conhecimento de tendências potenciais que se podem deduzir de desequilíbrios, de métodos de prospecção, entre eles, os gravimétricos, sísmicos, eletrorresistividade e magnéticos (Suguio, 1969).

A hidrologia fluvial, que faz parte da geografia física, desenvolveu técnicas próprias de observação e modelagem. Sendo a água superficial o principal modelador do relevo, a hidrologia e a geomorfologia se completam em muitos estudos que são efetuados (Christofolletti, 1980).

Há ainda os estudos nas áreas de climatologia, botânica e biogeografia que complementam a geomorfologia em importantes tópicos do conhecimento de ambientes ecológicos e processos morfoclimáticos.

O termo Geologia Ambiental ou de Planejamento como preconizaram Prandini et al (1974), tem como objetivo integrar a Geologia às demais especialidades que definem o meio ambiente. Assim, o Homem, que cada vez mais assume importante papel de modificador do meio, pode estudar de modo integrado fenômenos como deslizamentos de terra, queda de blocos de rochas, alterações de regimes fluviais, modificações no clima e no nível de lençol de água, fenômenos associados à erosão e exploração de jazidas para diversos fins, entre outros.

Ciclo hidrológico

Segundo Branco (1984), o ciclo hidrológico "é de fundamental importância e está relacionado com a existência de ecossistemas terrestres. Graças ao calor proveniente das radiações solares, as águas dos oceanos evaporam, formando nuvens, cujas águas, novamente condensadas, precipitam-se sobre os continentes, permitindo o crescimento da vegetação, contribuindo para a formação dos solos a partir de rochas primárias, formando nascentes, rios e estuários. Caso não existisse o ciclo, teríamos

somente o mar como ambiente propício ao desenvolvimento de seres vivos e, assim mesmo, muito pobre, pois não contaria com as enormes quantidades de elementos minerais que continuamente são transportadas dos continentes pelos rios".

Comenta Christofolletti (1988) que "no ciclo hidrológico, a água subterrânea participa com sendo o componente subsuperficial do escoamento fluvial".

Através do ciclo hidrológico fica claro que as propriedades físicas, químicas das águas são fortemente influenciadas pelos solos e rochas. Deve ser observado que essa influência se dá não só pelas propriedades inerentes ao solo e às rochas mas, também, pelas modificações de uso e ocupação do solo pelas diferentes atividades antrópicas.

É interessante notar que apesar das diversas formações rochosas existentes, Chiossi (1983) menciona o trabalho realizado por Clarke e Washington que mostra que 99% da crosta terrestre é constituído de apenas oito elementos químicos: oxigênio (O), silício (Si), alumínio (Al), ferro (Fe), cálcio (Ca), sódio (Na), potássio (K), magnésio (Mg), sendo que o oxigênio é amplamente predominante, com mais de 90% do volume total ocupado pelos elementos citados.

Água subterrânea:

No que se refere a água subterrânea, segundo Montenegro (1990), "toda ela provém da superfície. As principais fontes de recarga incluem os cursos de água, lagos e reservatórios, chuvas e águas propositalmente fornecidas a fim de aumentar as reservas subterrâneas (recarga artificial)".

O subsolo, que é composto por diferentes rochas, funciona como um enorme reservatório de água, propiciando a sua acumulação e circulação, contribuindo em diversas etapas do ciclo hidrológico.

Deve ser salientado que, apesar de existir na Terra uma enorme quantidade de água subterrânea e a pouca exploração das mesmas, em alguns pontos da Terra, nos centros urbanos principalmente, está ocorrendo uma superexploração destes recursos que vem provocando um processo de rebaixamento generalizado em seus níveis piezométricos, o que é capaz, inclusive, de comprometer sua utilização futura.

Leinz e Amaral (1978) mencionam que "as águas das precipitações atmosféricas sobre

os continentes, nas regiões não geladas, podem tomar três caminhos que são: evaporação imediata, infiltração ou escoamento. A relação entre essas três possibilidades, assim como das suas respectivas intensidades quando ocorrem em conjunto (o que é mais freqüente), depende de vários fatores, tais como clima, morfologia do terreno, cobertura vegetal e constituição litológica. Em regiões muito acidentadas, como na Serra do Mar, a tendência é para o escoamento imediato das águas para os riachos e rios. Em terrenos permeáveis, como os arenosos, mesmo com chuvas muito intensas, a água se infiltra rapidamente. A cobertura vegetal desempenha um papel importante, na medida em que impede o escoamento imediato, permitindo ao solo uma absorção e infiltração lenta e eficiente. Grande parte da água fica retida nas folhas das árvores, que ao mesmo tempo impedem o choque direto da gota de água no solo, evitando a erosão".

A água infiltrada no solo, pode ser dividida em duas zonas: saturada e não saturada. Na zona saturada todos os interstícios da rocha encontram-se saturados de água. A região não saturada é uma região onde são encontradas água e ar nos poros e fissuras. O excesso da água subterrânea migrará em direção dos vales, indo contribuir com os corpos de água superficiais. Este fato é notado na época de estiagem, uma vez que, mesmo não chovendo por muitos dias, os corpos de água superficiais apresentam uma vazão razoável, devido ao escoamento básico, ou seja, ação da água subterrânea.

Desde que não encontre uma barreira impermeável, a água subterrânea escoar lentamente no subsolo, dos lugares mais altos para os mais baixos. Numa areia a água movimenta-se com a velocidade de cerca de 1 metro por dia, no arenito Botucatu, por volta de 10 centímetros por dia e nas argilas o movimento é praticamente nulo.

Há regiões onde as rochas armazenadoras de água são distribuídas de maneira homogêneas, como nas áreas cobertas pelos arenitos cretácios (Grupo Bauru) ou triássicos (Arenito Botucatu) do Estado de São Paulo. Em outras áreas as rochas são heterogêneas, como na cidade de São Paulo, onde há uma alternância entre arenitos finos ou grosseiros, conglomerados e argilas, em camadas irregulares geralmente de forma lenticular, variando a espessura de decímetros a vários metros (IPT, 1981).

Segundo Leinz e Amaral (1978), o nível hidrostático e a profundidade variam muito de acordo com a região, dependendo fundamentalmente da rocha que a contém. "Em rochas cristalinas, a capacidade de armazenar água diminui rapidamente em relação à profundidade, enquanto que em rochas sedimentares se encontra uma certa

porosidade mesmo em grandes profundidades (alguns milhares de metros), o que permite ainda o armazenamento de água subterrânea em tal região. Abaixo do nível de drenagem a água é praticamente imóvel. A única possibilidade de movimento da água nessa região seria pela atuação da força hidrostática, causada pelo peso da água situada em regiões mais elevadas com a qual esteja em comunicação, para que possa ser exercida a pressão hidrostática. A água não se infiltra indefinidamente Terra adentro, porque, nas regiões mais profundas, tanto os poros como os capilares vão se tornando cada vez menores, fechando-se graças à compressão causada pelo peso das rochas superiores. No Cristalino, por exemplo, estes valores podem variar entre 100 a 250 metros".

Curso de água superficial:

O movimento da água subterrânea pode ser para os cursos de água superficial (influyente) ou vice-versa (efluente). Um curso de água perene, além de transportar a água da chuva ou neve, durante as estações chuvosas, pode, inclusive, infiltrar-se no lençol subterrâneo, fazendo parte de sua contribuição. No período de seca, é a vez da água subterrânea contribuir para que o curso de água superficial não fique sem escoamento.

No entanto, um curso de água pode ser temporário, quando contém água durante e imediatamente após as chuvas (ou fusão de neve). Se o nível do lençol freático estiver abaixo do leito fluvial, não haverá possibilidade de existir escoamento subterrâneo para contribuir com o caudal do curso de água superficial e este corpo de água seca após algum tempo.

Os reflexos do comportamento da água na superfície ou nas camadas subterrâneas são imediatamente sentidos nos aspectos de poluição e de gestão da qualidade e quantidade de água em um determinado local ou região.

O caso particular mencionado por Ruellan (1986), "quase no mundo todo e, particularmente, nos locais onde o uso dos solos aumentou rapidamente, os diversos usuários dos solos, assim como os responsáveis pela planificação do uso e manejo do meio, ressentem-se, cada vez mais, da necessidade de estudos pedológicos detalhados e, em particular, de cartas pedológicas as mais precisas possível", é apenas um bom exemplo da necessidade do conhecimento das características do meio ambiente para que as intervenções humanas sejam pautadas pelo uso equilibrado e de acordo com a capacidade de suporte do meio.

Conceito de meio ambiente:

A declaração da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente Humano, realizada em Estocolmo, em 1972, define meio ambiente como os sistemas (físico e biológico) globais em que vive o Homem.

Mais recentemente, Coimbra (1986) mencionou que meio ambiente é "o conjunto de elementos físico-químicos, ecossistemas naturais e sociais em que se insere o Homem, individual e socialmente, num processo de interação que atenda ao desenvolvimento das atividades humanas, à preservação dos recursos naturais e das características essenciais do entorno, dentro de padrões de qualidade definidas". Assim, o meio ambiente é diferente de ecossistemas, uma vez que o meio ambiente inclui os elementos antrópico e tecnológico.

Para Hurtado e D'acuna (1979), as raízes do problema de meio ambiente se encontram na interação dos seguintes fatores:

- . a quantidade de recursos naturais disponíveis e as leis da natureza que governam sua preservação e crescimento;
- . a forma e a intensidade com as quais a sociedade humana se apropria destes recursos.

Os valores, prioridades e formas com as quais a sociedade decide e desenvolve seus objetivos estão determinados e se manifestam fundamentalmente em três elementos: o sistema sócio-cultural e econômico, o estilo e o nível de desenvolvimento.

As causas da origem do problema ambiental se encontram em um estilo de desenvolvimento que não articula corretamente os objetivos e restrições ambientais com os outros objetivos do desenvolvimento. Assim, não se compatibilizam os interesses privados com os sociais, nem os interesses de gerações presentes e futuras.

Segundo Christofolletti (1986-87), "a avaliação do meio ambiente e dos processos ambientais representa o estágio no qual as pesquisas procuram mostrar como determinadas características do meio ambiente são adequadas para formas particulares de utilização. Representa a análise visando estabelecer o potencial de uso e a aplicação direcionada para os usos mais específicos, estabelecendo a viabilidade para as obras de engenharia, agricultura, lazer, instalações urbanas, portos,

aeroportos, etc."

Novo (1988), para quem o conceito de ambiente deve incluir todas as formas e processos que ocorrem dentro da biosfera, menciona que o ambiente possui duas importantes propriedades: extensão espacial e dinâmica. Isto significa que as variáveis ambientais se modificam no tempo e no espaço. No tempo há mudanças cíclicas (umidade, marés), há mudanças em torno de valores médios (variações diárias da temperatura) e há modificações ocasionais (inundações, vulcanismos). No espaço, existem alterações das características do ambiente em função da latitude, altitude, profundidade, etc. Deve ser observado que "a taxa de mudança do ambiente pode ser lenta ou rápida, pode ser natural ou induzida por decisão do Homem".

Para Lausche (1985) "as dimensões do desenvolvimento ambiental e da saúde, constituem um importante tema de preocupação para os governos e aqueles que estão envolvidos no processo de desenvolvimento. Recentemente as percepções nas tomadas de decisões sobre o desenvolvimento tem começado a ampliar-se, em particular no que se refere à relação entre um meio ambiente saudável e um desenvolvimento sustentado. Como consequência, o interesse pelo tema e a integração das questões ambientais ao processo de planejamento do desenvolvimento tem crescido rapidamente".

Há, também, alguns conceitos que foram ampliados na tentativa de fazer com que houvesse uma conciliação entre desenvolvimento e qualidade ambiental requerida pela sociedade em questão. O que está em pauta é o estilo de desenvolvimento que se deseja.

Segundo Sachs (1986), "o termo ambiente ou meio ambiente abrange, de um lado, o equilíbrio dos recursos naturais, identificados e identificáveis, existentes em quantidades finitas na nave Terra, e, de outro, a qualidade do ambiente ou, se se preferir, do meio; esta qualidade constitui elemento importante do nível de vida e, além disso, condiciona as disponibilidades e a qualidade dos recursos renováveis. A bem dizer, a linha divisória entre os recursos renováveis e os não renováveis não é definida de uma vez por todas. Os danos podem acabar por destruir os recursos renováveis; a reciclagem permite um emprego repetitivo deste ou daquele recurso não renovável. De modo geral, porém, a distinção entre esses dois grupos de recursos continua válida e útil".

Por meio de técnicas que estão disponíveis, os recursos são transformados em

produtos de consumo social. Para Sachs (1986), a "dialética que se instaura entre a pressão demográfica e a disponibilidade dos recursos tornou-se objeto de vastíssima literatura sobre a mudança técnica e social. Será ela fonte do progresso ou fonte da involução? Posta nestes termos gerais, a questão não tem resposta. Não poderia haver um modelo único que descrevesse as numerosas configurações dessas variáveis; o que impõe, ao contrário, é um esforço sistemático da parte dos historiadores e antropólogos, para que se chegue a uma tipologia de situações a partir de dados concretos".

O conceito de ambiente nesta visão de desenvolvimento, introduz novas relações e preocupações no cotidiano nos mais diferentes segmentos da sociedade, a saber:

- . Efeitos sobre o ambiente dos diversos modos de utilização dos recursos naturais e das técnicas de produção empregadas.
- . Impacto dos modelos de consumo (representados atualmente pela sociedade dita capitalista) sobre o ambiente, inclusive sobre o ser humano.
- . Impacto dos assentamentos humanos sobre o ambiente.
- . Degradação dos recursos naturais devido a ação do Homem.
- . Condicionamento da produção de bens e serviços pela qualidade do meio.
- . Inserção do ambiente como componente da qualidade da vida.

A introdução da variável ambiental, somando-se às dimensões tradicionais do planejamento, sugere relações a serem consideradas em uma estratégia de compatibilização de desenvolvimento com a gestão do ambiente.

O conceito de ecodesenvolvimento surgiu dessas considerações gerais, na tentativa de definir um estilo de desenvolvimento adaptado às condições ambientais do local em questão.

As características mais marcantes do conceito de ecodesenvolvimento são:

- . O esforço concentrado no sentido de valorizar os recursos específicos de cada região com o intuito de satisfazer as necessidades fundamentais da população em matéria de alimentação, habitação, saúde e educação, sendo essas necessidades definidas de maneira realista e autônoma, com vistas a evitar os nefastos efeitos de demonstração do estilo de consumo dos países ricos. Cabe mencionar o economista paquistanês Mahbub ul Haq citado em Sachs (1986), que comenta que os países em desenvolvimento não têm outra opção senão a de voltarem-se para eles próprios, definindo um estilo apropriado de desenvolvimento, adequado aos seus padrões de

pobreza e desigualdade. Tentar copiar o modelo do primeiro mundo seria aumentar estas diferenças.

. A realização do Homem é o centro das preocupações. A antropologia ganha espaço na medida em que devem ser considerados aspectos como emprego, segurança, qualidade das relações humanas e respeito à diversidade das culturas.

. A consideração de uma perspectiva de solidariedade com as gerações futuras.

. A redução dos impactos negativos no âmbito de reciclagem de matéria e energia. A esse respeito, Sachs (1986) menciona que "os impactos negativos das atividades humanas sobre o ambiente podem ser reduzidos mediante recurso a procedimentos e formas de organização da produção, que permitam o aproveitamento de todas as complementariedades e a utilização das quebras para fins produtivos".

. O aproveitamento das fontes de energia local, notadamente nos países tropicais, onde é maior a capacidade de fotossíntese, inclusive com a adoção de alternativas aos transportes individuais de locomoção.

. Bases técnicas ambientalmente apropriadas no que se refere ao desenvolvimento tecnológico. Na realidade, a principal modificação não seria propriamente tecnológica, mas principalmente na inserção dos parâmetros ambientais (biológicos, físicos e antrópicos) no processo de desenvolvimento.

. O dinamismo é uma característica do enfoque descentralizado. Com isso, o quadro institucional para o ecodesenvolvimento não pode ser definido de uma vez por todas. Tem que ser considerada a especificidade de cada região para implementação de uma política de desenvolvimento. Nesse sentido, a participação da comunidade é indispensável para o sucesso dos empreendimentos a nível regional, mesmo porque, para que haja um pleno desenvolvimento econômico, é preciso assegurar-se que os resultados do ecodesenvolvimento não sejam comprometidos pela espoliação das populações que o realiza, em proveito dos intermediários que se inserem entre as comunidades locais e os mercados nacional ou internacional.

. Um complemento necessário para a implementação do planejamento e gestão participativos é a educação, seja a formal ou a não formal.

Menciona Sachs (1986) que "em resumo, o ecodesenvolvimento é um estilo de

desenvolvimento que, em cada eco-região, insiste nas soluções específicas de seus problemas particulares, levando em conta os dados ecológicos da mesma forma que os culturais, as necessidades imediatas como também aquelas a longo prazo. Opera, portanto, com critérios de progresso relativizados a cada caso, aí desempenhando papel importante a adaptação ao meio postulada pelos antropólogos". Com isso, o ecodesenvolvimento tenta trabalhar contrariamente às soluções generalizadas. Ao contrário, atribui à própria comunidade a capacidade de identificar os seus problemas e, com apoio técnico necessário, dar soluções originais a eles.

Chega-se assim à autoconfiança, como consequência da educação. E ainda Sachs (1986) menciona que "reagindo contra as transferências passivas e o espírito de imitação, põe em destaque a autoconfiança. Resistindo a um ecologismo exagerado, sugere, ao contrário, a constante possibilidade de um esforço criador para o aproveitamento da margem de liberdade oferecida pelo meio, por maiores que sejam as restrições climáticas e naturais". Na realidade, a diversidade das culturas e das realizações humanas obtidas em meios naturais comparáveis são testemunhos eloqüentes desta possibilidade. No entanto, o sucesso pressupõe o conhecimento do meio e a vontade de atingir um equilíbrio durável entre o Homem e o meio ambiente. Os fracassos e os desastres que sofreram algumas sociedades oferecem testemunho não menos eloqüente do alto preço da incapacidade de gerir essa relação.

Cabe observar que a mudança de comportamento individual não é tarefa fácil. Envolve modificações em padrões culturais, sociais e convicções ideológicas, o que quase sempre é um processo e não um momento.

Nesse sentido, para Branco (1984), "o planejamento do uso do espaço físico é assunto extremamente complexo, particularmente quando esse uso envolve grandes inversões e conversões de energia e matéria-prima, com geração de subprodutos indesejáveis. Existem aí componentes ecológicos, econômicos, geográficos e sociais. A compreensão da fenomenologia de impactos, a partir de parâmetros de saúde, por exemplo, exige a análise de inúmeros outros fatores, alheios à indústria, que podem ter repercussões sanitárias, como por exemplo a subnutrição, o baixo nível de renda, a educação e tantos outros. Por outro lado, a presença de subprodutos sólidos, líquidos e gasosos, da atividade industrial, pode causar impactos ecológicos, sanitários, estéticos e emocionais. Interesses políticos, por sua vez, podem realçar parâmetros que não são os mais significativos em termos de avaliação dos impactos, assim como outros interesses - "desenvolvimentistas", por exemplo - podem desvalorizar parâmetros de alta significância".

Na realidade, a gestão dos recursos implica na luta contra o desperdício por meio de uma série de medidas referentes às formas e às estruturas de consumo, à durabilidade dos bens, à organização social no tempo, à ordenação do território, à organização das atividades econômicas e na escolha de técnicas ambientalmente adequadas. A economia política dos recursos funde-se aqui com a pesquisa de estratégias de desenvolvimento.

Assim, na medida em que o uso dos recursos ambientais, as questões econômicas e os programas de planejamento interagem constantemente visando o desenvolvimento e o bem-estar das comunidades, nas mais diversas escalas, a metodologia proposta no presente trabalho tem a intenção de contemplar em sua sistemática toda a problemática mencionada neste capítulo introdutório, estabelecendo-a como cenário para o seu desenvolvimento.

1.1. Estruturação dos capítulos da tese:

O presente trabalho apresenta a seguinte distribuição dos itens:

Inicialmente são expostas algumas considerações a respeito da problemática de gestão dos recursos hídricos e a importância em estudar o assunto de forma integrada. Na sequência, são apresentados, também, os objetivos do presente trabalho e a metodologia utilizada para a consecução da tese.

Sob o título "bases conceituais para a gestão dos recursos hídricos" são abordados diversos assuntos relevantes para o desenvolvimento do tema, para embasar as discussões e para esclarecer tópicos importantes ou mesmo dar suporte técnico à proposta a ser formulada. Os assuntos contemplam, a partir da inserção dos recursos hídricos em um sistema global, a necessidade de conhecer o meio ambiente e utilizar instrumentos tais como o estudo de impacto ambiental para que se dê qualquer intervenção humana com desdobramentos nos recursos hídricos. Assim, são abordados tópicos referentes à política pública, à qualidade de água, ou seja, poluição e monitoramento, modelos matemáticos que permitem uma melhor adequação da realidade e riscos associados à gestão dos recursos hídricos.

Em seguida, há o desenvolvimento de tópicos mais próximos aos Sistemas de Gestão, na medida em que são contempladas questões como o impacto da cobrança nas estruturas de mercado e, também, o Sistema Integrado de Gestão dos Recursos

Hídricos do Estado de São Paulo (SIGRH) onde o instrumento - cobrança - está inserido.

Após esse embasamento, é desenvolvida a proposta de um sistema de cobrança em função dos usos dos recursos hídricos. Para tanto, são contemplados as premissas para a cobrança, os valores que devem balizá-la - a partir da definição de equações que representem os custos de diferentes sistemas de tratamentos de efluentes líquidos - e a própria operacionalização do sistema frente a realidade institucional existente. Há, ainda, uma aplicação da metodologia preconizada em três situações específicas.

Sob o título "Considerações e recomendações", são realizadas as considerações finais, propostas e concluídos alguns pontos mais relevantes do tema desenvolvido.

Por fim, é apresentada a bibliografia que deu suporte ao trabalho.

2. Objetivos:

O objetivo geral do trabalho é o de desenvolver uma metodologia de cobrança em função dos usos da água, partindo da premissa de que a cobrança é um dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos de forma a:

- . Obedecer os limites e as restrições de qualidade ambiental definidos por padrões ou necessidades requeridos pela comunidade e usuários, sempre entendendo o meio ambiente físico, biológico e antrópico como um sistema único.
- . Permitir a aplicabilidade da tecnologia disponível em conjunto com os demais instrumentos de gestão ambiental e planejamento regional.
- . Obedecer o princípio da isonomia, segundo o qual, todos têm os mesmos direitos e obrigações.
- . Contemplar o sistema ambiental dinâmico estabelecido na introdução, abordando a questão do instrumento de gestão de recursos hídricos inserido no contexto ambiental.

Considerando estes princípios, busca-se a garantia da qualidade dos recursos hídricos através da cobrança que, inclusive, deve, a partir da distribuição espacial e temporal destes recursos, induzir o processo de ocupação do solo que resulte numa melhor qualidade ambiental.

3. Metodologia:

O presente trabalho trata do desenvolvimento teórico de um sistema de cobrança sobre os recursos hídricos para ser aplicado em casos reais.

Assim, para o desenvolvimento do sistema de cobrança, a metodologia utilizada baseia-se na leitura, pesquisa e recompilação bibliográfica, para posterior análise e ordenação das informações pertinentes ao assunto. Este processo culmina com a proposta de uma metodologia para a adoção da cobrança como instrumento de gestão dos recursos hídricos em função dos usos.

Como ilustração e para verificar de forma mínima a aplicabilidade do sistema proposto e em função da complexidade que os estudos de campo requereriam para sua efetiva implantação, optou-se pela simulação de um caso que representa a realidade, sem contudo obrigar-se ao rigor de uma situação real. Mesmo porque, a implantação de um sistema é tarefa para uma equipe interdisciplinar e não para uma pessoa.

4. Bases conceituais para a gestão dos recursos hídricos:

As peculiaridades:

O estudo e a análise de qualquer variável hidrológica estão sempre associados a um menor ou maior grau de incerteza (Beck, 1987). Os corpos de água superficiais e subterrâneos são partes indissociáveis do ciclo hidrológico, sendo as recargas transitórias dos aquíferos e a origem do escoamento básico nos cursos de água superficiais. Há eventos de grandes cheias e estiagens prolongadas com repercussões econômicas e sociais importantes.

Como em outros assuntos de igual complexidade, no caso de gestão dos recursos hídricos procura-se atingir a eficiência e a harmonia através de uma política para o setor, cujo sucesso depende, normalmente, da adequabilidade dos seguintes componentes:

- a. Suporte jurídico institucional e político.
- b. Programas adequados de investimentos.
- c. Fixação clara dos objetivos de curto, médio e longo prazos.
- d. Competência tecnológica para elaboração de planos e projetos que atendam aos objetivos fixados.
- e. Competência gerencial e tecnológica para implantação dos planos, avaliação dos resultados e realimentação do processo.
- f. Participação e apoio da sociedade em todas as etapas do programa.

As peculiaridades dos recursos hídricos exigem a dedicação de equipes técnicas interdisciplinares que compreendem hidrólogos, hidrogeólogos, engenheiros, agrônomos, sanitaristas, urbanistas, geógrafos, economistas, sociólogos e outros especialistas.

Havendo equipes interdisciplinares, existe a necessidade de técnicos com visão geral que as coordenem, com conhecimentos técnicos sólidos, mas não só os especializados, que detenham atributos pessoais de liderança e sejam capacitados para maior eficiência de caráter gerencial.

O aproveitamento harmônico dos recursos hídricos não será atingido através de medidas isoladas por maiores que sejam os investimentos em cada setor. Muito ao contrário, grandes investimentos feitos sem a visão integrada levam, via de regra, à ineficiência e ao conflito de usos, ocasionando desequilíbrio no meio ambiente.

A inadequada articulação das restrições ambientais:

A realidade é que o estilo de desenvolvimento implementado pelo Homem não articula corretamente as restrições ou características ambientais (susceptibilidades e vocações naturais) com os objetivos do desenvolvimento pretendido. No bojo dessa discussão existe o descompasso entre os interesses privados com os sociais. Afinal, a forma e a intensidade com as quais a sociedade humana se apropria dos recursos hídricos, nem sempre contemplam as leis naturais de crescimento, preservação, disponibilidade e de capacidade de assimilação de algum desequilíbrio ocasionado (Hurtado e D'Acuna, 1979).

Segundo Salvador (1990), este cenário é realçado na medida em que o enfoque sanitaria e corretivo prevalece sobre o ambiental e preventivo desde a época da implantação do controle de poluição das águas no Brasil. Aliás, a introdução do sistema de licenciamento de atividades potencialmente poluidoras - com ênfase dada ao tratamento individual das fontes poluidoras - fez com que o padrão de emissão e, assim, o enfoque corretivo continuasse a prevalecer.

Com o aumento dos conflitos e problemas oriundos deste sistema e enfoque, passou-se a utilizar outros mecanismos tendo como fim o controle da poluição dos recursos hídricos. Com o disciplinamento dos usos e ocupação do solo para proteção de mananciais de abastecimento público e a introdução do conceito de impacto ambiental, trazendo a reboque a necessidade de abordagens interdisciplinares, o problema da poluição ganhou uma nova dinâmica. É o início da concepção ambiental (Pires e Pereira de Souza, 1991a).

Mas, nem mesmo o surgimento dessa concepção ambiental que aborda de forma mais global os problemas de recursos hídricos - onde redescobriu-se que a água é integrante de um ciclo (com interface entre o solo, o ar e os demais fatores ambientais) fez com que amenizasse os conflitos oriundos dos usos concomitantes dos recursos hídricos. Faltam mecanismos e instrumentos para implementar modelos de gestão mais adequados à realidade atual.

Água como bem econômico:

As palavras economia e ecologia derivam da mesma raiz grega, "oikos", cujo significado é casa. Apesar disso, somente na década de 60 é que essas ciências

passaram a se aproximar e procurar alguns caminhos comuns com a finalidade de tentar equacionar problemas de qualidade ambiental. Recentemente, o objetivo de conciliar desenvolvimento econômico e conservação do meio ambiente vem atraindo cada vez mais estudiosos e a atenção da mídia (Pereira de Souza, 1989).

Por outro lado, já em 1923, o economista Prof. J. M. Clark, citado em Spencer (1979), define custo como sendo "um sacrifício que deve ser feito a fim de se fazer ou adquirir algo. A natureza do sacrifício, isto é, aquilo de que se abre mão, pode ser tangível ou intangível, objetiva ou subjetiva e pode tomar uma ou mais formas diferentes, como dinheiro, bens, tempo de lazer, renda, segurança, prestígio, poder ou prazer".

A formulação clássica do problema econômico fundamental costuma ser atribuída a Lionel Robbins (1969). A ciência econômica afirma-se como campo de conhecimento autônomo, voltado para o estudo das condições materiais de sobrevivência do ser humano, a partir da constatação da desproporcionalidade entre as necessidades e desejos de consumo do Homem e a quantidade de recursos produtivos (capital, terra e trabalho) disponíveis. A escassez destes recursos coloca à sociedade o problema de alocá-los e utilizá-los da forma mais eficiente possível.

Desta maneira, na medida em que uma determinada região se desenvolve (experimenta uma ocupação das atividades do Homem) e se torna mais intenso o uso dos recursos hídricos, maior o potencial de conflitos entre esses usos e maiores os riscos de degradação da qualidade dos corpos de água. No momento em que o binômio disponibilidade - utilização transforma a água em um bem escasso, passa a ser objeto da Economia, tornando-se um bem com valor econômico.

Nesse sentido, na elaboração de planos de desenvolvimento, a disponibilidade dos recursos hídricos (os recursos ambientais de forma geral) deve ser considerada como item a ser contemplado, passível de decisões econômicas, políticas, sociais e técnicas. Somente com a gestão destes recursos os usuários (a sociedade) terão a possibilidade de dispor de água na quantidade requerida para o desenvolvimento das atividades previstas.

Macedo (1989), menciona que "nenhum país tem oferta ilimitada de terra, trabalho, capital e de capacidade administrativa. Embora os recursos possam ser combinados de inúmeras maneiras diferentes, as possibilidades de produção em qualquer período de tempo são sempre restritivas. Toda sociedade é, portanto, forçada a tomar decisões acerca da melhor utilização de seus recursos".

Wonnacott e Wonnacott (1982) também comentam que a escassez é um problema econômico fundamental, visto que os desejos parecem não ter limites e os recursos são escassos e, assim, enfrenta-se situações em que é necessário escolher.

Cabe observar que o desenvolvimento econômico é parte integrante de um conjunto de valores e situações que definem a qualidade de vida da população.

Desta forma, de nada adianta para a qualidade de vida da população em geral, participar de uma economia com enorme PIB (Produto Interno Bruto), mas concentrada espacialmente nas mãos de poucos e com alta degradação ambiental.

Por isto, as propostas de racionalizar o uso dos recursos hídricos devem abordar, também, a distribuição espacial (territorial) das atividades, mesmo que este não seja o principal objetivo.

Afinal, segundo as Nações Unidas (WHO-1989), a projeção da população para o ano 2000 estima que o número de habitantes das maiores cidades da Terra serão:

Cidade do México	31 milhões
São Paulo	26 milhões
Tokyo	24 milhões
Nova Iorque e Shangai	23 milhões
Beijing e Rio de Janeiro	19 milhões
Bombay, Calcutá e Jakarta	17 milhões

O que evidencia que o modelo econômico do Terceiro Mundo concentra suas atividades e, também, a população.

Assim, a racionalização dos usos dos recursos hídricos "impõem-se pela necessidade de procurar evitar que a crescente escassez de água possa constituir obstáculo ao desejável desenvolvimento econômico-social", segundo Cunha (1980), pois muitas vezes, é um recurso insubstituível.

Mesmo porque, a água disponível para atender a demanda oriunda das necessidades das atividades do Homem deve apresentar padrões de qualidade que satisfaçam a cada um destes usos em quantidade suficiente para todos os fins (Van der Leeden, 1975).

Por isso, o conflito gerado pelos usos múltiplos dos recursos hídricos exige um esforço crescente das autoridades responsáveis por sua administração que, por sua vez, baseiam-se em uma série de parâmetros para que seja assegurado um conjunto de usos, a partir de uma garantia de que as águas possuam algumas características mensuráveis de natureza física, química e biológica e que esses parâmetros permaneçam em obediência a padrões de concentração e de tempo estabelecidos.

Considerando-se que agente poluidor das águas é toda forma de matéria ou energia que, ao ser introduzida em um sistema aquático, venha a alterar sua qualidade, prejudicando um ou mais usos definidos, o fenômeno da poluição ocorre sempre que as atividades humanas introduzirem um agente poluidor (Amaral e Silva, 1985). Assim, nos recursos hídricos, a questão do binômio disponibilidade-necessidades é complexa, na medida em que vários padrões de qualidade são exigidos pelos diferentes usos.

Com isso, Zuidema (1985), citado em Christofolletti (1988), enfatiza a "necessidade de investigação para os próximos anos e orientação dos esforços em busca de soluções adequadas para os problemas da gestão dos recursos hídricos nas áreas urbanizadas e industrializadas".

Já Hartmann (1987), citado em Christofolletti (1988), apresenta a necessidade de avaliar o potencial hídrico considerando que "as atividades humanas são dirigidas para a utilização dos sistemas naturais como um recurso, procurando transformar o potencial natural em valores econômicos".

Griffith (1989), por sua vez, comenta que entre as opções de instrumentos que se dispõem com apoio econômico para "formular uma política ambiental, inclui-se a cobrança, os subsídios para auxiliar o uso correto da terra, especificações de padrões de qualidade ambiental e dos métodos tecnológicos a serem utilizados para garantir a conservação da natureza". No entanto, a cobrança é mais adequada para um modelo econômico de livre iniciativa com liberdade de ação e localização

Além disso, segundo Amaral e Silva (1987), "é preciso lembrar que a maioria dos instrumentos eficientes do processo de planejamento do uso do espaço são de caráter preventivo".

Para Parlatore e Santos (1989), "enquanto o recurso natural escasso água não for incorporado ao mercado, a regulação da sua distribuição entre os usuários ficará

restrita a ações administrativas por parte do poder público que, tradicionalmente, não consegue viabilizar, de modo permanente, respaldo político-institucional que assegure a necessária equidistância e imparcialidade perante os diversos usuários interessados, gerando conflitos e situações de colapso econômico ou de calamidade pública". Os mesmos autores preconizam a cobrança sobre os usos da água como instrumento essencial para a utilização racional dos recursos hídricos.

Conflitos oriundos das disputas para utilizar a água:

O quadro da qualidade dos recursos hídricos, apesar dos esforços no sentido de controlar individualmente as fontes de poluição, é de progressiva degradação resultante das diferentes atividades humanas. Isto porque a carga remanescente de cada uma das atividades pode superar a capacidade de assimilação do corpo de água obedecido seus limites de classe - o padrão de qualidade - sem que, individualmente, sejam desrespeitados os padrões de emissão. Assim, podem trazer prejuízos evidentes ao meio ambiente, às condições de vida da população circundante e às atividades econômicas desenvolvidas na região.

Nesses casos, fica caracterizado a necessidade de se dispor de outros instrumentos de gestão dos recursos hídricos. Afinal, a aplicação da melhor tecnologia disponível tem limites, bem como a proibição de instalação de novas atividades poluidoras ou apropriadoras dos recursos hídricos cria uma situação de direito adquirido de poluir por aqueles que já estão se utilizando do corpo de água, fato que desrespeita o princípio da isonomia (mesmos direitos e obrigações para todos os cidadãos) e, ainda, o preceito constitucional de que a água é um bem comum. Bem comum é aquele que não pode ser oferecido a um sem ser oferecido a outro, mesmo que seja o seu uso e não sua propriedade. (Constituição Federal: art. 5 - I; art.20 - III e art. 22 - IV e art. 23 - VI).

Tais situações constituem exemplos típicos do que os economistas denominam externalidade negativa, ou seja, as atividades de uma empresa afetam desfavoravelmente outras pessoas ou firmas, sem que a fonte causadora seja responsabilizada por tanto. O que ocorre nestes casos é que o sistema de mercado mostra-se deficiente para fazer coincidir os custos privados e os custos sociais. Estes últimos, representados pela totalidade dos custos privados mais os custos derivados da poluição, obviamente são superiores às despesas efetuadas pelas empresas. Para que o bem estar da coletividade seja preservado, torna-se necessário, então, que as empresas sejam penalizadas pelos prejuízos causados ao meio ambiente sob a forma de um imposto, tarifa ou taxa cobrada sobre a sua atividade, o que permitirá

aproximação dos custos privados e sociais. Espera-se, além disso, que as receitas (arrecadações) obtidas sirvam, no mínimo, para amenizar as condições desfavoráveis criadas pelo agente poluidor.

4.1. Caracterização dos recursos hídricos:

Quando se está trabalhando com a questão ambiental, não se pode perder - em nenhum instante - a visão do todo, a integração entre as partes e o objetivo maior em que se insere a ação ou a atividade que se está se desenvolvendo, ou seja, o que ela representa na globalidade da questão ambiental.

Assim, na questão ambiental, sempre vale dizer que o todo é algo mais do que a simples soma das partes.

A título de ilustração segue as etapas do sistema de gestão ambiental apresentado neste capítulo 4 e que norteia todo o presente trabalho:

Figura 1: Constituição do sistema de gestão ambiental

Para que haja conciliação entre o desenvolvimento e a qualidade ambiental desejada ou requerida, vários procedimentos devem ser adotados. O conhecimento das características do meio ambiente e das atividades a serem implementadas é o princípio de tudo. Para o conhecimento do meio e dos processos, a atuação dos centros de pesquisa particulares e estatais, fundações, Secretarias de fomento à pesquisa, à fiscalização, à gestão, ao manejo e à conservação do meio ambiente é fundamental.

Como a ausência de informações impede a administração e o gerenciamento, somente após a caracterização ambiental definida é que deve se dar a intervenção do Homem, em qualquer nível. Isso porque é a partir da determinação das vocações e suscetibilidades naturais que a região passa a ser conhecida, permitindo que as potencialidades sejam exploradas, respeitando os limites de qualidade e a capacidade de suporte do meio ambiente. Exemplos como suscetibilidade à erosão e à capacidade do meio ambiente em assimilar determinados poluentes são esclarecedores do quão importantes são essas informações para que a exploração dos recursos hídricos e a ocupação do solo pelas atividades do ser humano se dêem em observância a certos limites ambientais (Baruqui e Fernandes, 1985, Bettine, 1984).

Na caracterização ambiental, independentemente do local, deve estar contemplada a questão do meio antrópico com todas as suas especificidades. Merece destaque o dinamismo que está presente nesta análise, na medida em que as questões sociais e econômicas apresentam uma grande capacidade de modificação, ou seja, um grande dinamismo.

Cabe observar que o conhecimento do meio e das atividades é uma condição necessária mas não suficiente. Para que seja atingida a qualidade desejada é preciso existir um sistema de gestão com suporte legal, onde estejam definidas as atuações dos envolvidos com a questão.

Assim, prosseguindo com o esclarecimento das etapas do sistema de gestão ambiental apresentado, é a partir do conhecimento das características do meio e das atividades, que se dá a investigação a respeito da compatibilização entre eles, através de um estudo de impacto ambiental.

Com os dados e informações oriundas destas etapas (caracterização ambiental e estudo de impacto ambiental), é montada uma estratégia, através da adoção de medidas de minimização de impacto ambiental, para que possam ser minimizadas as interferências consideradas adversas.

Para cumprimento desta etapa, as ações mitigadoras são analisadas e implantadas. Devem participar destas etapas de trabalho, todos os envolvidos, ou seja, empreendedor, sociedade organizada e governo, este último através das Secretarias pertinentes. A definição de necessidades é função da sociedade. Cabe aos técnicos verificar as soluções possíveis, à sociedade fica com a incumbência de decidir qual ou quais os melhores processos a serem adotado. Cabe destacar a atuação das

sociedades ambientalistas, na medida em que por muitos anos (início da década de 70 até final da década de 80) houve uma intensa atividade no sentido de esclarecer a população sobre o que ocorre no mundo e em especial no Brasil concernente às questões de meio ambiente, através de denúncias, intervenções judiciais ou manifestações públicas. Se houve excessos, também houve acertos.

Após a implementação das medidas mitigadoras e a adoção de programas ambientais, é preciso certificar-se de que os impactos benéficos e as medidas mitigadoras realmente atingirem aos objetivos propostos inicialmente. Assim, com o intuito de avaliar a eficácia das medidas adotadas e gerar condições para que haja uma realimentação do sistema ambiental como um todo, é instituído o monitoramento. Desta forma, os resultados não devem simplesmente aparecer como amostragem. Ao contrário, os resultados alcançados em cada etapa do monitoramento devem ter uma expectativa. Afinal, o monitoramento é o agente que deve gerar condições para que todo o sistema de gestão seja realimentado a cada novo instante e, por fim, testado em sua eficácia global. Mais uma vez devem entrar as Secretarias de Estado, as empresas públicas e privadas do setor, as universidades e centros de pesquisa.

Um outro aspecto a ser observado é que não deve ser confundido o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e o subsequente Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) de um determinado empreendimento com as etapas da gestão ambiental. Na realidade, o EIA/RIMA de um empreendimento qualquer somente, será executado convenientemente se houver um prévio conhecimento do contexto onde irá se inserir. Este conhecimento prévio é realizado pelas etapas da gestão ambiental, especificamente pela caracterização ambiental. O EIA/RIMA utilizará estas informações mais gerais e, quando necessário, irá aprofundar os estudos para o detalhamento que o projeto requer. Desta forma, a caracterização ambiental, que é uma etapa do sistema de gestão, orienta a localização mais adequada e dá diretrizes para os estudos mais aprofundados, como é o caso dos EIA/RIMA.

O meio ambiente de uma determinada região deve ser conhecido e monitorado para que possam ser executadas intervenções neste local com o mínimo de possibilidade de se manter os níveis de qualidade ambiental desejados. Cabe observar que a determinação das vocações, suscetibilidades e capacidade de suporte de uma região é imprescindível para consecução de planejamento (plano diretor, capacidade de uso do solo, etc.). Na avaliação da região como um todo é que a população mais deve participar, explicitando suas expectativas diante das necessidades colocadas.

A abordagem sistêmica do meio ambiente propicia uma aplicação próxima da realidade, o que permite uma aplicação efetiva e não fica sendo meramente um conhecimento estanque de alguns assuntos específicos tais como: ciclos biogeoquímicos, ciclo hidrológico, implantação de sistemas de tratamento de efluentes, adoção de medidas de controle de erosão, estudos de impacto ambiental restrito a uma pequena região (sem a necessária articulação com as regiões contíguas) ou estudos de ecossistemas e cadeia alimentar.

A inserção da cobrança como instrumento de gestão:

Uma importante consideração a ser feita, é que o presente trabalho pressupõe que a cobrança deve ser entendida como um dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos. Afinal, o objetivo maior do conhecimento do meio ambiente e das atividades, dos estudos de impacto ambiental e das medidas mitigadoras decorrentes, do monitoramento e mesmo do sistema de gestão adotado, é a garantia da qualidade dos recursos hídricos para atender às necessidades da sociedade. Se a cobrança é adotada partindo deste pressuposto e inserida neste contexto mencionado, não há espaço para que ela (cobrança) tenha outra finalidade a não ser instrumento de gestão para garantir a qualidade desejada dos recursos hídricos.

A título de ilustração, existem diversos instrumentos que a Política Nacional do Meio Ambiente dispõe para cumprir os objetivos previstos pela Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981. Entre eles:

- . o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental,
- . o zoneamento ambiental,
- . a avaliação de impacto ambiental,
- . o licenciamento e a revisão de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras,
- . as penalidades disciplinares ou compensatórias ao não cumprimento das medidas necessárias à preservação ou correção da degradação ambiental.

Na realidade a estratégia de implantação de cobrança sobre os usos dos recursos hídricos passa por uma definição de prioridades, que obrigatoriamente deve ser discutida com a sociedade organizada. Além disso, sendo a gestão dos recursos hídricos motivada pela escassez relativa de tais recursos, a informação ao público a respeito dos conflitos potenciais entre os usos da água é fundamental para que a motivação política se dê antes que condições de degradação irreversíveis sejam atingidas.

A caracterização ambiental e sua importância:

A ausência de conhecimento prévio das características do meio ambiente no qual pretende-se desenvolver alguma atividade, é uma das principais causas de desequilíbrio ambiental, uma vez que acarreta uma apropriação desordenada dos recursos naturais (muitas vezes através de comprometimentos irreversíveis), altos custos financeiros e econômicos para solucionar algum problema já existente e em altos custos (não só financeiros e econômicos) para manter a estrutura social e econômica em atividade (como exemplo, o abastecimento de água feito a partir de locais distantes).

A este respeito, a Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981 e a Lei nº 7.804 de 18 de julho de 1989, em seu artigo 9º, menciona:

"XI - a garantia da prestação de informações relativas ao Meio Ambiente, obrigando-se o Poder Público a produzi-las, quando inexistentes".

Assim, o conhecimento do meio ambiente, através do tópico denominado "caracterização ambiental", suas técnicas, utilizações, aplicações e importância merece lugar de destaque. Sem informação não há administração.

Pereira de Souza (1989) aborda esta questão que foi contemplado em diversos trabalhos, entre eles: Rocha (1985), Dajoz (1983), Orea (1978), Lamb et al. (1980), Goodman (1984), McAllister (1986).

Ferreira (1986/87) menciona que "o verdadeiro processo de planejamento não pode ficar alheio às aspirações das comunidades ou populações envolvidas, mas deve detectar respostas em seu próprio interior". Assim, a participação organizada da população é fundamental para legitimar o sistema de planejamento e de intervenção no meio ambiente. Sua participação deve se dar, fundamentalmente, na formulação do problema e na escolha da alternativa mais adequada.

Com a caracterização ambiental, pretende-se que as diferenças regionais existentes nos âmbitos social, cultural, econômico, biológico e do meio ambiente físico sejam respeitadas nas implantações das atividades do Homem. Quando ocorrerem problemas oriundos dessas implantações, eles devem ser através de uma adequação entre as diversas necessidades e formas de apropriação dos recursos naturais com a disponibilidade existente. Os limites do meio (suscetibilidades e capacidades de assimilação) definidos a partir da caracterização ambiental, devem ser observados

para que de forma mínima sejam garantidas a qualidade ambiental e a qualidade de vida.

Por fim, deve ser destacada a íntima relação entre a água, o solo, a atmosfera, enfim, todo o meio físico, o meio biológico e o meio antrópico. Ao comprometer a qualidade ou quantidade (poluir) ou alterar qualquer um destes meios, o Homem poderá, dependendo das condições vigentes, estar poluindo ou ocasionando desequilíbrios em outros meios interligados.

4.1.1. Quantidade de água:

A permanente circulação da água no planeta é conhecida pelo nome de ciclo hidrológico e segundo Wolman (1962) mencionado em Branco (1983) e Pereira de Souza (1989), a sua distribuição na Terra obedece o seguinte esquema:

Figura 2: Distribuição de água na Terra.

Fonte: Wolman (1962) citado em Branco (1983).

No contexto de ciclo hidrológico, o estudo de deflúvios tem duas situações importantes a serem consideradas:

. As vazões de cheia, responsáveis por inundações e riscos de comprometimento das obras ou outras atividades humanas. A nível de poluição, são importantes para o estudo de fontes difusas, para a avaliação da carga poluente decorrente do escoamento superficial e nos estudos hidrológicos para o dimensionamento e operação de reservatórios.

. As vazões mínimas, que refletem, na maioria das vezes, as situações mais desfavoráveis ou críticas de poluição. Afinal, sendo os padrões de qualidade das águas fixados em concentração de poluentes, passa a ser uma necessidade básica conhecer e administrar a vazão de um determinado corpo de água, inclusive as situações de vazões mínimas (Mattos, 1982).

Segundo Gumbel (1954) citado em Salvador (1990), "com a demanda cada vez maior de recursos hídricos e sua crescente poluição, as vazões mínimas passaram a ter mais interesse, sendo objeto de vários estudos a partir da década de 50".

O estabelecimento de uma vazão que reflita em segurança para a qualidade das águas e ao mesmo tempo não seja extremamente restritiva, faz com que os hidrologistas estabeleçam critérios para a adoção de medidas de controle de poluição que consigam refletir a vazão mínima de estiagem.

Segundo Santos e Assae (1979), citados em Salvador (1990), "evidentemente que se fosse adotado um intervalo de tempo relativamente grande, corria-se o risco de ser tomado como vazão crítica um valor médio muito otimista, pois poderia existir uma condição de estiagem muito mais severa nesse intervalo. Ao contrário, a adoção de um intervalo muito pequeno conduziria a uma vazão média mínima, que se considera como crítica, podendo ser ainda muito mais restritiva".

Cabe lembrar que o estabelecimento de vazões críticas está associado a uma probabilidade de ocorrência e, portanto, a riscos na adoção de valores.

Segundo Kay e Walker citados em Salvador (1990), "foram adotados inicialmente como padrão de referência, o intervalo de sete dias consecutivos de estiagem e o período de retorno de dez anos, para o controle de poluição no estado de Virginia, nos Estados Unidos, ainda na década de 60". Aliás, este procedimento foi adotado por diversos outros estados americanos, em diferentes situações.

Comenta Salvador (1990) que o intervalo de sete dias é considerado adequado, uma vez que minimiza as distorções oriundas das variações diárias e até mesmo erros de leitura nos aparelhos de medição. Quanto ao período de retorno de dez anos, a adequação se dá pelo fato deste período de retorno ser suficiente para garantir a vazão mínima com risco mínimo de ocorrência.

No Brasil, a Cetesb passou a utilizar a vazão mínima de sete dias consecutivos e

período de retorno de dez anos ($Q_{7,10}$) ainda na década de 70.

Em 1986, a partir da Resolução nº 20, o CONAMA recomendou a utilização do $Q_{7,10}$ para o estudo da capacidade de autodepuração de rios de Classes 2 e 3 em todo o território nacional.

O estabelecimento de critérios permite que haja bases para a efetivação de estudos comparativos. Assim, a recomendação da utilização do $Q_{7,10}$ é interessante por possibilitar este tipo de levantamento. No entanto, a adoção de um único critério para o Brasil todo pode gerar alguns problemas, pois há uma enorme variação de características no território brasileiro e estas peculiaridades regionais do meio físico devem ser respeitadas, mesmo porque, $Q_{7,10}$ nem sempre é a vazão mínima de referência mais adequada para todas as situações (por exemplo, nos casos onde ocorrem dificuldades de cálculo ou imprecisão do resultado).

A operacionalização da determinação da $Q_{7,10}$, que não é objeto deste trabalho, apresenta diferentes métodos, variando de acordo com as precisões dos dados disponíveis e necessidades. Entre estes métodos, podem ser destacados: distribuição de Gumbel, determinação gráfica, ajuste pelo método dos mínimos quadrados, correlação com outras vazões de referências, determinação a partir de dados pluviométricos e correlação com a área de drenagem da bacia hidrográfica.

4.1.2. A qualidade da água:

Segundo Branco (1991), "A água, como os demais recursos naturais da biosfera, é escassa e seu uso racional inclui a preservação de sua qualidade. A degradação desse recurso por problemas de poluição vem agravando as dificuldades para seu aproveitamento e intensificando sua escassez".

Composição das águas superficiais:

No ciclo hidrológico pode existir uma etapa onde a água atinge o solo e escorre sobre ele. Neste processo, ocorre o arraste e dissolução de uma série de materiais retirados do solo. Por sua vez, este material pode ser depositado em fundos de vale, corpos de água superficiais ou mesmo no oceano. A qualidade das águas superficiais depende das condições do meio físico da região (relevo, clima, pedologia e geologia), da vegetação e da influência do Homem.

Para Porto et al (1991), "a ação antropogênica sobre o meio aquático é talvez a responsável pelas maiores alterações na composição da água. Os rios vem sendo depositários de rejeitos por muitos anos, alterando profundamente o estado natural do meio aquático. Os esgotos sanitários lançam efluentes orgânicos, as indústrias uma série de compostos sintéticos e tóxicos, a agricultura é responsável pela presença de pesticidas e excesso de fertilizantes na água. As alterações da qualidade da água representam uma das maiores evidências do impacto das atividades humanas sobre a biosfera".

A composição da água subterrânea:

A litologia do aquífero é o fator que mais influe na composição química da água subterrânea. Os movimentos da água no solo são bastante lentos e ocorrem reações de solução, precipitação, adsorção e troca iônica nos filmes que a água forma com as superfícies minerais.

Segundo Cleary (1991), "o movimento da água e seus solutos através da zona não saturada tem sido estudado exaustivamente nos últimos anos porque esse é o meio de penetração de poluentes nas reservas subterrâneas de água. Poluentes de diversos tipos percolam até o aquífero a partir de áreas urbanas e rurais".

Afirma Rocha (1986), "se um modo geral, todos os sistemas aquíferos que ocorrem no território de São Paulo estão sujeitos à progressiva deterioração face aos impactos da ocupação urbana e industrial e da agricultura. Nas áreas urbanas, já se notam efeitos de superexploração de água subterrânea e de contaminação por esgotos e disposição inadequada de lixo doméstico e rejeitos industriais. As indústrias exploram as águas subterrâneas de forma intensiva e descontrolada, injetando, em muitos casos, seus rejeitos no sub-solo, por infiltração a partir de lagoas de estocagem, por espalhamento no solo ou por lançamento nos rios, transformados em canais de resíduos, alguns deles altamente tóxicos. No interior do Estado de São Paulo, as tecnologias de cultivo baseadas no uso indiscriminado de insumos "modernos" e agrotóxicos expõem os terrenos e as águas do subsolo poluição".

A contaminação das águas subterrâneas é um fenômeno muito preocupante, uma vez que a renovação das águas subterrâneas é extremamente lenta, o que faz, em muitas vezes, considerá-lo perdido. Segundo Van der Leeden (1975), citado em Pereira de Souza (1989), o tempo de reposição médio das águas superficiais variam entre 12 anos no caso dos rios a 430 anos para lagos, enquanto as águas subterrâneas

demoram 700 anos em média para reposição.

A contaminação pode se dar a partir de infiltração de efluentes de fossas sépticas, disposição de resíduos sólidos como lixo, aterros sanitários, vazamentos em tanques de armazenamento de produtos tóxicos como derivados de petróleo e outros. A agricultura também tem grande responsabilidade, contribuindo com a contaminação por agrotóxicos, nitratos, impurezas contidas nos fertilizantes ou mesmo a salinização do aquífero pela lixiviação de solos salinos irrigados.

Segundo Rocha (1986), "embora as águas subterrâneas sejam naturalmente mais bem protegidas dos agentes contaminantes do que os rios, os processos de poluição dos aquíferos são lentos (as velocidades de fluxo nos aquíferos variam geralmente de poucos centímetros a poucos metros por dia), podendo levar alguns anos para que seus efeitos sejam produzidos".

Nesse sentido, acrescenta o Centro Panamericano de Engenharia Sanitária - CEPIS (1989a), ainda que a água subterrânea seja um recurso natural renovável, se não houver uma política de prevenção, a poluição dos aquíferos pode tornar este recurso inutilizável por centenas de anos. Mesmo porque, os custos de despoluição de um aquífero subterrâneo são extremamente elevados e, na maior parte da vezes, inviáveis economicamente.

Padrões de qualidade e classificação dos recursos hídricos:

Com a finalidade de avaliar as condições de poluição e as alterações da qualidade de um corpo de água, há necessidade de estabelecer formas de acompanhamento da variação de indicadores da qualidade de água. Para tanto, a definição de um conjunto de parâmetros significativos para cada situação deve ser estabelecido. Após este estabelecimento, deve ser adotado um critério de gerenciamento, onde se insere o processo de monitoramento e acompanhamento das variações dos indicadores.

A definição dos usos dos recursos hídricos é a base para a classificação dos corpos de água e o estabelecimento do padrão de qualidade.

Para tanto, a participação dos usuários da água e da sociedade organizada no processo de definição de prioridades e dos usos, permite que haja uma maior legitimidade neste processo.

A partir da definição dos usos a que se destina o corpo de água, procede-se o seu enquadramento, ou seja, o estabelecimento do nível de qualidade (classe) a ser obedecido ao longo do tempo.

Assim, o enquadramento do corpo de água permite a definição de um programa de controle preventivo e corretivo de poluição, de forma a permitir que o recurso hídrico se mantenha nas condições exigidas de modo a atender aos usos previamente definidos (Amaral e Silva, 1987).

Há, inclusive, a Resolução nº02/86 do CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente, que trata do enquadramento dos corpos de água para diferentes usos.

Resolução CONAMA nº 20 de 18.06.86:

A Resolução nº 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, de 18 de junho de 1.986, estabeleceu a classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional, substituindo a anterior, a Portaria nº 13 de 15 de janeiro de 1.976, do Ministério do Interior.

Segundo Amaral e Silva (1987), a Resolução nº 20 mantém e reforça "o poder da autoridade de controle ambiental de intervir no uso do espaço para proteger a qualidade das águas, caracterizadas como atuais ou potenciais mananciais, estabelecendo exigências legais que impedem a instalação e a operação de atividades humanas que, por sua natureza, não consigam obedecer aos limites estabelecidos para o lançamento de resíduos".

No entanto, cabe observar que a referida Resolução do CONAMA, apresenta alguns problemas de ordem operacional, entre eles, o grande número de parâmetros, alguns deles de difícil medição. O cuidado na determinação dos parâmetros deve ser muito grande, na medida em que apenas um deles pode tirar o corpo de água de sua classificação pretendida.

Impurezas mais freqüentes encontradas nas águas naturais:

A título de ilustração, segue lista com as impurezas mais freqüentes encontradas nas águas naturais, de acordo com a origem, proposta por Tchobanoglous e Schoroeder e citados em Porto, Branco e Luca (1991).

ORIGEM: Contato da água com minerais, solos e rochas.

- . Impurezas dissolvidas: cálcio, ferro, magnésio, manganês, potássio, sódio, zinco, bicarbonato, carbonato, cloretos, nitratos, fosfatos, silicatos e sulfatos.
- . Coloidais: argila, sílica, óxidos de ferro e alumínio, dióxido de magnésio.
- . Em suspensão: argila, silte e areia.
- . Gases: gás carbônico.

ORIGEM: Atmosfera, chuva.

- . Impurezas dissolvidas: hidrogênio, bicarbonatos, cloretos e sulfatos.
- . Em suspensão: poeira e pólen.
- . Gases: gás carbônico, nitrogênio, oxigênio, dióxido de enxôfre.

ORIGEM: Decomposição de matéria orgânica no meio ambiente.

- . Impurezas dissolvidas: amônia, hidrogênio, sódio, cloretos, nitritos, nitratos, sulfitos, radicais orgânicos.
- . Em suspensão: solo orgânico, resíduos orgânicos.
- . Gases: Amônia, gases carbônico e sulfídrico, hidrogênio, metano, nitrogênio e oxigênio.

ORIGEM: Organismos vivos.

- . Coloidais: bactérias, algas e vírus.
- . Em suspensão: Algas, zooplânctons, peixes.
- . Gases: Amônia, gás carbônico e metano.

ORIGEM: Fontes antropogênicas (atividades antrópicas).

- . Impurezas dissolvidas: íons inorgânicos, metais pesados, moléculas orgânicas e cor.
- . Coloidais: organoclorados, corantes, bactérias e vírus e outros organismos vivos.
- . Em suspensão: sólidos inorgânicos, compostos orgânicos, óleos e graxas
- . Gases: cloro, dióxido de enxôfre

4.2. Estudos de impactos nos recursos hídricos:

Bolea (1984), define impacto ambiental como uma alteração, favorável ou

desfavorável, no meio ambiente ou em algum de seus componentes, produzida por uma determinada ação ou atividade. Os impactos podem ser diretos ou indiretos, podem manifestar-se a curto ou a longo prazo, ser de curta ou longa duração, reversíveis ou irreversíveis, de natureza cumulativa e sinérgicos. Estas características podem dificultar a simples identificação dos impactos sobre o meio ambiente, ainda mais quando se pretende qualificar e quantificar estes impactos. Afinal, a valorização dos impactos ambientais apresenta uma subjetividade intrínseca.

A função do EIA/RIMA:

A avaliação de impactos ambientais (AIA) tem origem, como atividade sistematizada e institucionalizada, com o "National Environmental Policy Act"- Nepa, promulgado em 1969 nos Estados Unidos. Foi a partir da conferência de Estocolmo em 1972, entretanto, que passou a ser gradativamente incorporada pelo processo decisório em outros países, como a França em 1976 (Canter, 1977, Magrini, 1990).

No Brasil, a AIA foi instituída em 1981 como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente pela Lei Federal nº 6.938/81 e sua regulamentação através do Decreto nº 88.351/83. No entanto, somente em 23 de janeiro de 1986, a partir da Resolução CONAMA nº 001, é que foram baixadas as primeiras orientações e detalhes para a realização e aplicação do Estudo de Impacto Ambiental - EIA.

Embora a análise de impactos ambientais provocados por determinadas ações humanas já existisse, com graus diferenciados de exigência, em alguns países, estes dois marcos introduzem uma nova dimensão no tratamento da questão. Se, por um lado, torna-se parte integrante e efetiva das políticas ambientais das diferentes nações, por outro, adquire nova concepção, incorporando não só a análise dos aspectos físicos e biológicos, mas também dos impactos sociais.

Na realidade, após duas décadas de experiência, algumas modificações ocorreram no processo de tomada de decisões, na medida em que houve uma inserção das questões ambientais neste processo, fazendo com que os métodos utilizados para a mensuração e a avaliação dos impactos ambientais se tornassem bem mais específicos e dirigidos para cada um dos casos a serem contemplados.

Definição de avaliação de impactos ambientais e suas fases:

O Estudo de Impacto Ambiental é um dos instrumentos de gestão ambiental. Ele auxilia

na tomada de decisões e está inserida na política global de gestão, articulando com as demais etapas e outros instrumentos.

Segundo Canter (1977), "impacto ambiental de um projeto é a diferença entre a situação do meio ambiente futuro modificado pela realização do projeto e a situação do meio ambiente futuro tal como teria evoluído sem a execução do projeto".

Portanto, as avaliações de impacto ambiental são estudos realizados para identificar, prever e interpretar, assim como prevenir as consequências ou efeitos ambientais que determinadas ações, planos, programas ou projetos podem causar à saúde, ao bem-estar humano e ao entorno. Desta forma, o caráter preventivo é o conceito predominante dos projetos da área ambiental, que também avaliam as diferentes possibilidades e alternativas bem como as ações mitigadoras dos prováveis impactos e plano de monitoramento se houver.

O monitoramento propicia uma realimentação fundamental para a avaliação, que opera, freqüentemente, com um elevado grau de incerteza.

Outro aporte importante desta concepção é a incorporação do público em diferentes fases do processo, reduzindo assim o nível de subjetividade presente na avaliação. Esta prática, embora polêmica e de complexa operacionalização, começa a ser adotada de forma crescente em alguns países como os Estados Unidos da América. Aliás, além de melhor definir as necessidades e identificação dos problemas e interferências, a participação da comunidade legitima o processo EIA/RIMA.

4.2.1. Poluição das águas e comprometimento de uso:

Segundo Arnold Toynbee "A biosfera é estritamente limitada em seu volume, por isso, contém um estoque também limitado de recursos de que as várias espécies de seres vivos têm de lançar mão para se manterem. Alguns desses recursos são renováveis; outros, insubstituíveis".

A poluição das águas pode ser enfocada sob dois aspectos: o sanitário e o ecológico. Na abordagem sanitária, a poluição fica caracterizada por quaisquer modificações nas qualidades químicas, físicas ou biológicas da água que afetem diretamente o Homem ou prejudiquem a sua utilização. No que se refere ao conceito ecológico, a poluição é definida quando existe alguma alteração que cause a ruptura nos ecossistemas aquáticos naturais. (Silveira e Sant'Anna in Margulis, 1990).

Os processos de produção utilizados para extração da matéria-prima e transformação em uma multiplicidade de produtos para fins de consumo, fizeram com que houvesse uma crescente apropriação dos recursos hídricos, inclusive com a disposição de uma quantidade também crescente de poluentes de origem líquida ou que venham a por em risco a qualidade da água.

Quanto aos poluentes da água, eles podem ser classificados em função de seu estado (matéria em suspensão ou em solução), de sua natureza (matéria orgânica ou mineral) e de sua ação sobre os organismos vivos (matéria biodegradável, biorresistente ou tóxica).

Segundo Silveira e Sant'Anna in Margulis (1990), Braile e Cavalcanti (1979), Pessoa e Jordão (1982) e Metcalf e Eddy (1985) os principais contaminantes decorrentes de despejos industriais e domésticos, bem como algumas formas de definí-los quantitativamente, são abordados em literatura específica e vasta. Não cabe discorrer sobre os assuntos no presente trabalho, apenas sucintamente apresentar alguns deles a título de ilustração:

Os sólidos se apresentam em diferentes formas, dependendo do seu tamanho: partículas finamente divididas formam soluções (sólidos dissolvidos e colóides) e partículas maiores, suspensões (sólidos suspensos). Os sólidos de grande tamanho precipitam-se rapidamente, originando depósitos de sedimentos (sólidos sedimentáveis). A matéria sólida pode ainda ser classificada em fixa (sólidos inorgânicos) e volátil (sólidos orgânicos).

Deve ser observado que, todas estas formas de sólidos são facilmente determinadas em laboratórios através de procedimentos diversos, envolvendo decantação, evaporação, calcinação, filtração e pesagem.

Há, também, diversos organismos patogênicos que podem ser encontrados nos despejos domésticos e nos efluentes de abatedouros de animais. A presença destes organismos, dependendo da concentração, pode provocar sérios problemas de saúde pública, como é o recente caso da cólera nos países sul-americanos.

No caso do nitrogênio e do fósforo, eles são elementos nutrientes essenciais ao crescimento vegetal. Quando lançados ao ambiente, podem provocar uma proliferação excessiva e indesejável na vida vegetal aquática, fenômeno conhecido como

eutrofização. Quando lançados em grande quantidade no solo, podem poluir a água subterrânea. Em laboratório, o nitrogênio pode ser medido nas diversas formas que se encontra na natureza: nitrito, nitrato, amoniacal e orgânico. Quanto ao fósforo, a predominância é o seu aparecimento como fosfatos.

Os compostos orgânicos biorresistentes, ao contrário dos biodegradáveis, não são passíveis de degradação biológica, ou o são em grau muito reduzido e tendem a resistir aos tratamentos convencionais. Exemplos típicos são os detergentes, os fenóis e os agrotóxicos.

Os metais pesados pode ser introduzidos na água como resultantes de atividades industriais, tais como: papel, petroquímica, cloro, fertilizantes, refinaria, siderúrgicas, veículo e aviões entre outras (Fellenberg, 1980 in Margulis et al, 1990).

Deve ser observado que, mesmo em concentrações ínfimas (10^{-3}g/l), algumas substâncias tais como os agrotóxicos e os metais pesados são altamente danosos ao Homem e ao meio ambiente. No entanto, a detecção em concentrações reduzidas é muito dispendiosa e exige técnicas e aparelhagem sofisticadas, o que é um sério agravante para o uso indiscriminado destes produtos.

Sólidos inorgânicos dissolvidos, como os sais de cálcio e sódio, sulfatos e cloretos, embora considerados habitualmente como não-tóxicos, quando em concentrações muito elevadas podem ter ações nocivas ao meio ambiente.

Objetivos do tratamento das águas residuárias:

Os métodos intensivos de tratamento de águas residuárias se desenvolveram, em princípio, como resposta aos problemas de saúde pública e às condições adversas pelo despejo de águas residuárias ao meio ambiente.

Segundo Metcalf e Eddy (1985), de forma geral, os primeiros objetivos do tratamento de água residuária eram:

- . Eliminação da matéria em suspensão sedimentável e flotante.
- . O tratamento da matéria orgânica biodegradável.
- . A eliminação de organismos patogênicos.

Na realidade, estes objetivos permanecem válidos até hoje, na medida em que, nem mesmo os primeiros objetivos foram atingidos se considerados a escala mundial. No

entanto, tem havido uma retomada de esforços para a realização das metas iniciais, principalmente como consequência de:

- . Maior conhecimento do efeitos nefastos do descontrole das águas residuárias e suas consequências.
- . O desenvolvimento de uma preocupação nacional com as questões ambientais.
- . A necessidade de obtenção de respostas para o fracasso da gestão dos recursos hídricos até o momento.
- . O crescente conhecimento científico especialmente das áreas de química, bioquímica e microbiologia, aplicado no tratamento de resíduos e a possibilidade de aplicá-lo em benefício da comunidade.
- . A necessidade de conservar os recursos naturais e, em alguns casos, de reutilizá-los.

Além destas questões gerais, a eliminação de substâncias como fósforo, nitrogênio e compostos tóxicos são exemplos de novas necessidades em áreas específicas.

Em um procedimento normal, uma vez estabelecidos os objetivos de tratamento para um projeto específico e atendidos a legislação e os procedimentos estaduais e federais, a determinação do grau de tratamento é obtido comparando as características da água residual e as exigências do efluente tratado.

Princípios de tratamento:

Atender à legislação de controle vigente é a primeira etapa, ou seja, atender aos padrões de emissão e qualidade. A partir daí, deve ser escolhido um sistema de tratamento para atender ao objetivo com viabilidade técnica, econômica e financeira. No entanto, é a gestão do conjunto destas atividades que garante, efetivamente, o padrão de qualidade do corpo de água receptor.

Eficiência de tratamento:

Segundo Luca (1991), quanto ao grau de eficiência das diversas unidades de tratamentos de efluentes, têm-se:

- . Tratamento preliminar ou pré-tratamento: remoção de sólidos grosseiros, remoção de gorduras e remoção de areia.
- . Tratamento primário: decantação, flotação, digestão do lodo, secagem do lodo sistemas compactos (decantação e digestão).
- . Tratamento secundário: filtração biológica, lodos ativados, decantação intermediária

ou final, lagoas de estabilização.

. Tratamento terciário: lagoas de maturação, desinfecção, remoção de nutrientes, remoção de complexos orgânicos.

Ainda segundo Luca (1991), o tratamento preliminar é utilizado para remoção de material inerte, de tóxicos ao tratamento biológico, no controle de pH, de temperatura e nutrientes para o tratamento biológico secundário.

O tratamento primário é utilizado na separação sólido/líquido, separando, por exemplo, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) dissolvida da DBO suspensa, e encaminhando-as para processos de tratamento diferenciados.

O tratamento secundário, tanto biológico quanto físico-químico, é usado para a remoção da DBO solúvel, com a geração de lodo. O lodo deve ser tratado por uma série de operações e processos unitários.

O tratamento terciário é utilizado para remover nutrientes, microrganismos patogênicos e para um polimento final nos sólidos em suspensão.

Na eliminação de contaminantes (ou impurezas) presentes na água residuária, Metcalf e Eddy (1985) mencionam as seguintes operações e processos unitários e sistemas de tratamento:

- . Sólidos em suspensão: sedimentação, aeração, filtração, flotação, adição de polímeros ou reativos químicos, coagulação e sedimentação, disposição no solo.
- . Matéria orgânica biodegradável: lodos ativados, filtros biológicos, lagoas, sistemas físico-químicos, filtração em areia, disposição no solo.
- . Patogênicos: Desinfecção, lagoas de maturação e polimento, disposição no solo.
- . Remoção de nitrogênio: sistemas de películas biológicas de desnitrificação, volatilização de amônia, troca iônica, cloração, disposição controlada no solo.
- . Metais pesados: precipitação química, troca iônica, disposição controlada no solo.
- . Sólidos inorgânicos dissolvidos: troca iônica, osmose reversa

4.2.2. Modelos de qualidade e de qualidade de água:

A utilização de modelos matemáticos aplicados na qualidade da água é ampla e variada. Os projetos de estações de tratamento de água e efluentes líquidos, a simulação de acidentes de diferentes níveis de riscos, a otimização de usos possíveis

nos corpos de água e muitos outros exemplos de situações onde os modelos matemáticos podem simular, prever ou otimizar os usos e qualidade da água (Barth et al, 1987, Beck e Finney, 1987, Burn e McBean, 1985, Ciriani et al, 1977)

Quanto ao comportamento dos poluentes em um determinado corpo de água é função de uma série de características do poluente em questão, tais como: densidade, temperatura, solubilidade em água, volatilização, biodegradação, adsorção e absorção entre outros. Além disso, depende, também, do comportamento e característica do corpo de água: a capacidade de suporte, a vazão, a saturação, a turbulência (processo de mistura entre o meio aquático natural e o poluente), nível trófico, se é um rio ou um reservatório (ambientes lóticos ou lênticos) e outros.

Desta forma, a adoção de um determinado modelo matemático é uma decisão que deve ser tomada, baseada em criterioso estudo teórico e de campo. Este tipo de decisão rebate, inclusive, na dimensionalidade do fenômeno a ser avaliado.

Os modelos matemáticos utilizados em recursos hídricos podem ser determinísticos ou estocásticos. Na estrutura determinística, eles relacionam causa e efeito de maneira exata e, geralmente, envolvem parâmetros físico-químicos que são características determinísticas do meio. Os modelos estocásticos, ou de estimativa de probabilidade, envolvem parâmetros estatísticos que não são facilmente reconhecíveis como características físico-químico do meio. Suas previsões são baseadas em tendências de conjuntos de dados que os impedem de fornecer estimativas exatas, quando ocorrem mudanças no sistema e nenhum dado novo é coletado após tais mudanças. Requerem bases de dados extensas e completas para serem acurados.

Segundo Eiger (1991), "pode-se encontrar na literatura uma série enorme de artigos e livros lidando com o problema de modelação em recursos hídricos, partindo-se de uma equação diferencial de transporte e resolvendo esta equação analítica ou numericamente. Longe de ser uma decisão acadêmica, este problema pode ter profundos reflexos sobre decisões a serem tomadas com relação ao problema de qualidade da água".

Além disto, é necessário realçar que o estado da arte desse segmento do conhecimento humano está extremamente evoluído, com modelos complexos e bastante sofisticados à disposição dos usuários. Por outro lado, esses megamodelos são pródigos em parâmetros e extremamente exigentes com relação a dados, o que nem sempre é muito fácil de ser atendido, principalmente pelas condições dos países

em desenvolvimento. Desta forma, segundo Eiger (1991), a recomendação é que se busque, sempre que possível, a utilização de modelos simples, parcimoniosos no número de parâmetros e cujas hipóteses básicas possam ser entendidas e alteradas, quando necessário, antes de serem utilizados os modelos mais complexos.

No que se refere a água subterrânea, Cleary (1991), menciona que o "planejamento e a gestão dos recursos hídricos subterrâneos, assim como a proteção e limpeza de aquíferos, dependem da competência para se quantificar o fluxo e o transporte de contaminantes nas águas subterrâneas. Esta quantificação pode ser realizada de diversas maneiras, incluindo-se medidas de campo e modelagem matemática. A abordagem através das medidas de campo é a mais direta e normalmente pode-se conseguir resultados mais acurados. Entretanto, raramente é utilizada com exclusividade, devido aos seus altos custos e longos prazos (a água subterrânea move-se muito lentamente, podendo requerer vários anos para se caracterizar seu comportamento) ou, por ser, em certos casos, inaplicável. A abordagem quantitativa utilizada com maior frequência pelos órgãos governamentais e empresas de consultoria americanos e europeus é a modelagem. Os modelos utilizados podem ser físicos, elétricos ou matemáticos, sendo estes últimos os mais populares desde o final dos anos 60. Como o nome indica, um modelo matemático é uma equação ou série de equações que simulam e prevêem respostas físico-químicas de um aquífero sujeito a perturbações, tais como poços de injeção ou extração ou a migração de um resíduo tóxico".

Dentre os estudos relativos à distribuição espacial e temporal de um constituinte em um meio fluido pode-se destacar: Princípio de conservação da massa, difusão molecular, difusão advectiva, difusão turbulenta e dispersão longitudinal.

As características tecnológicas, físicas, econômicas, sociais e políticas de um projeto são reunidas em um objetivo único, avaliável quantitativamente por meio da "função-objetivo". Portanto, a função objetivo relaciona explícita ou implicitamente as informações essenciais necessárias a uma classificação ou seleção racional de alternativas.

Esta função permite comparar várias alternativas e determinar qual a mais vantajosa técnica e economicamente (Occhipinti, 1976).

A implantação de programas para que sejam atingidos os objetivos regionais de qualidade de água, especialmente nas áreas mais desenvolvidas do mundo,

freqüentemente envolve substanciais investimentos de capital e mudanças nas atitudes públicas relativas à gestão dos recursos hídricos. O impacto econômico pode incluir não somente o custo de facilidades designados para reduzir a descarga de contaminantes nos corpos de água natural ou promover a qualidade do corpo receptor, mas também pode promover o desenvolvimento econômico em uma particular região ou bacia, sem muitas limitações ou restrições contínuas.

A necessidade de modelar as diversas situações encontradas nos recursos hídricos, tem estimulado o desenvolvimento e aplicação de uma larga gama de modelos matemáticos para predição de vários impactos físicos e econômicos de alternativas de planos e políticas de controle de poluição.

Os principais motivos de existirem muitos modelos de qualidade de água estão relacionados com as características específicas de poluição e de particularidades hidrológicas de cada sistema de rios ou bacia hidrográfica. Afinal, há muitas situações diferentes que devem ser representadas.

No entanto, cabe observar que para cada situação específica, o modelo apropriado e os dados requeridos dependem do objetivo a ser alcançado. Uma vez decidido, o modelo tem que ser desenvolvido, calibrado, verificado e executado dentro dos limites de tempo e recursos financeiros e técnicos disponíveis. (Loucks, 1981)

O desenvolvimento de modelos matemáticos não faz parte dos objetivos deste trabalho, assim, a este respeito deve ser consultada a vasta bibliografia específica, mencionada em Loucks (1981), Reis (1990), Thomann (1972) e Biwas (1976).

4.2.3. Análise de risco:

Segundo Philipson e Napadensky (1982), risco é a probabilidade de ocorrência de uma perda ou consequência específica, devido a falha ou falta ou mesmo a um evento externo.

Para Organização Panamericana da Saúde e Organização Mundial da Saúde - OPS/OMS (1978) a conceituação de risco contempla conceitos estatísticos sobre a freqüência esperada de efeitos indesejáveis.

Mesquita et al. (1977) definem risco como a "probabilidade de ocorrência de um dano quando se utiliza uma substância de um determinado modo e numa particular

quantidade".

Philipson e Napadenky (1982) mencionam o "risco aceitável" como sendo determinado nível de risco de uma atividade perigosa, julgada por um elemento particular da sociedade, ser suficientemente baixo, de forma a permitir a continuação ou instituição da atividade. Observa, também, que o referido julgamento não necessariamente será similar ao feito por outros elementos da sociedade. Comenta, ainda, que o processo de desenvolvimento da avaliação é a "avaliação de risco".

Conforme Kim (1981), mencionado em Gasi (1986), haveria riscos voluntários e involuntários. "Os voluntários seriam aqueles que são conhecidos pelas pessoas, que a eles se submetem de livre e espontânea vontade, como fumar, beber, etc. Riscos involuntários seriam aqueles aos quais estamos expostos, mas que não podemos controlar, tais como respirar ar poluído, entre outros".

Para Kastenberg e Solomon (1985) "o conceito de risco envolve uma combinação matemática de dois componentes: as conseqüências resultantes de um evento indesejável e sua freqüência de ocorrência.

A UNEP - United Nations Environment Programme (1985) in Margulis (1990), afirma que risco é um termo que tem sido usado para expressar conceitos diferentes, a saber:

a. Risco direto é a probabilidade de que um determinado evento ocorra, multiplicada pelos danos causados por seus efeitos, ou seja, o risco direto é equivalente ao valor esperado dos danos. Quanto ao risco de ocorrência de catástrofe é um caso especial de risco direto, uma vez que a probabilidade de ocorrência do evento é baixa, mas suas conseqüências são muito prejudiciais.

b. Risco percebido pelo público. A percepção social do risco depende em grande parte de quem é o responsável pela decisão sobre aceitá-lo ou não. Quando um indivíduo corre um dado risco, voluntariamente, ele o aceita bem melhor. Além disso, a facilidade de compreensão do risco que se corre, a existência de uma experiência histórica a respeito e a informação pelos meios de comunicação são fatores que influenciam a percepção dos riscos pelo público.

O gerenciamento dos riscos tecnológicos envolve sua identificação, mensuração, avaliação e controle. A quantificação dos riscos está, em geral, sujeita a grande margem de incerteza. Mas a fase de avaliação é a mais delicada, por envolver

juízo de valor e necessitar, portanto, da participação do público na tomada de decisão. De um modo geral, o critério "tão baixo quanto possível" é amplamente reconhecido como adequado para o controle de risco, porém sua aplicação enfrenta grandes obstáculos, na prática. Uma possível alternativa é a internalização dos riscos por via de uma política governamental de dissuasão, através da tarifação sobre os usos da água, por exemplo.

Segundo Beaud et al (1988), "é importante, contudo, quebrar o hábito de raciocinar sobre o risco em termos estatísticos e parciais: nesse enfoque, cada nova central nuclear ou cada novo rejeito gasoso na atmosfera pode parecer um risco definido e limitado que pareça razoável aceitar, mesmo que ainda não se conheça seu impacto exato, pois a probabilidade de uma catástrofe tecnológica irreversível resultante disso mostra-se pequena. Mas esse modo de raciocinar, adequado para seguros de automóvel, não faz sentido quando se trata de eventos que colocam em perigo a biofera para futuras gerações". Entre estes, encontram-se os efeitos cumulativos dos impactos ambientais da queima de combustível fóssil (efeito estufa, poluição atmosférica, etc).

Segundo La Rovere in Margulis (1990), "além dos impactos ambientais que acompanham a operação normal das instalações de produção e uso da energia, as tecnologias energéticas engendram riscos de acidentes, catástrofes e desvios de seu uso para fins indevidos, com grandes prejuízos potenciais para o meio ambiente. O caso da energia nuclear é sem dúvida o mais importante neste campo, mas, em outra escala e com características diversas, também as barragens hidrelétricas, as biotecnologias, as minas de carvão, os poços, as refinarias e o transporte de petróleo, entre outros, apresentam riscos tecnológicos que têm de ser considerados".

Para Cunha (1980), há algumas incertezas, nas questões ligadas aos recursos hídricos, que merecem especial atenção:

- a. Relacionadas com os fenômenos naturais que condicionam as disponibilidades dos recursos hídricos.
- b. Relacionadas com as insuficiências de informações disponíveis muito corrente tanto em relação aos dados hidrológicos como aos dados econômicos, sociais e ambientais, o que condiciona o rigor da avaliação da situação real.
- c. Associadas às dificuldades da previsão do futuro, o que condiciona o rigor das projeções da procura da água e que tende a aumentar quando o prazo da previsão se alarga.

- d. Relacionadas com as limitações da compreensão dos processos naturais, tecnológicos e econômicos que condicionam os problemas dos recursos hídricos.
- e. Relacionada com a validade dos modelos a que se recorre para analisar os problemas dos recursos hídricos.

As técnicas de análise de sistemas atualmente utilizadas procuram na medida do possível, definir as soluções ótimas, mesmo em presença de incertezas. A análise compreende três fases: identificação das várias origens de incerteza, a caracterização quantitativa dos diversos tipos de incertezas e, finalmente, a incorporação da incerteza no processo de análise e conseqüente determinação da solução em face das incertezas consideradas.

Deve ser observado que a idéia de risco sempre envolve conceitos estatísticos e pressupõe um valor ou uma graduação do nível do mesmo. Para Gasi (1986), o conceito de risco está associado ao de "avaliação de risco".

Análise Ambiental é definida segundo Simon (1985), mencionado em Gasi (1986), como sendo "o estudo da metodologia para estimar ou prever mecanismos e taxas de entrada, transporte e destinação final dos contaminantes entre os diversos componentes da ecosfera, bem como mecanismos, tipos e taxas de fenômenos de transformação dos mesmos e finalmente seus efeitos sobre o meio ambiente, seres vivos e processos naturais".

De acordo com Philipson e Napadensky (1982), análise de risco é a sistematização integrada de determinados riscos e a sua importância em um dado contexto. Esta operação consiste em duas atividades: a estimativa de risco e a avaliação de risco. Estimativa de risco significa probabilidades de ocorrência de possíveis conseqüências negativas que podem resultar de uma determinada atividade perigosa. Avaliação de risco consiste na avaliação da aceitabilidade do risco estimado. Cabe destacar que as metodologias e os objetivos da avaliação de riscos estão intimamente ligadas.

Segundo Conway, mencionado em Simon (1984) e citado em Gasi (1986), no que se refere à metodologia da análise de risco ambiental, pode-se utilizar quatro linhas metodológicas:

- a. Linha "estocástica", em que grande número de informações e dados são obtidos e são estabelecidas correlações estatísticas com o objetivo de prever o comportamento em diferentes situações. Por exemplo, o comportamento de contaminantes presentes

em determinado meio.

b. Linha "determinística", em que modelos matemáticos são utilizados para prever a possibilidade de ocorrência de um determinado evento, por exemplo, as transformações que um contaminante pode sofrer em função das características do meio em função do vento, chuva, temperatura, etc.

c. Linha do "produto químico base", em que o comportamento ambiental é avaliado como na linha determinística, porém os resultados são confrontados com dados já conhecidos sobre o comportamento ambiental de contaminantes de estrutura química semelhante. Por exemplo, PCB's (bifenil-policlorado) em relação ao DDT - .

d. Linha do "microcosmo", em que um ecossistema é construído em escala laboratorial e o contaminante em questão é introduzido em condições controladas, sendo observados os efeitos transitórios e finais sobre o ecossistema como um todo.

Deve ser notado que as quatro linhas podem ser aplicadas simultaneamente.

Quanto à definição do comportamento ambiental do poluente e dos fatores que o influenciam, Conway (op cit.) o considera como qualquer processo ou fenômeno no relacionado com:

- . Entrada do contaminante no ambiente.
- . Transporte do poluente entre os diversos componentes da biosfera.
- . Transformações sofridas pelo poluente por ação de efeitos de agentes ambientais.
- . Efeitos produzidos pelo poluente sobre o meio biológico.

Modelos para análise de risco

Há uma série de modelos utilizados para avaliação de riscos. No entanto, os problemas mais contemplados são os de poluição do meio aquático por substâncias químicas e transporte de materiais perigosos. Uma revisão dos modelos mais utilizados podem ser encontrados em Gasi (1986).

Dificuldades inerentes à análise de risco:

Todo sistema ou modelação é uma simplificação da realidade. Só por isto, a análise de risco implica em uma série de incertezas.

Para Kastenbergl e Solomon (1985) as incertezas podem ser devido:

- a. À natureza estatística dos dados.
- b. Ao conhecimento insuficiente dos fenômenos.
- c. À existência de eventos imprevisíveis.

As principais áreas de incerteza abordadas por Cox (1982), a respeito de análise de risco de implantação de indústrias e que obedecem aos mesmos itens de uma análise de risco, de maneira geral, são:

- a. Imperfeições dos modelos matemáticos utilizados.
- b. Análise incompleta do fenômeno.
- c. Dificuldades em verificar o resultado final.
- d. Inadequação dos critérios de aceitabilidade.
- e. Técnicas complexas e trabalhosas.

A itemização é proposta a partir da observação de que os modelos usados em análise de risco devem representar fenômenos muito complexos, nem sempre entendidos em sua globalidade. Como resultados imediatos, surgem imperfeições na modelagem do fenômeno e na própria interpretação de resultados.

Aliadas ao desconhecimento do fenômeno, há as falhas técnicas na elaboração da análise. Uma delas é a super estimativa de riscos a partir de situações assumidas, ou seja, existe uma tendência em assumir a "pior situação possível". Mesmo apresentando processo de minimização, é um ponto a ser observado e, por vezes, é objeto de distorção.

Além disso, não existe metodologia que permita que a análise de risco seja completa. Mesmo a omissão de fatos considerados secundários pode acarretar em distorções, em determinadas situações.

A verificação do resultado final nem sempre é passível de testes. Há eventos catastróficos que não permitem modelagem com precisão satisfatória (ao menos é o que tem evidenciado a observação prática).

Quanto ao critério de aceitabilidade, alguns aspectos devem ser observados. No caso de implantação de indústrias, o uso de critérios fixos de aceitabilidade que não levem em consideração os benefícios trazidos pelas indústrias são frequentemente criticados. São questões bastante discutíveis, na medida em que há uma série de valores ambientais, notadamente os relacionados com o meio antrópico, que são intangíveis.

Assim, a análise de custo-benefício deve ser realizada com muito critério e ética. Além disso, são necessárias outras análises a respeito do problema para avaliar outros parâmetros, tais como os que apresentam valores intangíveis.

Deve ser destacado que, no caso de análise de risco, uma crítica comum ao enfoque do custo-benefício é que, no caso de situações de grande perigo, os custos e os benefícios usualmente incidem sobre diferentes grupos. Ou seja, há necessidade de se garantir uma distribuição equitativa entre os diferentes grupos. Tanto dos custos como dos benefícios.

Complexidade e trabalho em análise de risco:

Segundo Gasi (1986), "trabalhos já realizados tendem a confirmar que a análise de risco é complexa e muito dispendiosa para se realizar". Além disso, há outras questões que devem ser esclarecidas, tais como a possibilidade de cooperação entre as instituições governamentais, a adequação entre o tempo necessário e o tempo de que se dispõe para a realização de determinado estudo e, por fim, a adequação da metodologia, que deve ser dinâmica e permitir a retro-alimentação, de forma a introduzir novos conhecimentos ou corrigir distorções porventura ocorridas.

Desta forma, algumas conclusões sobre este tema podem ser citadas. Segundo Gasi (1986), "a análise de risco é uma técnica ainda extremamente deficiente e sujeita a um grande número de incertezas. No entanto, sua utilidade não pode ser questionada, porque é o único método que pode lidar com a natureza probabilística dos problemas de uma maneira racional. O importante é não almejar o equacionamento total dos fenômenos da natureza através de expressões matemáticas, mas compreender que a análise de risco deve ser uma ferramenta para o planejamento e priorização".

Além disto, é uma ferramenta que permite retroalimentação e, muitas vezes, propicia a investigação de diferentes situações através da simulação de casos.

4.3. Ações mitigadoras:

A adoção de ações mitigadoras pressupõe a existência da caracterização ambiental, ou seja, a identificação das suscetibilidades e vocações do meio ambiente e dos fatores ambientais, do conhecimento detalhado da atividade a ser implantada e as interferências e impactos destas atividades no meio ambiente através da análise de impacto ambiental.

Aliás, é a partir da análise de impacto ambiental e da identificação de interferências que prejudicam a qualidade ambiental desejada, que são propostos e explicitados os programas e ações que visam minimizar esses impactos adversos identificados, que são as medidas e ações mitigadoras. Para implantá-las, deve ficar claro a natureza da medida (preventiva ou corretiva), a fase do empreendimento em que será adotada, o fator ambiental a que se destina (físico, biológico ou antrópico), o prazo de permanência de sua aplicação e quem será o responsável por sua implementação.

Para tanto, uma série de alternativas podem ser adotadas, entre elas podem ser destacadas:

- . Planejamento da localização das atividades a partir a capacidade de suporte do meio. A definição dos locais onde a atividade pode se desenvolver é a primeira etapa a ser atendida através da análise de alternativas de localização do empreendimento ou atividade. Cabe observar que há inúmeras atividades que não há possibilidade de opções de localização. As atividades de mineração são bons exemplos, na medida em que as ocorrências minerais não obedecem os critérios do Homem, apenas cabendo a ele decidir se irá ou não explorar. Nesses casos, a adoção de outros procedimentos ou ações mitigadoras devem prevalecer. No entanto, exceto nessas situações, a localização da atividade é ponto fundamental no processo de prevenção à degradação da qualidade ambiental.

- . A adoção de medidas alternativas para o processo produtivo, tais como: modificação da tecnologia empregada, emprego de matéria prima mais adequada com as características locais (pode ser o mesmo insumo utilizado de outra forma), modificação de sistema de produção e extração de matéria prima. Essas medidas apresentam um caráter preventivo podendo, no entanto, serem empregadas na correção de alguns impactos que estejam ocorrendo em atividades em operação.

- . O controle de fontes de poluição (pontuais ou não) através do emprego de tecnologia de controle de poluição, representado principalmente por equipamentos de controle de emissão e medidas de controle de fontes de poluição. A tecnologia de controle de fontes de poluição é vasta e repleta de alternativas, cabendo a escolha ser adequada a cada caso.

Há, ainda, um elenco de medidas que visam a minimização dos impactos que uma atividade pode gerar em uma determinada localidade, dentre eles: o remanejamento

de população humana, remanejamento de animais silvestres, adequadas técnicas de manejo do recurso que está sendo explorado, execução de obras específicas para resguardar algumas características (barragem, diques, etc) e a manutenção de sistemas naturais através de manejo adequado, ou seja, tais como matas, cerrados, várzeas, mangues, encostas de morros, fundos de vale entre outros. Para tanto, há instrumentos de Política de Meio Ambiente que abrigam tais procedimentos, como a criação de Parques Nacionais, Áreas de preservação entre outros.

Por fim, deve ser observado que para a garantia da qualidade ambiental, muitas vezes devem ser adotadas diversas ações mitigadoras concomitantemente, na medida em que elas são complementares e não excludentes.

4.4. Monitoramento:

O monitoramento cumpre o papel de realimentação do processo de planejamento de ocupação e apropriação do meio ambiente. Após a implantação das etapas do empreendimento ou atividade que necessitam de monitorar algum aspecto da qualidade ambiental, é definida uma estratégia, conforme segue, para que se dê a garantia da qualidade ambiental desejada. Assim, o monitoramento pressupõe expectativa de um resultado que está vinculado a procedimentos, ações ou medidas para a manutenção da qualidade ambiental.

A definição de um sistema de monitoramento deve estar baseada no fluxo de informações através das partes que compõem este sistema.

Sanders et al. (1979) in Ward et al. (1990) apresentaram 12 passos a serem seguidos na definição da rede de monitoramento de qualidade da água:

1. Determinar objetivos do monitoramento e a importância relativa de cada um deles.
2. Expressar os objetivos em termos estatísticos.
3. Determinar um orçamento para o monitoramento.
4. Definir as características da água a ser monitorada.
5. Definir os parâmetros da qualidade da água a serem monitorados.
6. Definir a localização dos pontos de amostragens.
7. Definir a frequência das amostragens.
8. Definir os projetos de amostragens de forma a obter resultados objetivos.
9. Desenvolver planos e procedimentos operacionais para implementar a rede projetada.
10. Adequar os dados e informações tendo em vista os procedimentos adotados.

11. Desenvolver mecanismos de retroalimentação para o sistema.
12. Preparar o projeto da rede.

Em 1983, Sanders et al. (1983) in Ward et al. (1990) reduziram a 5, os passos para a definição da rede de monitoramento:

1. Avaliar as expectativas de informações.
2. Estabelecer critérios estatísticos de projeto.
3. Projeto da rede de monitoramento.
4. Desenvolver planos e procedimentos de operação.
5. Desenvolver procedimentos de relatórios de informações.

Mars et al. (1986) citados em Ward et al. (1990) apresentam 4 itens para um monitoramento formal e sistemático, quais sejam:

1. Identificação de mudanças ambientais de interesse e os efeitos destas mudanças.
2. Formulação de mudanças potenciais dentro das hipóteses científicas convencionais; definição das variáveis a serem amostradas, as técnicas a serem usadas e a determinação de alternativas para tomada de decisão.
3. Definição do custo efetivo do monitoramento de cada alternativa, incluindo a geração de dados e o desenvolvimento do sistema como um todo.
4. Integração dos programas individuais de monitoramento considerando os objetivos gerais.

Ward et al. (1990) comentam que é possível definir um sistema de monitoramento como tendo seis componentes principais:

1. Amostragem dos parâmetros previamente definidos.
2. Análise de laboratório ou compilação.
3. Obtenção de dados.
4. Análise de dados.
5. Relatórios.
6. Utilização da informação.

A expectativa de cada uma das atividades mencionadas depende dos objetivos traçados pelo monitoramento.

A legislação de apoio ao monitoramento deve mencionar a gestão de recursos hídricos e os instrumentos com os quais é possível fazer o controle da qualidade de água.

Há muitas formas de monitoramento de qualidade de água. Sucintamente elas podem

ser categorizadas de diferentes modos, incluindo:

- . tipos de medidas que podem ser feitas.
- . contexto no ciclo hidrológico.
- . tipos de instrumentos de gestão de que se dispõe.

Basicamente, após o conhecimento do meio ambiente, das atividades e das possíveis interferências entre eles, podem ser definidas as estratégias de monitoramento. Os resultados obtidos devem ser comparados com os esperados e algumas decisões tomadas no sentido de retroalimentar o sistema com o intuito de garantir a qualidade da água. Mesmo porque, o sistema de monitoramento deve estar inserido em um sistema de gestão, que irá determinar as bases e a especificidade de cada componente.

Bioensaio:

Dada a complexidade de monitorar uma série de substâncias que podem estar presentes nos corpos de água, o biomonitoramento, através do bioensaio, assume uma dimensão importante. Por isso, será resumidamente abordado neste trabalho.

Segundo Gherardi-Goldstein et al. (1990) "a contaminação ambiental por agentes químicos tem ocorrido de forma intencional ou acidental, principalmente a partir de fontes não naturais e em decorrência da atividade humana".

Como a disponibilidade e a utilização de agentes químicos está na ordem de centenas de milhares, e não existe o risco zero, notadamente pelo potencial para penetrar no meio ambiente e comprometer os seres vivos, o controle e monitoramento deste enorme grupo de substâncias é fundamental para uma garantia mínima da qualidade ambiental.

Gherardi-Goldstein et al. (1990) mencionam: "entre os ecossistemas, os aquáticos acabam, de uma forma ou de outra, se constituindo em receptáculos temporários ou finais de uma grande variedade de poluentes, sejam esses lançados no ar, no solo ou diretamente nos corpos de água".

Desta forma, o controle de lançamento de agentes químicos potencialmente perigosos, que se respalda na avaliação dos efeitos deletérios que o efluente, como um todo, causa à biota aquática, complementa os procedimentos já adotados para o controle de poluição das águas, ou seja, os padrões de qualidade e de emissão.

Para a realização de testes de toxicidade dos efluentes, há dois procedimentos a serem seguidos: (Gherardi-Goldstein et al., 1990)

O primeiro é o controle de efluentes líquidos através de substâncias específicas, com base na legislação vigente (Resolução CONAMA nº 20 de 18.6.1986 e Decreto 8.468 de 8.9.1976) que estabelece padrões numéricos para emissão.

Em relação a este primeiro tipo de controle, deve ser considerado que a enorme quantidade de substâncias passíveis de lançamento e, portanto, de serem encontradas na água, dificulta a identificação de todas as substâncias tóxicas além de, muitas vezes, inviabilizar analítica e economicamente os testes. Outra questão a ser levantada é que, mesmo sendo possível a identificação de tais substâncias e suas concentrações, não há estudos conclusivos sobre todas elas e seus efeitos sobre a biota aquática.

A segunda maneira é o controle do efluente como um todo. Neste caso, o controle se realiza através de testes de toxicidade realizados em organismos representativos da comunidade biológica dos corpos de água receptores. Assim, mesmo que não haja uma identificação de todas as substâncias presentes, é possível avaliar a toxicidade do efluente, a ação de antagonismos, sinergismos das substâncias biodisponíveis que os compõem. Além disso, um estudo contínuo pode mostrar resultados de natureza aguda e crônica à biota.

Os bioensaios podem ser utilizados com dois propósitos básicos:

- a. Estabelecer critérios numéricos de qualidade de água que propiciem a proteção de organismos aquáticos. Para tanto, devem ser estudados o caráter bioacumulativo, toxidez e seus níveis de contaminação agudos e crônicos (Porto in Porto et al, 1991).
- b. Monitorar substâncias tóxicas lançadas nos corpos de água. O biomonitoramento, como é chamado o controle através dos bioensaios, é a determinação dos efeitos de poluentes tóxicos lançados num corpo de água sobre a vida aquática, inclusive sobre os organismos vivos.

Cabe observar que Gherardi-Goldstein et al. (1990) mostram os testes de toxicidade bem como identificam vantagens e desvantagens de cada um dos métodos. Para o presente trabalho, o mais importante é a afirmação de que é possível identificar a toxicidade de determinado efluente e, a partir daí, atuar no sentido de manter a qualidade desejada ao corpo de água.

Para otimizar as ações de controle de poluição dos recursos hídricos, além da quantificação da carga orgânica, deve-se considerar também a carga de substâncias tóxicas. Aliás, para o estabelecimento de prioridades e na efetiva hierarquização dos efluentes, os despejos tóxicos, muitas vezes, assumem papel de destaque no que se refere à qualidade ambiental (Braile e Cavalcanti, 1979).

Com o objetivo de hierarquizar os despejos a partir do potencial poluidor, Walsh et al. (1980) e Gherardi-Goldstein et al. (1985), in Bertoletti (1990), desenvolveram trabalhos em que utilizaram testes de toxicidade com organismos aquáticos para calcular a carga tóxica de efluentes industriais.

Em termos metodológicos, a forma mais precisa de estimar a carga tóxica de um efluente industrial é através de testes de toxicidade a organismos vivos. Segundo Rand e Petrocelli (1985) in Bertoletti (1990), "a toxicidade é o potencial inerente ou a capacidade de um material em causar efeitos adversos a organismos vivos".

Continua Bertoletti (1990), "na realidade, quando se opta por avaliar a toxicidade de um efluente como um todo, está se transferindo para o organismo vivo a tarefa de traduzir, através de um efeito, as complexas interações químicas em concentrações tóxicas, substâncias essas que apresentam potencial em causar impactos de diferentes proporções no ambiente aquático".

O trabalho de Bertoletti (1990) aproveitou os resultados das análises químicas, utilizadas na caracterização de efluentes industriais e utilizando um método baseado em testes de toxicidade (Unidades Tóxicas) e dois outros fundamentados em análises químicas (Toxicidade Conjunta e Índice de Toxicidade) comparou os valores de 68 efluentes líquidos industriais de carga tóxica. Mesmo com as limitações dos métodos, foi possível prever a classificação das cargas em boa parte dos despejos. Como conclusões, o autor comenta que "para avaliar os efeitos adversos causados aos corpos hídricos, decorrentes do lançamento de efluentes líquidos industriais, deve-se considerar não apenas a carga orgânica e as características físico-químicas já bem estudadas e conhecidas, mas também a carga tóxica desses efluentes".

4.5. Aspectos jurídicos e institucionais:

A estrutura brasileira jurídica e institucional de recursos hídricos:

A estrutura jurídica brasileira de recursos hídricos encontra guarida na Constituição Nacional de 1988 (Antunes, 1992, Cetesb, 1992a e Cetesb 1992b). A saber:

. No art. 20 as águas e os potenciais hidroelétricos são considerados como bens da União.

. No art. 21 estabelece condições à exploração de aproveitamento energético dos cursos de água e preconiza a instituição de sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e a definição de outorgas e de direitos de uso.

. Nos art. 23 e 24 fica estabelecida a competência da União para o combate à poluição em todas as suas formas. No art. 23 a competência supletiva dos Estados e Municípios para "proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer das suas formas" e, no art. 24, a competência dos Estados para "legislar corretamente sobre florestas, caça, pesca, fauna, conservação da natureza, defesa do solo e de recursos naturais, proteção ao meio ambiente e controle de poluição".

. Por fim, o art. 225 estabelece a obrigatoriedade da proteção ao meio ambiente.

Quanto aos órgãos destinados ao cumprimento das medidas preventivas de proteção ao meio ambiente, estão instituídos de acordo com os critérios estipulados pela lei nº8.028 de 12 de abril de 1990 "que dispõe sobre a organização da Presidência e dos Ministérios (Cria a Secretaria do Meio Ambiente, como órgão de assistência direta e imediata ao Presidente da República)" (Cetesb, 1992a). A posterior regulamentação, Decreto nº 99.244 de 10 de maio de 1990 "Dispõe sobre a reorganização e o funcionamento dos órgãos da Presidência da República e dos Ministérios (Competência e Estrutura da Secretaria do Meio Ambiente)". O Decreto nº 99.274 de 6 de junho de 1990 "Regulamenta as Leis nºs 6.902 de 27 de abril de 1981 e 6.938 de 31 de agosto de 1981, que dispõem, respectivamente, sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente" (Cetesb, 1992 a).

Deve ser observado que a implantação do sistema de cobrança sobre os usos dos recursos hídricos não concede ao apropriador a liberdade de captação e de lançamento. Ao contrário, há legislação pertinente que deve ser cumprida, independente do pagamento sobre os usos.

Legislação Estadual:

A Constituição do Estado de São Paulo de 1989 apresenta o capítulo IV "Do Meio Ambiente, dos Recursos Naturais e do Saneamento" onde discorre disposições gerais

a respeito do assunto em 26 artigos.

Especificamente relativo à cobrança sobre os usos dos recursos hídricos, a Constituição Estadual, em seu artigo 211 menciona: "Para garantir as ações previstas no artigo 205, a utilização dos recursos hídricos será cobrada segundo as peculiaridades de cada bacia hidrográfica, na forma da lei, e o produto aplicado nos serviços e obras referido no inciso I, do parágrafo único, deste artigo.

Parágrafo único - O produto da participação do Estado no resultado da exploração de potenciais hidroenergéticos em seu território, ou da compensação financeira, será aplicado, prioritariamente:

1 - em serviços e obras hidráulicas e de saneamento de interesse comum, previstos no planos estaduais de recursos hídricos e de saneamento básico;

2 - na compensação, na forma da lei, aos municípios afetados por inundações decorrentes de reservatórios de água implantados pelo Estado, ou que tenham restrições ao seu desenvolvimento em razão de leis de proteção de mananciais".

O Plano Estadual citado no inciso 1 encontra-se em tramitação na Assembléia Legislativa do Estado de São Paulo. O Projeto apresenta a cobrança como assunto a ser regulamentado.

Seguem, em anexo, algumas leis, decretos, portarias e resoluções federais e estaduais (Cetesb, 1992a e 1992b), que apresentam relação com o tema abordado pelo presente trabalho.

5. Sistemas de gestão:

Mecanismos de gestão dos recursos hídricos:

Sem perder o contexto onde se insere a cobrança em função dos usos dos recursos hídricos, um dos instrumentos de gestão, serão abordados alguns mecanismos de gestão dos recursos hídricos.

Na tentativa de formular critérios para um melhor julgamento das alternativas existentes para a implementação de políticas no setor dos recursos hídricos, são discutidas algumas propostas existentes em condições reais (Pereira de Souza, 1989). Essas propostas são empregadas separadas ou conjuntamente em diversas situações e, atualmente, adotadas por diferentes países, inclusive o Brasil. Sucintamente são:

(1) Atribuição dos "direitos" de poluição:

O direito de poluir até um limite especificado é estabelecido através de um sistema de licenças negociáveis. Essa licença, que pode ou não ser associada ao local e ao período determinados, tem por objetivo chegar a um valor econômico e social da poluição aceitável, internalizando custos da utilização do ambiente, definidos pelo mercado.

A adoção desse critério culmina com a criação de um verdadeiro mercado de livre negociação de licenças, com flutuações de preço conforme o próprio mercado e lei da oferta e da procura. É um procedimento aplicado em alguns Estados dos EUA e pode ser aplicado em trechos ou em toda bacia hidrográfica, dependendo das características locais.

Segundo ABES (1992), apresenta como vantagens:

- . O mercado de livres negociações possibilita uma medida objetiva de determinação de valor econômico da utilização do ambiente.
- . Maior simplicidade na administração do Sistema de Gestão dos Recursos Hídricos.
- . Caminha no sentido da eficiência administrativa.

E como desvantagens (ABES, 1992):

- . A eficácia a ser obtida dependerá da estrutura do mercado, na medida em que funciona se estiver em mercado de concorrência perfeita.
- . O regime de receitas do Sistema não guarda nenhuma relação com os custos da

gestão ambiental.

(2) Regulamentação direta - Legislação e normas:

Esse método de controle de poluição atende aos aspectos técnicos mas envolve, de modo direto, os poderes executivo, judiciário e legislativo dos governos. A finalidade é uma legislação que envolva licenças, permissões, normas, zoneamentos, registros, manutenção de padrões estabelecidos e, inclusive, aplicação de sanções (multas na maior parte das vezes) aos infratores.

Essas leis, normas e regulamentações têm objetivo de promover a saúde e a segurança dos cidadãos e do meio ambiente, mantendo a ordem e o bem estar geral e com isso são mencionadas na Constituição da maioria dos países, inclusive o Brasil.

No entanto, suas alterações estão sujeitas, além dos anseios da população (representada e manifestada principalmente pelo poder legislativo), às pressões de grupos econômicos de toda ordem, notadamente os regionais. Assim, a modificação na classificação de um determinada corpo de água, por exemplo, pode inviabilizar todo um planejamento de uma região, na medida em que pode não representar o legítimo anseio da sociedade.

Para a ABES (1992), "como ponto favorável, evidencia que, na prática, qualquer mecanismo de gestão não deve prescindir da fixação de regulamentações básicas.

Como desvantagens:

- . não cria incentivos à redução da poluição além do estabelecido em lei,
- . o arbitrio do padrão pela sociedade é vulnerável às deficiências de representação da sociedade".

(3) Subsídios aos esforços de diminuição da poluição:

Esse método sugere o subsídio governamental (às empresas) de diversas formas, a saber: simples pagamentos pela redução dos níveis da poluição, subsídios para aquisição e instalação de dispositivos de controle de poluição e créditos e incentivos fiscais de diversas modalidades.

Caso haja subsídios para investimento de controle de poluição, esses subsídios devem ser oferecidos em equipamentos ou dispositivos de controle que aumentem os lucros líquidos das empresas. Seja através de aumento da receita, seja pela redução de custos. Afinal, ainda que o governo se ofereça para pagar parte do custo desses

equipamentos ou dispositivos de controle de poluição, as empresas, ou poluidores de forma geral, teriam pouco incentivo em sua efetivação, se a medida não vier associada a um aumento do lucro líquido.

Para ABES (1992), "como vantagem, pode eventualmente servir como instrumento de uma estratégia de fomento, por exemplo, o da demanda e oferta de equipamentos de controle da poluição ambiental.

Uma desvantagem, é que institucionaliza a transferência para a sociedade de custos privados".

(4) Aplicação de taxas, tarifas ou prêmios:

A idéia básica é fazer com que a sociedade arbitre valor econômico ao recurso ambiental a ser utilizado, incluindo-os no sistema de produção. Esta abordagem propõe a aplicação de taxas ou tarifas por unidade de poluente emitida contemplando as diferentes características do meio ambiente, a saturação do corpo de água (de acordo com o respectivo enquadramento), a sazonalidade e as diferentes atividades instaladas na região em estudo.

Uma coordenadoria técnica poderia determinar os limites toleráveis e seguros de emissão e os valores das taxas a serem aplicados.

Para que sejam implantadas formas de incentivos econômicos no controle de poluição dos recursos hídricos, devem ser conhecidos, em detalhes, os custos e as despesas de tratamento dos diversos efluentes e em diversos níveis de tratamento, os custos ocasionados pelo lançamento destes efluentes com diferentes níveis de carga remanescente. Este conhecimento tem como objetivo a maximização dos benefícios para a comunidade.

Fica claro que o investimento necessário para obtenção desta informações é bastante alto, uma vez que essas informações podem exigir complexos sistemas de medição e controle. Assim, o incentivo econômico pode ficar reduzido à cobrança de taxas ou tarifas, cujo valor cresce com a carga remanescente e concessão do prêmio, que também cresce com a redução do potencial poluidor. Na prática, tanto o valor remanescente como a redução conseguida são medidas por unidade de carga de poluente emitida e a quantidade de água consumida, sempre ponderando o nível de saturação em que se encontra o corpo de água em questão.

Mesmo os sistemas de taxas e prêmios tendo os procedimentos semelhantes, na prática, os países que adotam esta sistemática de controle (como a França, por exemplo), referem-se às taxas. Esse motivo é baseado nos problemas administrativos e psicológicos gerados pelo emprego de prêmios, entre os quais pode-se mencionar: psicologicamente é mais bem aceito pela comunidade o pagamento de uma taxa ou tarifa pelo motivo de poluir, do que atribuir ao poluidor um prêmio por deixar de poluir (Cunha, 1980), uma vez que sistema de prêmio, num caso extremo, poderia pagar a uma atividade que deixasse de funcionar, ou que nem mesmo se instalasse, o que pode tornar-se ridículo.

Além disso, o sistema de prêmios não possibilita o financiamento de obras e serviços para o gerenciamento dos recursos hídricos, fato que no sistema de taxas torna-se automático. Afinal, a utilização de recursos dos próprios apropriadores é bastante mais razoável que o financiamento externo à bacia, e mais razoável ainda do que dispor de empréstimo para o pagamento de prêmios.

Cabe observar que os valores cobrados devem ser suficientemente altos para sensibilizar o apropriador a zelar pelo recurso hídrico.

Para a ABES (1992), "como vantagens este mecanismo apresenta:

- . O sistema pode ser utilizado como um instrumento de gestão dos recursos hídricos.
- . A sua aplicação vai ao encontro das necessidades (estabelecidas pela classificação dos corpos de água) de quantidade e qualidade preconizadas pela sociedade. Essa aplicação é gerida pelo próprio mercado apropriador de água.
- . Apresenta eficácia na aplicação de recursos destinados a melhoria da qualidade das águas.
- . Descentraliza as decisões do cotidiano.

E desvantagens:

- . Tem necessidade de uma administração sistemática para conseguir êxito, além daquele comum a todos os casos, tais como a fiscalização e outros instrumentos necessários para exercer o poder de polícia".

O termo: tarifa ou taxa ?

A respeito dos termos tarifa e taxas, para que seja feita uma distinção correta, cabe conceituar cada um deles e aplicá-los adequadamente.

Segundo o "Dicionário brasileiro da língua portuguesa - Aurélio Buarque de Hollanda Ferreira", os termos têm o seguinte significado:

"TAXA: s.f. preço conforme os regulamentos; (jur.) contribuição por um serviço público especificado, feito em favor de um determinado indivíduo, e que só é exigível depois de efetivamente prestado, no que se diferencia do imposto.

TARIFA: etimologicamente do árabe t'arif, significa quadro, pauta de preços ou registo de valores, vocábulo que se incorpora à terminologia de receitas públicas, sem grandes modificações de grafia e semântica".

Juliano (1976), citando Hely Lopes Meirelles, destaca a importância de definir o exato conceito de cada tributo. "O desconhecimento do conceito exato de cada tributo (imposto, taxa e contribuição) tem levado às administrações a lamentáveis confusões no estabelecimento de suas fontes de renda, ora instituindo um imposto sob rótulo de taxa, ora confundindo taxa com contribuição de melhoria, ora baralhando taxa com tarifa, o que rende ensejo, muitas vezes, à invalidação judicial de tais imposições, por fundamental discrepância entre a espécie tributária adotada e a maneira de sua utilização".

Segundo Prof. E. A. Azevedo, citado em Juliano (1976), "a tarifa apresenta semelhanças com a taxa, mas dela se distingue fundamentalmente, porque a taxa é um tributo (exigido coercitivamente) e, por isso, sua majoração depende de lei e sua cobrança de prévia autorização orçamentária. Já a tarifa pode ser alterada e cobrada em qualquer época do ano, por determinação do Executivo. Outra distinção fundamental diz respeito ao caráter obrigatório da taxa, que pode ser exigido pelo Estado mesmo que o contribuinte não se utilize do serviço, mas desde que seja posto à sua disposição. Ao contrário, a tarifa é sempre facultativa, só podendo ser cobrada quando o particular se utiliza efetivamente do serviço".

Manuel Lourenço dos Santos, citado em Juliano (1976), comenta que "a taxa tem com base de cálculo o custo do serviço público respectivo". O mesmo parecer é emitido por Ruy Barbosa Nogueira em "Direito tributário" (1964) quando diz que "o montante da taxa não deve exceder ao custo da prestação estatal, sem o que ela se tornaria um imposto". Também Bernardo Ribeiro Moraes em sua obra "A taxa no sistema tributário brasileiro" (1968) comenta que "em verdade, na atividade estatal relativa ao contribuinte, que dá origem às taxas, o Estado não tem por objetivo auferir lucros,

razão pela qual não se admite excesso de arrecadação. O ideal seria a administração pública poder antecipar o custo com exatidão, distribuindo uniformemente seu montante entre as pessoas que auferem atividade estatal. Todavia, isso é impossível admitindo-se, na prática, razoável aproximação".

Juliano (1976) complementa que "como a tarifa visa remunerar um serviço de interesse especial de certo grupo ou categoria de cidadãos, deve ser fixada de maneira que cubra toda a despesa do serviço, a fim de que o Estado não seja obrigado a retirar da renda dos impostos o numerário indispensável para manter o serviço, em detrimento dos demais contribuintes que dele não se utilizam. Exceto quando houver interesses políticos e sociais que sejam maiores".

Cabe observar que a regra de que a tarifa deva ser estabelecida de modo que cubra integralmente o custo do serviço é uma norma técnica da ciência das finanças, mas não uma norma jurídica.

Dessa forma, quanto à competência de imposição, pode-se afirmar que taxa é tributo e somente o Estado tem amparo legal para instituir tributos. Assim, a taxa precisa ser estabelecida em lei. A tarifa não é tributo, é preço. Portanto, pode ser instituída ou cobrada tanto por entidade de administração direta como indireta.

Cabe observar ainda que a taxa apresenta um caráter compulsório, obrigando-se a utilização e pagamento. São exemplos típicos os serviços concernentes à higiene e à saúde pública. A tarifa reflete uma natureza de flexibilidade de uso.

Em função do exposto, entende-se que a cobrança sobre os usos dos recursos hídricos deva ser executado a partir de tarifas na medida em que apresenta um caráter de flexibilidade de uso, não está vinculado aos custos dos serviços prestados e deve ser arrecadado tanto por entidades de administração direta como indireta. Além disso, a flexibilidade de preços a serem pagos é um importante fator na utilização deste instrumento como gestão de recursos hídricos.

5.1. Experiências internacional e brasileira:

O presente capítulo não tem como objetivo resumir as experiências de diferentes países no tocante ao gerenciamento dos recursos hídricos. Ao contrário, o objetivo é comentar, a partir dos tópicos mais relevantes, a postura que tais países têm diante das questões: unidade de gestão, qualidade da água (padrões de emissão e

qualidade), ordenamento jurídico e institucional e instrumentos de disciplinamento, sanção e gestão. Concomitante a esta análise, são feitas algumas observações para o caso do Brasil.

No que se refere ao gerenciamento de recursos hídricos, a experiência estrangeira é variada, mesmo porque, em cada país, devido suas características particulares, a evolução do conceito de gerenciamento dos recursos hídricos tem tido diferentes etapas. No entanto, constata-se um denominador comum: equacionar um problema de quantidade e qualidade de água a partir de usos múltiplos necessários ou desejados para estes recursos. Os conflitos gerados pelos diversos usos intensificam-se à medida em que os recursos hídricos tornam-se mais escassos para atender às necessidades do Homem.

Quanto a unidade de gestão dos recursos hídricos:

A unidade básica de gestão das águas adotada por diversos países, entre eles, a França, a Inglaterra e País de Gales, Holanda, Alemanha, Hungria, Japão e Estados Unidos, é a bacia hidrográfica ou região hidrográfica, quando é parte da bacia.

Segundo Pereira de Souza (1989), deve ser observado que a unidade administrativa vigente e os ecossistemas são partes importantes na análise das condições específicas de uma determinada região. No entanto, por apresentar um grande dinamismo em seus limites e pela bacia hidrográfica representar com mais fidedignidade as ações relativas à água nessa determinada região, a bacia hidrográfica deve ser aceita como a unidade básica de gestão das águas, sem contudo serem esquecidas as ligações existentes no ciclo hidrológico e nas bacias hidrográficas contíguas.

No continente europeu, onde existe a presença de muitos Estados soberanos e usos múltiplos dos recursos hídricos, a tendência histórica é no sentido de desenvolver, através de tratados, mecanismos institucionais de gerenciamento dos recursos hídricos por bacia hidrográfica. Já em 1968, o "Council of Europe" aprovou uma declaração de princípios entre os quais recomendava-se que a "administração dos recursos hídricos seja feita por bacia hidrográfica e não em função de fronteiras políticas e administrativas", criando-se, então, um Comitê Especial para Assuntos Hídricos, com o principal objetivo de promover, executar e coordenar atividades capazes de estimular a cooperação dos países membros no uso racional dos recursos hídricos convencionais ou não e no controle da população. (CNEC, s/d)

No caso de países federativos e de grande extensão territorial, como é o Brasil e como são os Estados Unidos da América do Norte, é preciso considerar e estimular o relacionamento entre os órgãos estaduais entre si e com seus correspondentes a nível municipal, sob a supervisão do órgão federal.

No Brasil, apesar da exigência Federal de gestão por bacia hidrográfica, há um conflito de poderes (Federal, Estadual e Municipal). Isto porque a nível Federal e Estadual há importantes atribuições, tais como legislação, fiscalização e gestão. O município exerce poder ao estabelecer e fazer cumprir o zoneamento urbano, dividir e lotear o solo e autorizar a microlocalização das atividades econômicas. Assim, a simples adoção da bacia hidrográfica como unidade de gestão não atende completamente às variáveis que interferem nos recursos hídricos. Até agora, os ajustes para solucionar estes problemas de administração têm sido pouco profícuos e os resultados não satisfazem o objetivo maior que é a qualidade das águas.

Em contraponto ao exemplo brasileiro, as experiências francesa (com os Comitês e Agências de bacia) e inglesa (com Autoridades Regionais de Água) tiveram sua implantação bastante facilitada na medida em que as decisões de política pública são homogeneizadas. No entanto, mesmo em países em que a diversidade organizacional é muito grande, como é o caso dos Estados Unidos, a definição de funções dos diferentes níveis de governo permite o estabelecimento de instrumentos de política pública que integram tais níveis numa ação homogênea, chegando, inclusive, a proibir a concessão de auxílios ou transferências de fundos aos Estados e localidades que não cumprirem a legislação ambiental (Castor, 1989).

No entanto, a bacia hidrográfica tem sido adotada como unidade de gestão dos recursos hídricos pela quase totalidade dos países que exercem algum tipo de gerenciamento da água.

Quanto à qualidade das águas - padrões de emissão e de qualidade:

Há diferentes opiniões e procedimentos a respeito de como atingir o objetivo principal que é a garantia da qualidade das águas.

A França, por exemplo, através da Lei de 64, estabeleceu o princípio da melhoria da qualidade de todas as águas, na medida em que não admitia a degradação de um corpo d'água para proteção de outros. Além disso, não permitia a degradação de nenhum corpo d'água acima daquela existente na época da publicação da Lei. Um

grande esforço de controle de poluição foi implementado para que o recurso hídrico pudesse ser utilizado, de modo mais intenso, para consumo ou rejeição de efluentes. Portanto, o padrão de emissão é norteado pelo padrão de qualidade do corpo receptor (Pereira de Souza, 1989).

Os Estados Unidos da América do Norte têm padrões de emissão para todo o território nacional. No entanto, cabem aos Estados membros ou Comitês de Bacias a adoção de medidas que garantam a qualidade de um determinado corpo d'água em função dos usos desejados. Deve ser notado que nos Estados Unidos, dependendo da região, há diferentes modos de "gestão da qualidade", entre eles, a taxação e o uso adquirido de poluir. Isto porque nos EUA as particularidades da gestão dos recursos hídricos sofrem grande influência da estrutura político-administrativa.

Já na Suíça, não há classificação de águas baseada em diferentes padrões de qualidade. Os níveis aceitáveis de poluição são fixados de maneira constante para todos os recursos hídricos.

Japão e Israel, cada um obedecendo suas características, tratam a água como domínio público e a qualidade é determinada em função dos usos desejados e necessários.

No Brasil, há o estabelecimento de padrões de qualidade a partir da classificação dos corpos de água e também de padrões de emissão.

Em relação a este tema, uma consideração importante a ser feita é que, pela proposta do presente trabalho, os padrões de qualidade e de emissão devem ser iguais para todos os corpos de água, exceto para aqueles que tiverem grande interesse científico, paisagístico, ou por ser reserva estratégica, segundo os critérios definidos por todos os usuários, o poder público e o órgão responsável pela gestão dos recursos hídricos. Os demais usos não incluídos nessa exceção devem obedecer a normas comuns e uniformes. Assim, evita-se a criação de bolsões de degradação e regiões "santuários ecológicos" que normalmente tem seu desenvolvimento econômico emperrado para que seus recursos naturais (água, no caso) sejam aproveitados pelas regiões contíguas.

Desta forma, a determinação da classificação dos corpos de água em função dos usos (ditos prioritários) deve ser tal que não inviabilize outras futuras necessidades, considerando o dinamismo das estruturas sociais e econômicas, ou seja, os corpos de água devem ser contemplados com classes e respectivos padrões de qualidade que

possibilitem, no mínimo, usos múltiplos sem restrições de qualidade.

Quanto aos ordenamentos jurídico e institucional:

A definição da questão relativa à propriedade das águas é ponto fundamental na gestão das águas, principalmente porque exacerba os conflitos decorrentes dos diferentes usos desejados para o corpo d'água em questão.

O envolvimento da comunidade é fundamental para que exista uma participação das forças da sociedade na tentativa de solucionar os problemas dos recursos hídricos que os afeta. Afinal, segundo Castor (1989) "esse envolvimento é que irá gerar as tensões internas no sistema de gerenciamento que garantem a sua sobrevivência e funcionamento. É no entrechoque dos interesses e valores conflitantes e antagônicos e na coalizão dos valores e interesses convergentes que se estabelece a dinâmica dos sistemas de gerenciamento".

A França, com a elaboração da Lei de 1964 ampliou o domínio público. A Austrália, restringiu o uso da água. A Suíça, aceita a propriedade particular apenas para pequenos cursos de água isolados. A Inglaterra e o País de Gales reorganizaram o uso da água e os direitos ribeirinhos a partir da Lei das Águas em 1973.

Além da propriedade da água e da legislação específica sobre o assunto, há o aspecto institucional a ser contemplado. Exceção feita à Alemanha Ocidental, os demais países reduziram drasticamente os órgãos que tratam do assunto. Por exemplo, na Inglaterra e País de Gales, em dezembro de 1973, o Parlamento aprovou a Lei das Águas, substituindo os então 29 Autoridades Fluviais, 157 Empresas Distribuidoras de Água e 1393 Comitês de Saneamento a nível municipal - estrutura esta que, inclusive, possibilitava a superposição de atribuições - por 10 Autoridades Regionais de Água (que correspondem às principais bacias hidrográficas) e 30 Empresas Distribuidoras de Água de caráter privado que subsistiram. Deve ser observado que este quadro sofreu alterações na medida em que houve uma extensa privatização no setor. No entanto, a presente análise prende-se aos ordenamentos jurídicos na época de sua concepção.

A respeito deste tópico, a unificação do regime jurídico da água é decisivo para solucionar conflitos e até mesmo contradições existentes entre a gestão dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica e a pluralidade dos regimes jurídicos de nascentes, afluentes não dominiais e rios dominiais. Outro aspecto, é que a unificação do regime jurídico facilitaria a harmonização entre a legislação, a regulamentação, a implantação

desta legislação e a coordenação da ação administrativa que, por sinal, devem ser objetivos básicos de qualquer legislação sobre o assunto.

No que se refere ao aspecto institucional da gestão, há variações entre os países:

Nos Estados Unidos, o monitoramento e a fiscalização são executados pelas Comissões de Bacias e pelo órgão Federal.

Na Inglaterra e no País de Gales, há as Autoridades Regionais da Água que fiscalizam e monitoram a qualidade e quantidade da água.

Na França, compete aos Comitês Técnicos da Água executar o monitoramento técnico. As intervenções em cada bacia fica a cargo da Agência de Bacia.

Na Alemanha, os estudos técnicos são de responsabilidade das Associações Regionais. O controle geral do sistema cabe aos Ministérios estaduais que se limitam a verificar o fiel cumprimento das normas estatutárias de cada Associação Regional.

Quanto aos instrumentos de disciplinamento, sanção e gestão:

A aplicação de instrumentos de gestão é, da mesma forma, variada. No entanto, é lugar comum a cobrança sobre o uso da água, que também pode ser utilizada como mecanismo regulador de apropriação de recursos hídricos e até mesmo como forma de ordenamento da ocupação territorial, mesmo porque a gestão das águas está intimamente relacionada com o planejamento regional e o ordenamento do território, pois os programas de intervenção dos órgãos gestores da água devem estar integrados no plano regional de desenvolvimento. Portanto, deve ser explorado esse poderoso instrumento para incentivar a melhor apropriação dos recursos hídricos.

Muitos países adotam a cobrança em função dos usos da água. A França, Alemanha Ocidental, Japão, Holanda, entre outros. No entanto, os valores cobrados são baseados na quantidade lançada. A ponderação da capacidade de saturação do meio não é automática, ou seja, o órgão responsável pela administração do recurso estipula um valor que pode variar dependendo da região.

Segundo Lanna (1991), "na França, onde a cobrança foi introduzida após a Lei das Águas de 1964, até hoje existem críticas dirigidas aos valores reduzidos aplicados aos consumidores pelo uso e poluição. Tais críticas foram exacerbadas no verão de 1990, em função de uma severa estiagem, por órgãos da imprensa, que pintaram com tintas

negras a situação dos recursos hídricos franceses através de diagnósticos do tipo: "a água está moribunda porque a lei não oferece nem um verdadeiro estatuto jurídico nem uma verdadeira proteção". Ou: "paradoxo chocante, os agricultores serão os últimos a trazer seus trocados. Com efeito, no momento, eles não aportam à Agência de Bacia senão 1,5 a 2 centavos por metro cúbico de retirada, contra 4 centavos para o industrial e 12 para o consumidor". (Le Point, 1990, citado em Lanna, 1991). Ainda há outros comentários, como do Nouvel Observateur: "é verdade que, na maior parte das grandes cidades francesas, há dez anos, o preço da água não aumentou em valor real: ele baixou". Algumas conclusões importantes: "As tarifas, inteligentemente calculadas e aplicadas, são evidentemente instrumentos do futuro para o gerenciamento tanto do consumo quanto da poluição da água" (Guihannec, 1990 in Lanna, 1991).

Na Inglaterra e País de Gales, há licenças para captação e descargas de efluentes bem como para modificar o sistema de tratamento e captação. Há cobrança de tarifas sobre a captação autorizadas, que variam de acordo com a finalidade da água, com a época do ano e de acordo com a região. Quanto ao lançamento de efluentes não há tarifas. A sanção existe quando ocorre desobediência dos padrões estabelecidos. No entanto, o valor cobrado não apresenta vínculo direto com a saturação apresentada.

Nos Estados Unidos, em alguns lugares há cobrança proporcional ao volume captado e variável em função do consumo. Existe a concessão de licença para captação e descarga de efluentes. Há, também, sanções administrativas e jurídicas para infratores, inclusive com reparação de dano ambiental. Além disso, o governo investe em prioridades, tais como a construção de estações de tratamento de esgotos.

Na França, a partir da adoção do princípio poluidor-pagador foram instituídas tarifas de captação e consumo de água que variam de acordo com a localização geográfica e época do ano. Há, também, a tarifa de poluição que é cobrada em função do conteúdo poluidor e do custo para despoluir. Ocorre ajuda financeira para obras e procedimentos considerados prioritários. Os recursos são oriundos da cobrança das tarifas. Podem ser incluídas ajudas especiais aos setores industriais para redução ou eliminação de poluição ou diminuição de consumo de água (Pereira de Souza, 1989).

Na Europa, a Alemanha, a Holanda, a Hungria além de outros, executam como política o princípio poluidor-pagador. Há pequenas variações entre esses países. Alguns cobram por carga orgânica e toxicidade, outros por carga orgânica. Quanto à cobrança por captação, as variações ocorrem, principalmente, quanto a época do ano e uso da água e o valor é estipulado pelo órgão gestor e para cobrir suas despesas.

5.2. Sistema integrado de gestão dos recursos hídricos:

O modelo de tarifação proposto no presente trabalho tem como cenário a Política Estadual de Recursos Hídricos bem como o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SIGRH), cujas normas foram estabelecidas para o Estado de São Paulo, após longas discussões nas câmaras técnicas e no âmbito político, pela Lei nº 7.663 de 30 de dezembro de 1991.

Há alguns pontos da referida Lei que merecem destaque:

. No artigo 3º - A Política Estadual de Recursos Hídricos atenderá aos seguintes princípios:

"I. gerenciamento descentralizado, participativo e integrado, sem dissociação dos aspectos quantitativos e qualitativos e das fases meteórica, superficial e subterrânea do ciclo hidrológico". Observa-se a preocupação em atender o ciclo hidrológico sem privilegiar nenhuma de suas fases.

"II. adoção da bacia hidrográfica como unidade físico-territorial de planejamento e gerenciamento".

"III. reconhecimento do recurso hídrico como um bem público, de valor econômico, cuja utilização deve ser cobrada, observados os aspectos de quantidade, qualidade e as peculiaridades de cada bacia". É apresentado o respaldo legal para a instituição da cobrança sobre os usos dos recursos hídricos.

"VII - compatibilização do gerenciamento dos recursos hídricos com o desenvolvimento regional e com a proteção do meio ambiente". O legislador mostra a preocupação em conciliar o desenvolvimento econômico e a qualidade ambiental requerida pela comunidade.

Na seção II - Das Diretrizes Políticas, Artigo 4º inciso II, tem-se: " II - maximização dos benefícios econômicos e sociais resultantes do aproveitamento múltiplo dos recursos hídricos". No Artigo 8º que menciona a articulação do Estado com os Estados vizinhos e a União, destacando: No inciso I - "a utilização múltipla dos recursos hídricos, especialmente para fins de abastecimento urbano, irrigação, navegação, aquicultura, turismo, recreação, esportes e lazer". e inciso III - "a proteção de flora e fauna aquáticas e do meio ambiente"

O destaque é para o aproveitamento múltiplo dos recursos hídricos, ou seja, a classificação e, mais do que isso, a qualidade dos corpos de água devem obedecer ao conceito de usos múltiplos.

Ainda a seção II do Artigo 3º "VI - desenvolvimento de programas permanentes de conservação e proteção das águas subterrâneas contra poluição e superexploração".

"VII - prevenção da erosão do solo nas áreas urbanas e rurais, com vistas à proteção contra a poluição física e o assoreamento dos corpos de água". Este é um importante conceito de estudo integrado e global do meio ambiente, incluindo o uso do solo e suas técnicas de conservação.

No Artigo 5º parágrafo 3º - "O Estado incentivará a formação de consórcios entre os municípios tendo em vista a realização de programas de desenvolvimento e de proteção ambiental, de âmbito regional". A importante participação política integrada em uma bacia tem sua manifestação maior em associação de esforços. Neste sentido, a criação de consórcios é de fundamental importância como canal desta manifestação.

Na seção III - Da Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos, Artigo 14 inciso I e II comentam sobre a cobrança por uso ou derivação e por lançamento, diluição, transporte e assimilação de efluentes respectivamente. No parágrafo 1º do inciso II, "os responsáveis pelos lançamentos não ficam desobrigados do cumprimento das normas e padrões legalmente estabelecidos, relativos ao controle de poluição das águas". Nesse momento, o legislador resgata o padrão de emissão e padrão de qualidade que o responsável pela atividade necessita cumprir, independente da tarifação. Ou seja, a tarifa deve incidir sobre a carga remanescente.

Em relação a Lei nº 7.663 de 30 de dezembro de 1991, a criação de órgãos colegiados consultivos e deliberativos, o Conselho de Recursos Hídricos (CRH) e o Comitê de Bacias Hidrográficas (CBH), e um órgão executivo único para cada zona hidrográfica (segundo o Artigo 29 "onde os problemas relacionados aos recursos hídricos assim o justificarem, por decisão do respectivo Comitê de Bacia Hidrográfica e aprovação do Conselho de Recursos Hídricos poderá ser criada uma entidade jurídica, com estrutura administrativa e financeira própria, denominada Agência de Bacia"). A Agência é um órgão executivo do Comitê e do Conselho. A articulação com os demais órgãos executivos do Estado que realmente e efetivamente desenvolverão os trabalhos não é abordada pela Lei. Assim, se houver problemas políticos entre eles, o resultado final da Gestão Integrada certamente será comprometida com a existência ou não da Agência.

É prevista a participação da sociedade na elaboração dos planos e também na fiscalização e acompanhamento dos mesmos. Deve ser observada que a participação da população organizada é o que legitima o processo de planejamento, fundamentalmente quando esta participação se dá nas fases de elaboração e definições de soluções e estabelecimento de prioridades.

5.3. O impacto da cobrança sobre os usuários da água em diferentes estruturas de mercado:

A presente análise está baseada na teoria microeconômica, cujas idéias fundamentais e conceitos básicos são considerados conhecidos dos leitores.

Segundo Margulis (1990), o objetivo da "economia do bem-estar é estudar questões relativas à alocação de recursos. Como estes são escassos, a alocação ótima será aquela que maximize o bem-estar dos consumidores e dos produtores, sujeita às limitações das quantidades disponíveis. Deixando momentaneamente de lado o perfil distributivo de renda, uma economia perfeitamente competitiva satisfaz estes critérios de maximização e, assim, cada agente econômico, ao maximizar o seu bem-estar, estará maximizando o bem-estar social. Logo, o próprio mercado é capaz de alocar, em termos socialmente ótimos, os recursos disponíveis. A partir de certo ponto, considerando o ótimo de Pareto ou o ótimo social, ninguém poderá melhorar seu bem-estar sem que alguém seja prejudicado. Quando todos os mercados funcionam com preços ótimos, então estes preços representam uma boa medida de valor dos bens transacionados para qualquer produtor ou consumidor. Basta todavia, que uma das condições de concorrência perfeita não seja atendida para que o ótimo social não prevaleça". Como a concorrência perfeita é um modelo ideal, não será deste modo que será atingida a maximização do bem estar social.

Assim, continua Margulis (1990), por causa das imperfeições de mercado, o que prevalece são as curvas de benefício e custo privado marginal. Desta forma, no lugar do critério de Pareto, adota-se o chamado "teste de compensação" ou o critério de Kaldor-Hicks, para o qual, os recursos devem ser alocados de tal forma que a melhoria de bem-estar de algumas pessoas seja suficiente para compensar a perda de bem-estar de outras pessoas e ainda permitir algum benefício.

Segundo Garófalo e Carvalho (1988), "todos os problemas de natureza econômica que se apresentam dentro de uma economia moderna possuem uma origem comum, um

cerne, que reside na escassez dos recursos produtivos". Assim, a tarefa de alocar os recursos produtivos escassos entre os múltiplos fins de natureza diversa é o principal objetivo a que se propõe a Teoria Econômica.

Desta maneira, na medida em que uma determinada região se desenvolve (experimenta uma ocupação através das atividades do Homem) e se torna mais intenso o uso dos recursos hídricos, maior o potencial de conflitos entre esses usos e maiores os riscos de degradação da qualidade dos corpos de água. No momento em que o binômio disponibilidade - utilização transforma a água em um bem escasso, passa a ser objeto da Economia, tornando-se um bem com valor econômico.

Nesse sentido, quando da elaboração de planos de desenvolvimento, a disponibilidade dos recursos hídricos (ou recursos ambientais de forma geral) deve ser considerada como item a ser contemplado, passível de decisões econômicas, políticas, sociais e técnicas. Somente com a gestão destes recursos, os usuários (a sociedade) terão a possibilidade de dispor de água na quantidade requerida para o desenvolvimento das atividades previstas (pela sociedade).

Deve ser observado que dentre as inter-relações na questão ambiental e, mais especificamente, no assunto "cobrança sobre os usos dos recursos hídricos", a análise do possível comportamento do mercado frente a um novo "encargo" é fundamental para que o instrumento preconizado (cobrança) seja perfeitamente conhecido e para que seja analisada com a maior exatidão possível a real dimensão do que significa cobrar em função dos usos dos recursos hídricos em termos de comportamento de mercado.

Um dos aspectos importantes decorrentes da imposição prática deste procedimento, refere-se ao impacto sobre a estrutura de custos das empresas sujeitas à nova tarifação e a possibilidade de que ela seja repassada à frente sob a forma de aumento de preços.

A partir de conceitos econômicos tais como: elasticidade-preços, conceitos básicos de formação de preços em mercado, externalidades, efeitos econômicos de tributos e subsídios é possível analisar a cobrança pelo uso da água como forma de internalização de deseconomias externas.

Para Spencer (1979), um esquema de cobrança economicamente ótimo seria obtido com um custo unitário variável dado pelos valores dos Custos Sociais Marginais.

Assim, precisa-se definir até que ponto uma possível cobrança sobre a utilização de recursos hídricos, visando a corrigir a distorção entre os custos privados e os custos sociais e a fornecer recursos para a recuperação das áreas atingidas pela poluição, afetará a rentabilidade das empresas e/ou será transferida aos consumidores sob a forma de aumentos de preços.

Por sua vez, Sachs (1986) questiona a simples adoção de instrumentos econômicos na tentativa de solucionar os problemas de gestão dos recursos hídricos. Sachs comenta que "os instrumentos tradicionais da caixa de ferramentas do economistas não garantem a boa gestão dos recursos. O sistema de preços, por si só, não é capaz de internalizar o meio ambiente e a gestão dos recursos, a menos que sejam impostos, administrativamente, preços de dissuasão aos recursos potencialmente raros e não substituíveis por outros mais abundantes".

Segundo Sachs (1986), as ferramentas tradicionais do economista, sobretudo as fornecidas pela microeconomia, mostram-se claramente insuficientes na abordagem da harmonização do desenvolvimento sócio-econômico com a gestão racional dos recursos e do ambiente. É o que notadamente se verifica no tocante ao sistema de preços. A regra do funcionamento da economia capitalista é a internalização do lucro pela empresa e a externalização, sempre que possível, dos custos. O mesmo acontece nas economias socialistas da Europa do Leste, na medida em que os sistemas de estímulos econômicos à empresa privilegiam o crescimento da produção, em detrimento de qualquer outra consideração. Em boa verdade, enquanto couber à coletividade a responsabilidade pelas perdas e pela despoluição, nenhuma empresa se preocupará com isso. Da mesma forma, a empresa tenderá a desperdiçar recursos aos quais tenha livre acesso ou pelos quais pague um preço nominal, tais como o ar ou a água. No entanto, a degradação ambiental, provocada por uma empresa, constitui obviamente uma externalidade negativa para outras empresas situadas no mesmo local ou a jusante das águas por ela poluída. Será possível fazer com que a empresa internalize essas externalidades que provocou, por meio de uma modificação do sistema de preços? É o que pretende realizar o princípio do poluidor-pagador, em nome do qual cada empresa deve assumir o custo da poluição que causa.

Continua Sachs (1986), "a popularidade de que gozou esse princípio (poluidor-pagador) durante algum tempo explica-se por uma conjunção de vários fatores. Aos olhos do público, ele faz apelo à noção de justiça. Além disso, sua aplicação é relativamente simples, na medida em que recorre aos automatismos de mercado e não a uma burocracia especializada. Enfim, ele promete uma solução ótima e nisso se emparelha com o mito da racionalidade econômica. Trata-se, contudo, de um princípio

cheio de inúmeras deficiências".

Para relacionar a estrutura de custos das empresas e, portanto, a variação desta com a imposição de uma nova tarifa e a formação de preço final do produto poder-se-ia optar entre duas teorias de preços concorrentes: a neoclássica (ou marginalista) e a fixação de preço através de "mark-up" (ou princípio do custo final).

A explicação ortodoxa, denominada teoria de preços neoclássica ou marginalista, supõe um comportamento puramente reativo das empresas às condições de mercado, mesmo no caso de setores concentrados (monopólios e oligopólios). Assim, a determinação de preços, nessa teoria, ou depende da interação da demanda e oferta no mercado como um todo, atuando a empresa como "price taker", sobrando para ela um ajustamento passivo de quantidade, no caso dos mercados concorrenciais, ou, como nos mercados nos quais prevalecem poucas ou uma única firma, a formação de preços fica fortemente condicionada pelas condições de demanda, restando também pouca margem de manobra às firmas na fixação do preço. No que se refere a esta abordagem - neoclássica ou marginalista - Pires e Pereira de Souza (1991a) realizaram uma análise do comportamento do mercado frente a introdução de uma nova tarifa.

Como contraponto a este enfoque mais ortodoxo, tem-se os modelos teóricos baseados na formação de preços através de "mark-up". Para os setores nos quais a empresa detém certo poder de mercado, sua atuação, ao contrário do que propõe a teoria neoclássica, caracterizar-se-ia por uma política ativa de formação de preços. Esta política baseia-se, fundamentalmente, na imposição de uma margem porcentual positiva sobre os custos ("mark-up"), atuando a empresa, portanto, como "price maker". Esta seria a forma mais comum para determinação de preços, encontrada mormente nos mercados oligopolizados e monopolizados. Pires e Pereira de Souza (1991b) analisaram sob esta ótica, o comportamento do mercado.

Cabe observar que, segundo Pires e Pereira de Souza (1991b), apesar da teoria de formação de preços através de "mark-up" não encontrar receptividade junto aos economistas mais identificados com a teoria predominante - marginalista ou neoclássica - "considerando a realidade da estrutura produtiva brasileira, notadamente no setor industrial, e a parcimoniosa concorrência externa a que está exposta, parece ser o modelo de "mark-up" o mais adequado para a análise das alterações de preço decorrentes da introdução de uma nova tarifa".

Uma outra observação, diz respeito ao tipo de cobrança ou tributação que se está

pensando quando se fala em impor custos às empresas que fazem uso de recursos hídricos. Quando se trata de tributos deve-se especificar qual tipo está sendo considerado. Existem basicamente dois: o tributo específico e o tributo "ad-valorem" (Garófalo e Carvalho, 1988).

O tributo específico diz respeito a um valor fixo imputado a cada unidade do bem produzido e/ou comercializado (que inclusive pode ser atualizado periodicamente), independentemente do seu valor de venda. Já o tributo "ad-valorem" incide percentualmente sobre o valor de venda/produção do bem.

Como a essência do raciocínio a ser aqui apresentado não se altera em ambos os tipos de tributação e como o mais provável é que uma tarifa como a aqui preconizada em função a utilização de recursos hídricos seja do tipo específico, é este tipo de tributo que será utilizado nos exemplos a seguir, mencionados nas análises sobre o mercado concorrencial.

As diferentes estruturas de mercado:

Em primeiro lugar cabe observar que a análise seguinte não é válida somente para situações onde todas ou pelo menos a maior parte das empresas que compõem cada um dos setores de atividade estejam sujeitas à cobrança sobre os usos dos recursos hídricos. Na realidade, caso haja cobranças diferenciadas ou mesmo não exista cobrança em algumas regiões, é necessário um exame mais cuidadoso para que se saiba o resultado da imposição dessa cobrança. De forma geral, se apenas as empresas localizadas em determinada bacia hidrográfica estão sujeitas ao tributo e estas compõem parcela minoritária do mercado, então, na maioria dos casos, serão obrigadas a arcarem com boa parte do ônus, pois não conseguirão repassar à frente todo o aumento dos custos porque as outras empresas do setor estarão isentas desse encargo.

Um caso particular seria aquele em que houvesse cobranças diferenciadas segundo a bacia hidrográfica em que a empresa está localizada, devido a uma menor saturação da bacia. Tal situação também será objeto de análise neste capítulo.

Cabe observar que os casos de concorrência perfeita constituem-se parcela minoritária da estrutura produtiva brasileira, notadamente no que diz respeito ao setor industrial. Desta forma, tem-se as estruturas de mercado oligopolística e concorrência monopolística, nas quais prevalece um pequeno número de produtores cujos produtos não são homogêneos, mas substituíveis.

A estrutura de mercado e seu comportamento é determinante para que a questão "quem paga a conta" seja respondida. No caso de mercados concorrenciais a possibilidade de repasse da nova cobrança ao preço final do produto depende crucialmente da elasticidade da demanda. Caso esta elasticidade seja pequena, poderão ocorrer casos de empresas que não suportem os valores da cobrança, notadamente se empresas concorrentes estiverem localizadas em outras bacias hidrográficas com tarifação menor ou mesmo nula. Com isso, deverão, a médio prazo, otimizar sua produção, reduzir os custos ou mudarem-se para outra bacia hidrográfica, para recobram sua competitividade.

Uma análise mais detalhada de cada uma das estruturas de mercado (sob a ótica da teoria marginalista) é importante para que possa ser elucidado o quadro de quem arca com o ônus no processo de cobrança sobre os usos dos recursos hídricos e que foram objeto de análise de Pires e Pereira de Souza (1991a). Um quadro sinótico das conclusões do referido trabalho é apresentado a seguir:

. Concorrência perfeita:

Para demanda elástica e oferta inelástica, as empresas devem pagar parcela maior que a do consumidor. Para demanda inelástica e oferta elástica, os compradores arcarão com a maior parcela.

Assim, a possibilidade de repasse da tarifação ao preço por parte da empresa está condicionada às elasticidades da oferta e demanda e, também, à situação de saturação da bacia hidrográfica em que estão localizadas, ou seja, as empresas situadas em bacias mais saturadas terão seus lucros mais afetados, caso haja a tarifação diferenciada que é preconizada pela metodologia proposta pelo presente trabalho.

. Monopólio:

Para se saber quem irá pagar a maior parcela referente a cobrança em função dos usos da água, mais uma vez dependerá da elasticidade da demanda, ou seja, quanto maior a elasticidade da demanda, mais os lucros do monopólio serão afetados e quanto mais inelástica mais os consumidores arcarão com o ônus.

Caso característico de monopólio é a atividade de empresas de saneamento de água e esgoto. A este respeito, Lanna (1991) comenta que "uma situação de interesse prático é aquela em que os produtores devem atender compulsoriamente toda a demanda de água existente ao valor estabelecido pelo poder público para a tarifa. Esta situação

determina uma oferta totalmente elástica e é o caso das empresas de saneamento. A cobrança a essas empresas pelo uso onerará tão somente a elas caso estes custos não possam ser repassados aos consumidores. A quantidade consumida de água permanecerá constante. Caso a cobrança possa ser refletida na tarifa, tal como um tributo, ela onerará totalmente o consumidor, que terá ainda uma retração de consumo tanto maior quanto a elasticidade-preço da procura. Embora o produtor permaneça recebendo o mesmo preço unitário, sua receita total diminuirá com a retração do consumo e será tanto maior quanto for a elasticidade-preço da procura.

Para Sachs (1986), situações extremas, tais como quando uma empresa detém o monopólio de produção e distribuição de energia elétrica (e é o caso, também, das empresas de água e esgoto) a aplicação de tarifa "repercutirá imediatamente nas tarifas cobradas pela empresa. Logo, será como se os consumidores fossem chamados a financiar a essa empresa o direito de continuar a poluir. Se a demanda for inelástica (o que é verdade ao tratar-se de aumentos moderados de tarifa), a empresa sequer será penalizada por meio da redução do montante de seus negócios". Continua Sachs (1986) apesar das medidas econômicas e administrativas não poderem ser dispensadas, há necessidade de muita cautela. A este respeito, o exemplo da "experiência francesa da administração de bacias hidrográficas mostra as possibilidades e as limitações de tal abordagem".

. Concorrência monopolística:

A resposta de quem paga - o consumidor ou o produtor - depende da consideração de curto ou longo prazos. No curto prazo, desde que a demanda não se altere, todo o ônus da tarifação ficará a cargo das empresas. A longo prazo, é o consumidor que deve arcar com a maior parte do valor cobrado sobre os usos dos recursos hídricos, sempre que ocorrer uma maior estabilidade no mercado. No entanto, em ambos os casos o ônus será repartido, mesmo que não seja em partes iguais.

. Oligopólio:

Dependendo da estruturação das empresas, ter-se-á um comportamento distinto, podendo ser encontrados comportamentos equivalentes ao monopólio, situações onde a cobrança deverá ser absorvida exclusivamente pelas empresas (reduzindo sua lucratividade) e outras situações onde o consumidor será penalizado por aumento do preço do produto.

Uma consideração a ser feita é que aqui também a elasticidade da demanda joga seu peso. Será maior a redução de lucros dos monopolistas, oligopolistas e das empresas

que atuam em concorrência monopolística com a nova cobrança, quanto maior for a elasticidade da demanda e menor, neste caso, os aumentos de preços com que terão de arcar os consumidores.

Considerações sobre o "mark-up":

Cabe observar que, a despeito de se poder inferir o comportamento tendencial e as variações a curto prazo do coeficiente aplicado sobre os custos conforme oscilem as condições da economia e do mercado específico em que a empresa atua através da teoria de "mark-up", esta não tem uma explicação acabada para o nível inicial em que se fixa esta margem. Esses valores percentuais encontram-se atrelados a inúmeros condicionantes históricos e institucionais de difícil análise quantitativa: maior ou menor interferência estatal, poder relativo dos agentes participantes do mercado (tanto do lado dos produtores quanto dos consumidores), legislação relativa à comercialização, condições tecnológicas, grau de monopólio ou oligopólio etc. Tal problema, conquanto seja importante ser anotado, não se constitui como sério, uma vez que o valor do "mark-up" pode, de forma razoavelmente fácil, ser obtido empiricamente, servindo a teoria para tentar prever suas oscilações.

A análise realizada por Pires e Pereira de Souza (1991b) tem o intuito de verificar o impacto de uma nova tarifa tomando em conta a idéia de formação de preço "mark-up", dado que esta é mais adequada para o exame de situações em que as empresas dispõem de certo poder de mercado, ou seja, a existência de oligopólios e monopólios caracterizar-se-ia por uma política ativa de formação de preços. O objetivo é observar como se comportaria o nível de preços, fixados segundo o modelo de "mark-up", quando ocorresse a imposição de uma nova tarifa sobre a utilização de recursos hídricos.

Algumas considerações importantes do referido trabalho merecem ser mencionadas, a saber:

Caso haja alguma redução da demanda, o percentual repassado ao preço final do produto será maior do que o representado pela tarifa, ocasionando, portanto uma penalização maior do consumidor, ao mesmo tempo em que se preserva totalmente a rentabilidade da empresa.

Pode ocorrer (e na verdade talvez seja o caso mais comum) da tarifação incidir diferenciadamente sobre a empresa conforme a bacia hidrográfica em que ela esteja localizada, uma vez que um dos objetivos da tributação sobre os usos de recursos

hídricos é justamente criar estímulos para uma alocação mais racional das empresas entre as bacias hidrográficas, atendendo às peculiaridades regionais. Caso isto ocorra com setores produtivos nos quais poucas empresas detenham a hegemonia, três situações alternativas podem ser vislumbradas.

Na primeira delas, o poder financeiro e de mercado entre essas empresas equivalem-se e a forma de organização delas assemelha-se bastante a um cartel bem organizado, sem disputas internas. Neste caso, mesmo havendo uma tarifação diferente para as firmas, pode-se chegar a um acordo, baseado na manutenção do "mark-up" ou da massa de lucros, para que haja um "nivelamento por cima", isto é, o valor em cruzeiros da tarifa específica aplicada a cada unidade produzida tomado como base de cálculo para o novo preço final será aquele da firma localizada na bacia hidrográfica mais saturada. Tal alternativa implicaria em melhoria no "mark-up" ou da taxa de lucro para as outras firmas, mantendo-se inalterada para a empresa mais penalizada pela nova tarifa.

Caso a reação da demanda a qualquer variação do preço seja muito pronunciada (demanda elástica), as empresas do cartel poderão optar por "nivelar pela média", o que equivaleria a punir as unidades produtivas localizadas em áreas mais poluídas, premiando as firmas que estão em bacias hidrográficas menos saturadas.

Uma segunda situação, bastante comum nos mercados oligopolísticos, é a existência de uma empresa, dentre as demais, que detém maior poder econômico/financeiro e maior escala de produção, atuando como uma "firma-líder" dentro do mercado. As outras empresas menores atuam, assim, reativamente, notadamente no que diz respeito à fixação de preço, geralmente adotando um nível de preços pouco abaixo do fixado pela firma-líder, a qual, normalmente, possui um maior reconhecimento por parte dos consumidores.

Neste contexto, o impacto de uma tarifa diferenciada sobre as empresas será completamente diverso conforme o valor mais elevado incida sobre a firma-líder ou sobre as empresas menores do setor. No primeiro caso, a empresa líder repassaria seu maior acréscimo de custos para o preço final do produto, mantendo sua rentabilidade, no que seria seguido pelas demais empresas, aumentando-se a rentabilidade destas. Tal só não aconteceria caso as empresas menores, devido à queda muito grande da demanda com o acréscimo do preço ou ao desejo de ver avantajada suas participações no mercado buscassem corrigir seus preços apenas de acordo com os seus respectivos aumentos de custo. Desta forma, o diferencial de preço entre as empresas menores e a firma-líder aumentaria, diminuindo ainda mais a

demanda pela produção da empresa maior.

Na situação em que alguma das empresas de menor porte fosse contemplada com uma tarifa mais elevada, sua capacidade de manter a rentabilidade seria muito pequena. Neste caso, é muito provável que a firma-líder reajuste seu preço apenas de acordo com o nível da tarifação a que foi submetida, restando à empresa menor, mais penalizada, seguir o reajuste da empresa-líder, caso contrário perderia participação no mercado, o que implicaria em queda na sua rentabilidade.

A receita total oriunda da cobrança:

Um ponto que se afigura particularmente importante e diz respeito ao montante arrecadado com a introdução de uma nova cobrança e foi analisado por Pires e Pereira de Souza (1991a). Conforme demonstram as figuras 3a e 3b, o volume de arrecadação varia inversamente com a elasticidade das curvas de oferta e demanda. Quando se comparam os referidos gráficos, percebe-se nitidamente o que ocorre com a arrecadação das tarifas conforme variem as elasticidades das duas curvas do mercado, onde:

. S_0 e S_1 são as curvas de oferta antes e depois de implantada a cobrança, respectivamente.

. D é a curva de demanda.

FIGURA 3a : OFERTA E DEMANDA ELÁSTICAS
FONTE : PIRES & PEREIRA DE SOUZA (1991a)

FIGURA 3b : OFERTA E DEMANDA INELÁSTICAS

Os autores apresentaram dois casos extremos para facilidade de exposição: curvas de oferta e demanda com elasticidade elevada (3a) e curvas de oferta e demanda inelásticas (3b). A receita total da cobrança está expressa, em ambos os casos, pela área do retângulo P_1ABP_2 . No primeiro, o fato da demanda e a oferta serem bastante elásticas indica uma capacidade de reação muito grande de produtores e consumidores a variações nos preços, o que acaba por determinar uma receita reduzida para a entidade gestora dos recursos hídricos. No entanto, quando as curvas do mercado se apresentam inelásticas (figura 3b), a receita total da cobrança cresce substancialmente. Isto porque tanto produtores como consumidores têm poucas condições de reduzirem as quantidades produzidas e consumidas, respectivamente, dadas as variações no preço, o que afeta diretamente a qualidade do corpo de água.

6. Proposta de uma metodologia de cobrança sobre os usos dos recursos hídricos:

A garantia da quantidade e da qualidade da água no atendimento às necessidades da sociedade envolvida, é um dos principais pontos a serem observados para que a verificação da aplicabilidade e a eficiência da gestão dos recursos hídricos.

Como a apropriação dos recursos hídricos está intimamente vinculada ao uso do solo, a gestão da água deve contemplar a distribuição espacial das atividades, incentivando o processo de melhor localização das mesmas.

Da mesma forma, a conservação da qualidade e da quantidade da água está intimamente ligada ao meio ambiente como um todo, ou seja, onde se insere este recurso e as suas interfaces com os outros fatores ambientais.

Para a operacionalização da gestão da água, seria desejável que o controle de apropriação da água e a localização de suas atividades (uso do solo) tivessem regras estabelecidas de forma que fossem realizadas pelos próprios usuários, considerando, entre outros fatores, o grau de saturação em que se encontra a bacia hidrográfica.

6.1. O custo do tratamento de efluente como definidor de parâmetro tarifário:

A cobrança sobre os usos da água para ser utilizada como instrumento de gestão dos recursos hídricos deve atuar como mecanismo regulador de sua apropriação, bem como de ordenamento da ocupação territorial que os afeta. Deve refletir, também, o dinamismo encontrado na realidade do cotidiano.

Além disso, pela íntima relação entre os objetivos do planejamento regional e, portanto, com as necessidades sociais que determinam sua ocupação, fica evidente que os programas de intervenção dos órgãos gestores da água devem estar integrados no plano regional de desenvolvimento.

Assim, para que a cobrança possa desempenhar a função de mecanismo de gestão dos recursos hídricos, precisa estimular a melhor localização espacial das atividades, estimular a otimização dos usos da água através de um menor consumo e da adoção de sistemas de tratamento mais adequados para a situação de saturação da bacia hidrográfica, permitir que haja investimentos no sentido de melhorar a disponibilidade deste recurso, notadamente em épocas de estiagem e propiciar que haja uma

destinação dos recursos financeiros de forma a conseguir os melhores resultados na eficiência dos sistemas de tratamento dos efluentes e na adoção de outras medidas ou ações que visem a otimização dos recursos hídricos. Deve, portanto, induzir a adoção de processos produtivos não poluidores e fomentar o desenvolvimento de equipamentos, técnicas e processos de controle de poluição que consigam maior eficiência a um custo mais reduzido.

Para a operacionalização do sistema de cobrança e na definição do valor a ser cobrado sobre os usos da água há diferentes opções, dentre as quais podem ser citadas:

. A teoria de custo marginal de longo prazo, que baseia-se nos investimentos feitos em infra-estrutura, despesas de operação e manutenção do sistema, captação incremental de água bruta e de lançamento de efluentes, custo de oportunidade de capital com uma perspectiva de longo prazo. É caracterizado pela projeção atual de um desejável cenário futuro. É bastante utilizada em implantação de projetos saneamento básico, tais como sistema de abastecimento e distribuição de água.

. Outra opção é a disposição dos empreendedores e da sociedade como um todo em pagar pela manutenção de uma determinada qualidade e quantidade dos recursos hídricos. Há alguns modelos que procuram representar esta realidade mas, em função do grau de incerteza que têm, apresentam alguns problemas quando de sua operacionalização.

Segundo Libanori (1991), o conceito de disposição a pagar está associado à disposição das pessoas em pagar por uma melhoria ambiental e admitir que este seja o quanto este bem representa e, portanto, é o valor a ser pago pelos poluidores.

. Por fim, uma terceira forma de cobrança é baseada no custo médio do sistema de tratamento de efluentes líquidos, onde são contemplados custos de implantação e a vida útil, de operação e manutenção do sistema. É o custo de controle da fonte de poluição.

A opção em basear a metodologia proposta na cobrança através do custo médio de tratamento de efluentes não é fator limitante para aplicação de outros princípios norteadores de cobrança com a referida metodologia, apesar de necessitar de eventuais ajustes de concepção.

Informações sobre custos médios de tratamento de efluentes:

Há uma série de dificuldades para se realizar o levantamento dos dados brasileiros referentes ao custo da construção, operação e manutenção de sistemas de tratamento de resíduos industriais. No levantamento dos dados e informações sobre os custos de tratamento de águas residuárias tendo como base as empresas de consultoria na área, a realidade encontrada é a seguinte:

- . A ausência de dados sistematizados, uma vez que, são fornecidos verbalmente e sem compromisso por parte do informante.
- . A ausência de um controle de custos separado para as estações de tratamento.

Há alguns dados e informações relativos a custos de construção de estações de tratamento de águas residuárias no PROCOP/Cetesb (Programa de Controle de Poluição), mas nem sempre disponíveis. Assim, a bibliografia disponível de forma sistematizada é a estrangeira.

Para traçar as curvas de custos de tratamento, a opção recaiu na publicação Vernick e Walter (1981) que tem uma vasta análise de custos de dezenas de sistemas de tratamento. As atualizações destes custos são feitas através da "Engineering News Record" (ENR). A ENR é uma publicação semanal editada pela McGraw Hill, Inc. Nova Iorque, Estados Unidos da América, que apresenta larga distribuição na construção industrial. Como serviço a seus leitores publicada, entre outros, a variação de preços de construção civil em 20 cidades dos Estados Unidos e Canadá. Estes valores são apresentados em forma de números índices.

A atualização de todos os custos indexados usados na construção industrial têm como base os materiais de construção específicos e o custo da mão de obra apresentados, tanto de construção como de operação e manutenção. Os valores tomados como base contemplam os seguintes fatores:

- . Custo de mão de obra para consecução de todas as etapas do sistema de tratamento.
- . Considera o custo de energia, especificando a fonte energética (eletricidade, petróleo, carvão), utilizada em todas as fases do sistema de tratamento.
- . A localização do empreendimento, quanto a irradiação solar e, fundamentalmente, a temperatura, o que é importante notadamente para os sistemas biológicos.
- . Para a construção do sistema, existe necessidade de espaço físico para tanto. Assim, contempla o custo da terra, que apesar de sofrer variações de acordo com a localização, é parcela importante na composição final de custos de tratamento.

No caso do ENR são considerados valores médios. Os custos dos produtos de consumo (material de consumo), entre eles, os produtos químicos utilizados nos processos de tratamento também fazem parte da composição dos custos, da mesma forma que outros materiais de consumo e reposição diária de operação e manutenção.

Deve ser observado que os custos de construção não incluem a parte externa da estação: tubulação, instalações elevatórias, estruturas civis, instrumentação, custos da terra. Também não estão incluídas as taxas fiscais.

Para o presente trabalho, foram atualizados alguns custos apresentados pela ENR de novembro de 1991. Os sistemas são os seguintes: lagoa facultativa, lagoa aerada, lagoa anaeróbia e sistemas de desnitrificação, cujos dados básicos de custos são expostos com a devida análise estatística para o aproveitamento das equações resultantes da análise realizada. A saber:

a. Lagoa facultativa:

A curva mencionada é a de clima quente e apresenta expectativa de 50 anos de funcionamento:

Quadro 1: Custos da lagoa facultativa.

Vazão	Custo de construção	Custo de operação e manutenção	Custo total
(m ³ /dia)	(10 ⁶ US\$/ano)	(10 ⁶ US\$/ano)	(10 ⁶ US\$/ano)
378,50	0,158	0,00396	0,00712
3.785,00	0,791	0,01781	0,03362
37.850,00	3,956	0,07912	0,15824

Fonte: Adaptado de Vernick e Walter (1981).

onde: custo total = os custos de construção dividido pela vida útil somado ao custo anual de operação e manutenção. O resultado é o custo anual total.

Nas abscissas estão as vazões expressas em m³/s e nas ordenadas estão os custos expressos em 10⁶.US\$/ano. Efetuada a análise de regressão concluiu-se que a curva de melhor comportamento ($R^2 = 0,9997$) para expressar o custo de construção é:

$$y = 2,32 \cdot 10^{-3} \cdot x^{0,706282} \quad (1)$$

Quanto a curva de operação e manutenção ($R^2 = 0,9998$):

$$y = 7,50 \cdot 10^{-5} \cdot x^{0,864782} \quad (2)$$

E o custo total, somando-se o custo anual de operação e manutenção e o custo de implantação ponderado pela vida útil, tem-se:

$$y = 1,31 \cdot 10^{-4} \cdot x^{0,673418} \quad (3)$$

b. Lagoa aerada:

O tempo previsto para operação das lagoas aeradas foi de 30 anos. Os valores de custos de construção, operação e manutenção são os seguintes:

Quadro 2: Custos da lagoa aerada.

Vazão	Custo de construção	Custo de operação e manutenção	Custo total
(m ³ /dia)	(10 ⁶ US\$/ano)	(10 ⁶ US\$/ano)	(10 ⁶ US\$/ano)
378,50	0,12857	0,00791	0,1220
3.785,00	0,19780	0,02967	0,03626
37.850,00	0,9800	0,13846	0,17143
378.500,00	4,99500	1,18680	1,35163

Fonte: Adaptado de Vernick e Walter (1981).

onde: custo total = os custos de construção dividido pela vida útil somado ao custo anual de operação e manutenção. O resultado é o custo anual total

Nas abscissas estão as vazões expressas em m³/s e nas ordenadas estão os custos expressos em 10⁶.US\$/ano. Efetuada a análise de regressão concluiu-se que a curva de melhor comportamento ($R^2 = 0,9498$) para expressar o custo de construção:

$$y = 3,54 \cdot 10^{-3} \cdot x^{0,545405} \quad (4)$$

Quanto a curva de operação e manutenção ($R^2 = 0,9872$)

$$y = 9,15 \cdot 10^{-5} \cdot x^{0,719728} \quad (5)$$

E o custo total, somando-se o custo anual de operação e manutenção e o custo de implantação ponderado pela vida útil, para $R^2 = 0,9810$:

$$y = 1,68.10^{-4}.x^{0,680815} \quad (6)$$

c. Lagoa anaeróbia:

O tempo previsto para operação das lagoas anaeróbias foi de 50 anos. Os valores de custos de construção, operação e manutenção e total são os seguintes:

Quadro 3: Custos da lagoa anaeróbia.

Vazão	Custo de construção	Custo de operação e manutenção	Custo total
(m ³ /dia)	(10 ⁶ US\$/ano)	(10 ⁶ US\$/ano)	(10 ⁶ US\$/ano)
378,50	0,10228	0,00256	0,00461
3.785,00	0,51142	0,01193	0,02216
37.850,00	1,96046	0,05114	0,09035
378.500,00	17,04749	0,25571	0,59666

Fonte: Adaptado de Vernick e Walter (1981).

onde: custo total = os custos de construção dividido pela vida útil somado ao custo anual de operação e manutenção. O resultado é o custo anual total.

Nas abscissas estão as vazões expressas em m³/s e nas ordenadas estão os custos expressos em 10⁶.US\$/ano. Efetuada a análise de regressão concluiu-se que a curva de melhor comportamento ($R^2 = 0,9904$) para expressar o custo de construção:

$$y = 1,27.10^{-3}.x^{0,724919} \quad (7)$$

Quanto a curva de operação e manutenção ($R^2 = 0,9996$)

$$y = 4,99.10^{-5}.x^{0,663064} \quad (8)$$

E o custo total, somando-se o custo anual de operação e manutenção e o custo de implantação ponderado pela vida útil, para $R^2 = 0,9964$:

$$y = 7,12.10^{-5}.x^{0,694644} \quad (9)$$

d. Sistemas de desnitrificação:

O tempo previsto para operação das lagoas anaeróbias foi de 30 anos. Os valores de custos de construção, operação e manutenção e total são os seguintes:

Quadro 4: Custos dos sistemas de desnitrificação.

Vazão	Custo de construção	Custo de operação e manutenção	Custo total
(m ³ /dia)	(10 ⁶ US\$/ano)	(10 ⁶ US\$/ano)	(10 ⁶ US\$/ano)
378,50	0,1978	0,01978	0,02637
3.785,00	0,4945	0,07912	0,09560
37.850,00	1,9780	0,59340	0,65933
378.500,00	11,8680	3,95600	4,35160

Fonte: Adaptado de Vernick e Walter (1981).

onde: custo total = os custos de construção dividido pela vida útil somado ao custo anual de operação e manutenção. O resultado é o custo anual total.

Nas abscissas estão as vazões expressas em m³/s e nas ordenadas estão os custos expressos em 10⁶.US\$/ano. Efetuada a análise de regressão concluiu-se que a curva de melhor comportamento ($R^2 = 0,9799$) para expressar o custo de construção:

$$y = 4,67 \cdot 10^{-3} \cdot x^{0,593651} \quad (10)$$

Quanto a curva de operação e manutenção ($R^2 = 0,9942$)

$$y = 1,66 \cdot 10^{-4} \cdot x^{0,777815} \quad (11)$$

E o custo total, somando-se o custo anual de operação e manutenção e o custo de implantação ponderado pela vida útil, para $R^2 = 0,8077$:

$$y = 1,17 \cdot 10^{-3} \cdot x^{0,649126} \quad (12).$$

6.2. A metodologia de cobrança em função dos usos da água:

A metodologia proposta considera que a cobrança sobre os usos dos recursos hídricos deve atender a dois parâmetros principais: a cobrança sobre o lançamento de efluentes e a cobrança sobre o consumo de água, cujos valores e sistemática são apresentados a seguir.

6.2.1. A metodologia proposta:

A metodologia proposta para cobrança por lançamento de efluentes nos corpos de água e por captação e consumo de água é a seguinte:

A cobrança por lançamento de carga de poluição:

A partir da definição do padrão de qualidade do corpo de água receptor e dos usos dos recursos hídricos, podem ser definidos:

- . A vazão mínima do corpo receptor destinada a diluição e depuração de efluentes como sendo Q.
- . A concentração máxima possível de um parâmetro de poluição, permitida pela legislação vigente e a qualidade de água requerida pela sociedade (padrão de qualidade do corpo de água), como sendo c.
- . A carga de saturação, relativa a um parâmetro, de uma determinada bacia hidrográfica como sendo Cs.

Assim, tem-se:

$$Cs = Q \cdot c \quad (13)$$

Também devem ser consideradas todas as atividades em cujos efluentes sejam encontradas os parâmetros que são passíveis de cobrança, contribuindo com a carga de poluição remanescente C_e , entendida como sendo a vazão e a concentração efluentes após o tratamento contemplando pela legislação.

Assim, define-se o índice de carga (I_c):

$$I_c = \frac{Cs - \sum C_e}{Cs} \quad (14)$$

onde: $\sum C_e$ é a somatória de todas as cargas remanescentes emitidas e que tenham o poluente em análise.

A consideração a respeito do comportamento do poluentes (conservativo ou não conservativo) e a real concentração existente em uma seção de estudo específica, depende do nível de sofisticação em que se trabalhar. A aplicação de modelos mais elaborados, normalmente, necessita de dados e informações mais precisas.

O índice de carga (I_c) exprime o nível de comprometimento da qualidade da água da bacia hidrográfica (ou trecho da bacia hidrográfica - conforme o caso), com relação a um determinado parâmetro ambiental isoladamente.

Além disso, o índice de carga (I_c) garante a ponderação da capacidade de assimilação do meio ambiente, uma vez que para a definição do índice de carga são contemplados, de modo concomitante, todas as atividades desenvolvidas na bacia e a sua vazão destinada a diluição e depuração de efluentes.

A associação entre o índice de carga (I_c) e o valor a ser pago é realizada através da curva ou equação definida a partir do custo médio do sistema de tratamento de efluentes. Para tanto, é definido um multiplicador (K_c) cujo valor é obtido conforme a figura a seguir:

FIGURA 4 - CURVA PARA COBRANÇA

FONTE : PEREIRA DE SOUZA , M (1990)

O K_c é o multiplicador - definido para cada poluente a ser cobrado - que permite calcular o valor a ser pago para cada atividade. Deve ser observado que o valor de K_c é o mesmo para todos os lançadores de uma determinada substância ou parâmetro ambiental (poluente) num dado instante. É expresso em Cr\$.dia/m³

Um fator importante a ser considerado para a cobrança sobre o lançamento de poluentes na água é a sazonalidade do lançamento, ou seja, a época do ano em que ele ocorre. Isto porque as variações climáticas (chuvas, temperatura entre outros) podem ser consideráveis.

Outro fator de grande magnitude é o uso a que está associado ao lançamento. A sociedade envolvida, a partir da definição de suas necessidades, pode considerar que determinadas atividades devam ser estimuladas em detrimento de outras. Assim, pode ocorrer uma cobrança diferenciada por atividade, desde que a menor não seja inferior a um. Estas atividades são os grupos de empreendimentos que atendem um critério de semelhança de apropriação de água, conforme mencionado a seguir.

Por fim, deve ser ponderado a eficiência da alocação dos recursos financeiros para o tratamento dos efluentes. Há determinados sistemas que apresentam maior eficiência na remoção de um mesmo poluente e, assim, eles devem ser estimulados. Em todos os casos, deve ser garantida a remoção mínima contemplada na legislação (padrão de emissão) e estimulada a adoção de tratamentos mais sofisticados, o que na prática significa investir onde são obtidos melhores resultados. Do ponto de vista operacional, devem ser adotados multiplicadores menores para os efluentes mais difíceis de se remover poluentes e vice-versa, multiplicadores maiores naqueles onde os investimentos acarretam bons resultados de remoção de poluentes. Um bom procedimento é definir grupos de usuários com as mesmas características, por exemplo, metarlurgia, bebidas, laticínios, etc. e incluir este fator na ponderação do multiplicador.

Para expressar a sazonalidade temporal, os diferentes grupos de usuários e a eficiência de alocação de recursos financeiros define-se o fator U, denominado fator ponderador para cobrança sobre o lançamento de carga poluente, cujo valor é determinado pelos responsáveis pela gestão da bacia. Cabe lembrar que em nenhum caso o valor de U deve ser menor que um.

Para que haja a ponderação da real situação do sistema de tratamento implantado, penalizando os lançamentos em desacordo e beneficiando (e até incentivando) os usuários que conseguirem concentrações de poluentes nos efluentes menores daquelas indicadas nos padrões de emissão, é ponderada a razão (ce/cp), (onde ce é a concentração do poluente encontrada no efluente final e cp é a concentração máxima permitida pelo padrão de emissão) e feita sua inclusão na cobrança.

Desta forma, o cálculo do valor a ser pago (Te) sobre o lançamento de carga poluente será:

$$Te = Kc.U.Qe.(ce/cp) \quad (15)$$

onde:

- . K_c é o multiplicador.
- . Q_e é a vazão do efluente final (m^3/s)
- . U é o fator ponderador de tipo de usuários, sazonalidade e eficiência econômica do tratamento.
- . c_e é a concentração do poluente encontrada no efluente final (mg/l).
- . c_p é a concentração máxima permitida pelo padrão de emissão (mg/l).

Deve ser notado que o valor total a ser pago, para cadaropriador que lança efluentes nos recursos hídricos, é a somatória dos valores individuais de cada um dos poluentes, cujos lançamentos são cobrados. É a soma dos diferentes " T_e " que estejam sendo calculados.

A curva de carga de poluição deve ser formada por segmentos de curva, cujos comportamentos representem os custos dos sistemas de tratamento a serem adotados, de forma a permitir que o corpo de água permaneça nos limites de sua capacidade de suporte. O critério proposto pela metodologia apresentada é o seguinte:

- . Para " I_c " variando entre 1 e 0,02 - o custo associado é o de uma lagoa anaeróbia ou, se houver disponibilidade de informações, ao tratamento primário.
- . Para " I_c " variando entre 0,02 e 0 - o custo associado é de uma lagoa aerada, ou ao tratamento secundário.
- . Para valores de " I_c " menores que 0 - o custo é de um sistema de desnitrificação ou a de tratamento terciário, se houver dados.

Deve ficar claro que a composição das curvas de cobrança (dependendo do poluente ou grupo de poluentes) pode ser mais elaborada que as apresentadas neste trabalho e, portanto, representar com mais fidedignidade os valores a serem associados. Um melhor ajuste pressupõe um estudo mais elaborado dos custos dos referidos poluentes.

Esquemáticamente a curva pode ser representada por:

FIGURA 5 : FAIXAS DE CUSTOS

Mesmo que a curva $K_c \times I_c$ atribua valores incrementais crescentes a medida que I_c esteja próximo a zero, notadamente menor que 0,02 e do próprio zero, a somatória de cargas remanescentes lançadas no recurso hídrico pode ultrapassar o valor que representa o seu poder de assimilação (são os casos de I_c com valores negativos). Nestes casos, o sistema de cobrança deve arrecadar o suficiente para implementar medidas (entre elas a instalação de unidades de tratamento de efluentes) que reduzam os efeitos deletérios dos possíveis impactos. Afinal, a garantia da qualidade e da quantidade dos recursos hídricos é o objetivo a ser atendido no desenvolvimento deste instrumento.

6.2.2. Os valores a serem cobrados:

Para operar a metodologia de cobrança proposta, é necessário, a partir das curvas de custos médios de tratamento do efluente (item 6.1), construir as curvas de cobrança propriamente ditas. Para tanto, é preciso transladar as curvas de custos médios originalmente encontradas de forma a atender as seguintes condições:

- Impor que a curva de cobrança corte o eixo das abscissas no ponto 1. Assim, para $y=0$ tem-se $x=1$.
- Inverter a curva, ou seja, fazer com que os valores das ordenadas cresça com valores menores das abscissas. Para tanto, $x=1-x$.
- Ajustes de unidades, ou seja, m^3/dia em l/s e milhões de dólares em dólares.
- Adotar o multiplicador K no eixo y (ordenadas), e o valor de I no eixo x (abscissas).

Esquemáticamente é o seguinte:

FIGURA 6 - TRANSFORMAÇÃO

Assim, atendendo às condições mencionadas, para K expresso em $(\text{US}\$.s)/(\text{l.ano})$ ou $(\text{US}\$/\text{ano})/(\text{l/s})$, tem-se:

. Custos para cobrança em função dos usos da água compatíveis com lagoa anaeróbia:

$$K = 6,15 \cdot 10^3 \cdot (1-I)^{0,69} \quad (16)$$

. Custos para cobrança em função dos usos da água compatíveis com as lagoas facultativas:

$$K = 1,13 \cdot 10^4 \cdot (1-I)^{0,67} \quad (17)$$

. Custos para cobrança em função dos usos da água compatíveis com os sistemas de desnitrificação:

$$K = 1,01 \cdot 10^5 \cdot (1-I)^{0,65} \quad (18)$$

O comportamento da curva de cobrança em função dos lançamentos de carga poluente:

O comportamento básico da curva é o seguinte: à medida em que mais atividades contribuem para o aumento da concentração do parâmetro ambiental em questão, ocorre um deslocamento do valor de I_c em sentido do valor zero. Se de um lado o I_c é sempre menor ou igual a um, de outro, ele pode assumir valores negativos, quando a somatória das cargas remanescentes for maior que a carga de saturação definida inicialmente. Nesse último caso, o K_c assume valores altos, correspondente a equação de cobrança compatíveis aos custos do sistema de desnitrificação, o que deve gerar

somatória das cargas remanescentes for maior que a carga de saturação definida inicialmente. Nesse último caso, o K_c assume valores altos, correspondente a equação de cobrança compatíveis aos custos do sistema de desnitrificação, o que deve gerar um esforço de todos os usuários no sentido de reverter essa situação, qual seja, do limite admitido de saturação ser ultrapassado.

Na prática, o estímulo individual de melhor utilizar a água, na medida em que o custo de lançar é maior do que o custo de tratar, pode ser traduzido:

- . por modificações nos processos industriais,
- . pelo critério da escolha de um local para instalação, ou seja, opções por regiões onde exista maior disponibilidade de água,
- . por investimentos em sistemas de controle de poluição e
- . pela adequação da captação e do lançamento em épocas onde ocorrem vazões maiores do corpo de água.

6.2.3. As curvas de consumo de água:

Para cálculo do consumo, considera-se somente a quantidade de água efetivamente consumida. Assim, deve-se descontar, da vazão captada, a quantidade devolvida na forma de efluente líquido.

As captações de água podem ser subterrâneas ou superficiais. As águas subterrâneas apresentam características específicas e, portanto, o seu aproveitamento deve ser objeto de metodologia que contemple essas questões e também as interfaces com as águas superficiais e uso do solo, estudo este que não é escopo do presente trabalho.

Quanto aos efluentes, considera-se que são lançados, obrigatoriamente, nas águas superficiais, não sendo permitido zonas de recargas de aquíferos subterrâneos com águas residuárias.

A forma de cobrança proposta por esta metodologia, parte da premissa de que o consumo de água afeta a capacidade de depuração e diluição do corpo de água superficial. Assim, o consumo de água deve ser relacionado com a pior situação de poluição encontrada no corpo de água (poluente que apresenta a situação mais próxima à saturação). Toda vez que existir uma captação estará havendo um decréscimo na capacidade de depuração e diluição, proporcional à vazão captada.

Para tanto, há dois momentos que devem ser considerados e comparados para cobrar

por consumo: (1) a situação imediatamente anterior à captação superficial e (2) a situação imediatamente posterior à captação superficial.

Na situação anterior à captação de água superficial, situação (1), o multiplicador K_1 é função de I_1 , que por sua vez é função:

. Da carga de saturação do corpo de água onde se dá a captação, representada por

$$C_s = Q.c \quad (19)$$

onde Q é a vazão destinada a diluição e depuração e c é a concentração estipulada pelo padrão de qualidade para o referido corpo de água.

. Da somatória das cargas de poluição emitidas por todas as atividades desenvolvidas na área envolvida, representada por C_e :

$$C_e = Q_e.ce \quad (20)$$

onde:

. Q_e é a vazão do efluente e ce é a concentração emitida do poluente em questão.

Assim, para calcular I_1 , a expressão é:

$$I_1 = \frac{C_s - \sum C_e}{C_s} \quad (21)$$

Para calcular K_1 , que é função de I_1 , são aplicadas as equações de custo, dependendo da situação de saturação onde se encontra o corpo de água em questão. São as mesmas apresentadas para cobrança por lançamento.

Para calcular o valor de I_2 , situação que contempla a adução da vazão consumido Q_{con} , associa-se a esta vazão consumida um decréscimo da capacidade de diluição e depuração. Para tanto, considera-se que a vazão destinada à diluição e depuração, que, na realidade, representa a capacidade de saturação do corpo de água, sofre um decréscimo de Q_{con} . Assim, a expressão de I_2 fica:

$$I_2 = \frac{(Q - Q_{con}).c - \sum Q_e.ce}{(Q - Q_{con}).c} \quad (22)$$

O cálculo do K_2 , que é função de I_2 , é realizado aplicando as mesmas equações de custo da cobrança por lançamento, dependendo, também, da situação de saturação.

Deve ser lembrado que os valores de somatória de cargas poluidoras consideradas para efeito de cálculo de consumo, devem corresponder ao parâmetro ambiental mais próximo à saturação, ou seja, a pior situação.

Para o cálculo do valor a ser pago por captação de água superficial (T_e), é necessário comparar as situações (1) com a (2), ou seja, as situações antes e depois da captação. Isto se dá através da subtração entre eles ($K_2 - K_1$), que representa quanto a situação inicial foi afetada pela captação. Assim:

$$T_e = (K_2 - K_1) \cdot S \cdot \sum Q_e \cdot c_e / c_p \quad (23)$$

onde:

- . S é o número que pondera a sazonalidade e o tipo de atividade. É o correspondente ao U da cobrança por lançamento.
- . $\sum Q_e \cdot c_e$ é a somatória das cargas de poluição emitidas considerando poluente em questão (mg/s).
- . c_e é a concentração de cada efluente emitido (mg/l).
- . c_p é a concentração máxima permitida para o poluente, cujo valor é contemplado no padrão de emissão (mg/l).

O comportamento da curva de cobrança em função do consumo:

Na equação de cobrança (23), deve ser observado que o produto de $Q_e \cdot c_e$ define a carga de poluente emitida pelo usuário. O quociente de (c_e / c_p) contempla a concentração emitida frente ao valor de concentração mencionado em lei. Este índice remete a duas situações básicas, a saber:

- . Se o usuário tiver instalado um sistema de tratamento que traz bons resultados, o valor pago sofre uma redução proporcional.
- . Caso contrário, além das sanções previstas na legislação, o usuário sofrerá um acréscimo no valor a ser pago, proporcional ao aumento de concentração, além, é claro, de ficar sujeito às sanções legais por estar infringindo a legislação no tocante ao padrão de emissão. Exceção é feita a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), que para efeito de cálculo, considera-se o valor de 60 mg/l de concentração (c_p), desconsiderando a hipótese de 80% de eficiência do sistema de tratamento.

O comportamento geral da metodologia proposta é a seguinte: o valor de I , que é função de Q , c e C_e será alterado na medida em que o valor de Q irá diminuir, fazendo com que o valor de I diminua - de I_1 para I_2 - aumentando o valor de K - de K_1 para K_2 .

A situação do corpo de água terá piorada a sua condição de depuração e diluição proporcionalmente a quantidade de água captada. Em termos esquemáticos, o consumo refletirá em I e K da forma ilustrada a seguir:

FIGURA 7 - CURVA PARA COBRANÇA POR ANALOGIA

A condição foi piorada proporcionalmente a vazão captada e a somatória de cargas remanescentes do pior parâmetro.

6.3. Aplicações em alguns casos:

Como forma de aplicar a metodologia proposta no presente trabalho, foram escolhidas algumas situações que podem suscitar discussões e auxiliar a formulação de considerações a respeito do assunto. As fontes de informações foram o Plano Estadual de Recursos Hídricos, elaborado pelo DAEE (1990), o Relatório sobre as Diretrizes para Planejamento da Bacia do Rio Piracicaba, elaborados pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente em outubro de 1989 e o Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1990, elaborado pela CETESB. As situações são as seguintes:

1. A captação de água da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) no Sistema do

Alto Piracicaba - rios Jaguari e Atibaia, considerando uma reversão do Sistema do Alto Piracicaba para a Região Metropolitana de 30 m³/s. Esta análise é realizada na confluência dos rios Atibaia e Jaguari. Para verificar o comportamento da metodologia proposta, foram analisadas dez situações onde foram alteradas as condições de saturação do rio, vazão do rio e captada para a RMSP. Os resultados são apresentados na tabela . Cabe observar, ainda, que a pior situação de saturação é considerada a concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

2. A cidade de Piracicaba considerando a captação de água e o lançamento de esgotos sanitários no rio Piracicaba. O autor estima consumo de 400 l/dia por habitante, a cidade com 300.000 habitantes e retorno de 80% da vazão captada.

3. A Indústria da Rhodia, instalada no rio Atibaia, apresenta uma vazão de captação de 4,0 m³/s e o lançamento de efluente líquido apresentando uma carga remanescente de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), considerada a pior situação de saturação, de 5.500 kg/dia ou, aproximadamente, 64.000 mg/s. O autor supõe que tenha 95% de retorno da água captada em forma de efluente líquido. Foram consideradas sete situações diferentes de vazões captadas e do rio, de concentrações de carga remanescente e do corpo receptor, as quais estão na tabela .

Informações complementares:

O pior parâmetro ambiental é considerado a DBO, pelo simples fato de não existirem informações sobre os outros parâmetros. Assim, considerando que os rios são enquadrados na Classe II, obedece a legislação do Estado de São Paulo, que estipula o padrão de qualidade em 5 mg/s e padrão de emissão em 60 mg/l.

Os rios mencionados têm a seguinte situação:

. Rio Jaguari: Apresenta uma $Q_{7,10} = 15 \text{ m}^3/\text{s}$ e uma condição aceitável de qualidade de água.

. Rio Atibaia: Apresenta uma $Q_{7,10} = 10 \text{ m}^3/\text{s}$ e uma condição imprópria para uso apenas com tratamento convencional.

. Rio Piracicaba: Apresenta uma $Q_{7,10} = 40 \text{ m}^3/\text{s}$ e uma condição imprópria para uso apenas com tratamento convencional.

convencional.

Os parâmetros apresentados nas tabelas das três situações são os seguintes:

Q_r - vazão do rio em l/s.

C_s - concentração de DBO do rio, em mg/l.

C_s - carga de DBO suportável pelo rio em mg/s.

Q_e - vazão do efluente emitido pela atividade em análise, dada em l/s.

C_e - concentração de DBO no efluente da atividade em análise em mg/l.

C_e - carga remanescente de DBO do efluente da atividade em questão em mg/s.

ΣC_e - carga remanescente de DBO do conjunto das atividades desenvolvidas no rio, considerando a sua depuração, dada em mg/s.

Q_{cons} - vazão efetivamente consumida pela atividade em análise em l/s.

C_p - concentração de DBO contemplada na legislação ambiental do Estado no tocante ao padrão de emissão. Nesses casos, foram considerados apenas a concentração de 60 mg/l, independente da redução de 80% da carga poluidora.

U - multiplicador que contempla a sazonalidade e o tipo de atividade desenvolvidas. Nos casos apresentados o valor de U é igual a um.

I - índice de saturação do rio, já apresentado na metodologia.

K - multiplicador também apresentado na metodologia e é dado por (US\$/ano)/(l/s).

T_e - valor a ser pago por consumo (T_{econ}), lançamento (T_{elanc}) ou total (T_{etot}), dado por US\$/ano.

Os casos mencionados resultam nos seguintes valores:

I. Reversão do Alto Piracicaba para abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo:

Considerando apenas uso consultivo e uma reversão de 30 m³/s nos Rios Jaguari e Atibaia, que apresentam, respectivamente, 15 e 10 m³/s de $Q_{7,10}$. O total da vazão disponível em épocas de estiagem poderia ser de 55 m³/s, desde que não houve captação para a RMSP. Os mesmos rios apresentam uma vazão média de 30 e 20 m³/s, perfazendo uma vazão total de 80 m³/s. Há, também, a análise da situação onde a vazão disponível, sem considerar a reversão, é de 110 m³/s. Todas essas situações apresentam variações de carga remanescente e condições de saturação.

Quadro 5: Região Metropolitana de São Paulo:

	Unid	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Qr	l/s	55.000	80.000	110.000	110.000	110.000	55.000	55.000	55.000	55.000	55.000
cs	mg/l	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Cs	mg/s	275.000	400.000	550.000	550.000	550.000	275.000	275.000	275.000	275.000	275.000
ΣCe	mg/s	122.500	122.500	122.500	100.000	50.000	125.000	122.500	125.000	125.000	125.000
Qcons	m ³ /s	30.000	30.000	30.000	30.000	30.000	30.000	15.000	29.500	29.000	15.000
cp	mg/l	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
U		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
I1		0,555(1)	0,694(1)	0,777(1)	0,818(1)	0,909(1)	0,545(1)	0,555(1)	0,545(1)	0,545(1)	0,545(1)
K1	*	3.520	2.718	2.182	1.887	1.178	3.569	3.520	3.569	3.569	3.569
I2		0,020(2)	0,510(1)	0,694(1)	0,750(1)	0,875(1)	0,00(3)	0,388(1)	0,019(2)	0,039(1)	0,375(1)
k2	*	11.148	3.759	2.718	2.363	1.465	101.000	4.385	11.151	5.886	4.447
(k2-k1)	*		1.041	536	466	289	87.431	865	7.582	2.416	877
Telanc	**	15.573.875	2.125.815	1.094.729	776.885	240.778	202.980.275	1.766.109	15.794.993	5.034.022	1.827.449
**	/ hab	2,22	0,30	0,16	0,11	0,03	29,00	0,25	2,26	0,72	0,26

* (US\$/ano)/(l/s)

** (US\$/ano)

As equações utilizadas para K=(I) são:

$$(1) K = 6150.(1-I)^{0,69}$$

$$(2) K = 11300.(1-I)^{0,67}$$

$$(3) K = 101000.(1-I)^{0,65}$$

II. Captação e lançamento da cidade de Piracicaba - rio Piracicaba:

Foram consideradas situações de vazões variando de 40 m³/s até 100 m³/s e a carga remanescente de lançamento com tratamento de eficiência de 80% e sem tratamento nenhum. Os resultados são os seguintes:

Quadro 6; Captação e lançamento da cidade de Piracicaba:

	Unidades	I	II	III	IV	V	VI
Qr	l/s	40.000	40.000	40.000	100.000	100.000	100.000
cs	mg/l	5	5	5	5	5	5
Cs	mg/s	200.000	200.000	200.000	500.000	500.000	500.000
Qe	l/s	500	500	500	500	500	500
ce	mg/l	300	60	60	300	60	60
Ce	mg/s	150.000	30.000	30.000	150.000	30.000	30.000
ΣCe	mg/s	184.000	80.000	20.000	184.000	80.000	20.000
Qcons	l/s	700	700	700	700	700	700
cp	mg/l	60	60	60	60	60	60
U		1	1	1	1	1	1
I1		0,08(1)	0,60(1)	0,90(1)	0,632(1)	0,84(1)	0,96(1)
K1	*	5.806	3.268	1.256	3.085	1.737	667
I2		0,064(1)	0,593(1)	0,898(1)	0,630(1)	0,839(1)	0,960(1)
K2	*	5.877	3.308	1.271	3.100	1.745	670
(k2-k1)	*	71	40	15	15	8	3
Tecons	US\$/ano	218.232	53.407	5.130	45.972	11.250	1.080
Telanc	US\$/ano	14.515.390	1.634.054	627.834	7.7713.475	868.338	333.631
Tetot	US\$/ano	14.733.622	1.687.461	632.964	7.759.447	879.586	334.711
Per capita	US\$/ano						
	Tecons	0,62	0,15	0,01	0,13	0,03	0,00
	Telanc	41,50	4,70	1,79	22,00	2,50	0,95

* (US\$/ano)/(l/s)

As equações utilizadas para $K=(I)$ são:

$$(1) K = 6150.(1-I)^{0,69}$$

$$(2) K = 11300.(1-I)^{0,67}$$

$$(3) K = 101000.(1-I)^{0,65}$$

III. O caso Rhodia:

O exemplo da Rhodia tem seus números baseados nos relatórios mencionados no início deste capítulo. Cabe lembrar que, a cobrança para ser implementada deve dispor

de informações mais precisas e globais do rio e das atividades como um todo. Os resultados obtidos representam algumas situações de variação de vazão do rio bem como da eficiência do sistema de tratamento, considerando como parâmetro a DBO. Os resultados são os seguintes:

Quadro 7 : Captação e lançamento da Rhodia:

	Unidades	I	II	III	IV	V	VI	VII
Qr	l/s	10.000	10.000	20.000	20.000	20.000	200.000	200.000
cs	mg/l	5	5	5	5	5	5	5
Cs	mg/s	50.000	50.000	100.000	100.000	100.000	1.000.000	1.000.000
Ce	mg/s	64.000	40.000	40.000	25.000	35.000	64.000	25.000
ΣCe	mg/s	49.000	29.000	29.000	19.000	26.800	49.000	19.000
Qcons	l/s	200	200	200	200	150	200	150
cp	mg/l	60	60	60	60	60	60	60
U		1	1	1	1	1	1	1
I1		0,20(2)	0,42(1)	0,71(1)	0,81(1)	0,732(1)	0,95(1)	0,98(1)
K1	*	11.148	4.223	2.618	1.955	2.479	768	399
I2		0,0(3)	0,408(1)	0,707(1)	0,808(1)	0,732(1)	0,95(1)	0,98(1)
K2	*	101.000	4.282	2.636	1.969	2.492	768	399
(K2-K1)	*	89.852	59	18	14	13	0	0
Tecons	US\$/ano	73.379.071	28.653	8.804	4.309	5.767	0	0
Telanc	US\$/ano	11.891.280	2.815.458	1.745.172	814.711	1.446.122	818.727	166.342
Tetot	US\$/ano	85.270.351	2.844.111	1.753.976	819.020	1.451.889	818.727	166.342

* (US\$/ano)/(l/s)

As equações utilizadas para $K=(I)$ são:

$$(1) K = 6150.(1-I)^{0,69}$$

$$(2) K = 11300.(1-I)^{0,67}$$

$$(3) K = 101000.(1-I)^{0,65}$$

O comentários dos resultados obtidos estão contidos no item "7. Conclusões e recomendações" do presente trabalho.

7. Considerações e recomendações:

O presente trabalho propõe uma sistemática de cobrança em função dos usos dos recursos hídricos de forma que possa servir como instrumento de gestão ambiental. Para tanto, os recursos hídricos devem ser entendidos como parte integrante dos fatores ambientais e, portanto, passível de ser gerido em conjunto com os demais fatores. No caso, preconiza-se que o uso da água esteja associado diretamente com a manutenção de sua qualidade e ao uso do solo da bacia hidrográfica e ambos comprometidos com a qualidade ambiental requerida pela sociedade.

É nesse sentido que são desenvolvidas as bases conceituais para o desenvolvimento do instrumento de gestão preconizado, inclusive com sua inserção no sistema ambiental e a conciliação entre desenvolvimento e manutenção da qualidade ambiental desejada. Além disso, são abordados aspectos jurídicos e institucionais concernentes ao tema e analisados os impactos da cobrança nos empreendimentos submetidos a diferentes estruturas de mercado.

Após contemplar todas essas questões que formam o cenário onde se desenvolvem o sistema de cobrança, considerado como um instrumento de gestão dos recursos hídricos, o passo seguinte é a formulação da metodologia de cobrança proposta, a qual considera as questões acima expostas e, fundamentalmente, as peculiaridades ambientais onde este instrumento está sendo aplicado. Para ilustrar o referido processo, são analisados três situações diferentes para a aplicação, a saber: o Sistema Alto Cantareira com a reversão das águas da Bacia do Rio Piracicaba para abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo; a Rhodia, empresa situada na Bacia do Rio Piracicaba e que se apropria de significativa quantidade de água para consumo e diluição de efluentes e, por fim, a cidade de Piracicaba, contemplando o consumo de água para abastecimento público e o lançamento do esgoto sanitário.

Concepção da cobrança sobre os usos dos recursos hídricos:

Na medida em que o uso dos recursos ambientais, as questões econômicas e os programas de planejamento interagem constantemente visando o desenvolvimento e o bem-estar das comunidades, nas mais diversas escalas, a metodologia apresentada tem como principal função a procura da conciliação entre o desenvolvimento social e econômico e a manutenção da qualidade dos recursos hídricos pretendida pela sociedade. Assim, o instrumento desenvolvido se insere no contexto de gestão ambiental, ou seja, ele vai se aliar a outros instrumentos, tais como Estudo de Impacto

Ambiental e adoção de critérios e padrões de qualidade em defesa da manutenção da qualidade ambiental requerida pela sociedade.

Desta forma, a cobrança sobre os usos da água deve ser utilizada como instrumento de gestão da água e, portanto, como mecanismo regulador de apropriação de recursos hídricos e de ordenamento da ocupação territorial. Afinal, a gestão dos recursos hídricos está intimamente relacionada com o planejamento regional e o ordenamento do uso do território. Assim, os programas de intervenção dos órgãos gestores da água devem estar integrados ao plano regional de desenvolvimento.

Como consequência, a cobrança não deve ser utilizada somente como fonte de arrecadação de recursos para implementação de obras ou serviços. Os valores arrecadados pela sistemática de cobrança devem ser aplicados de modo a cumprir o objetivo proposto, ou seja, garantia da qualidade de água. O orçamento das intervenções é feito a partir da estimativa de arrecadação e não ao contrário, cobrado em função da previsão de investimentos. Mesmo porque, a inexistência de mecanismos que incentivem práticas e atitudes que levem à apropriação desejada dos recursos hídricos faz com que a situação de ultrapassar os níveis e limites desejados para a qualidade da água (inclusive a saturação) seja experimentada sem que possa ser revertida de forma gerencialmente eficiente.

A implantação de um instrumento que apresenta o objetivo precípuo de angariar recursos para contemplar obras, programas, implantação e manutenção de estruturas de controle de poluição não obterá sucesso como instrumento de gestão. Isso porque a eficiência dos programas, bem como a tecnologia de controle de poluição têm limites. De nada adianta maciços investimentos, sem a aplicação de mínimas regras para manter a qualidade ambiental. Afinal, mesmo que se consiga sucesso no controle de fontes de poluição e melhoria dos processos de produção, sem uma efetiva norma de controle da apropriação dos recursos hídricos (inclusive das novas apropriações), no momento seguinte, a situação de capacidade de suporte pode estar sendo desrespeitada novamente. Tudo isso pela ausência de um mecanismo que controle as apropriações da água dentro de parâmetros de qualidade e quantidade aceitáveis. O que necessita ser feito é que a cobrança esteja inserida num contexto de gestão, como um de seus instrumentos.

Em outras palavras, o conceito de adotar a cobrança para pagar a implantação e manutenção de sistemas e obras sem nenhuma estratégia de gestão (novas apropriações e controle das existentes) não garantirá a qualidade ambiental e dos

recursos hídricos, na medida em que quando as ações são implementadas, como controle de fontes de poluição e aumento da capacidade de assimilação do corpo de água, existe uma melhora na qualidade da água disponível. Este fato deve atrair novos empreendimentos e, com isso, aumentar a demanda de água até o ponto em que a saturação seja atingida e novas medidas para minimizar os impactos sejam adotadas. O problema é que há limites tecnológicos para o controle de fontes de poluição e para o aumento da capacidade do corpo receptor. Isso sem mencionar que altos investimentos em controle de poluição significam aumento nos custos dos produtos e, no mínimo, perda de competitividade das empresas.

Além disso, há algumas indagações quando o modelo de cobrança é preconizado sob a forma de um mero arrecadador para manutenção dos órgãos de controle e de fiscalização. Nestes casos, ele não contempla o estado de saturação da bacia (deve contemplar, também, a qualidade ambiental desejada para ela, através do padrão de qualidade). Nem tão pouco a forma com que são conseguidas as localizações mais adequadas (das atividades) em função desta saturação (deixando que o mercado alinhe tais situações). Também, corre-se o risco do principal objetivo - que deve ser o de resolver as causas dos problemas que geram a escassez dos recursos hídricos - não ser atendido e, com isso, é de se esperar que haja distorções nesse tipo de proposta apresentada para aplicá-lo como instrumento de gestão.

O fundo financeiro, que é importante, deve ser uma consequência da cobrança e não o seu objetivo. Mesmo porque, se houver discrepâncias nas metodologias de cobrança entre as bacias, não será possível nenhum tipo de ação conjunta entre elas.

O significado de cobrar por custo de oportunidade e custo marginal de longo prazo para sistemas de gestão ambiental:

Para o caso de cobrança sobre os usos da água, há muitos itens que são intangíveis, na medida em que alguns fatores ambientais, quando submetidos a simplificações e suposições, podem transformar completamente a realidade. São freqüentes os casos em que ocorrem uma enorme distorção em relação a alguns fatores, tais como: população, número e tipo de atividades, desempenho do setor, consumo de energia elétrica, água entre outros.

Desta forma, acredita-se que o planejamento da bacia em questão deva contemplar alguns estudos de projeção e até mesmo simular situações futuras para antecipar e balizar decisões. No entanto, o sistema de cobrança não deve se modificar

periodicamente de acordo com as modificações do cenário político. Cabe notar que o valor cobrado pode e deve mudar em função das modificações de realidade (saturação do corpo de água, sazonalidade), mas a sistemática de cobrança deve permanecer clara e perdurar independente das alterações de valores ou quadro político.

Cobrar com base em cenário futuro, como é o processo de custo de longo prazo (no caso de sistemas de captação de água, por exemplo, uma das metodologias possíveis o cálculo dos valores a serem cobrados dos usuários é a teoria de custo marginal de longo prazo - "average incremental cost" - que é baseado nos investimentos, despesas de operação e manutenção, captação incremental de água bruta e custo de oportunidade de capital) pode ocasionar distorções nas projeções que podem criar situações, de cobrança, deformadas entre bacias, o que poderia não corresponder à realidade, como por exemplo:

Uma bacia *A* já dispõe de equipamentos de controle e monitoramento e, portanto, tem uma necessidade de investimento, para este fim, mais reduzida, o que traduz em uma tarifa T_a . Uma outra bacia *B* (contigua a *A*) não tem nenhum equipamento nem infraestrutura e necessita de altos investimentos para tanto. Assim, terá uma tarifa T_b maior que T_a . Pois bem, imaginemos que a bacia *A* esteja saturada (ou próximo a isto) e a bacia *B* apenas inicia seu processo de ocupação e por isso precisa equipar-se. O que estará fazendo esta política de tarifas? Desviando os empreendimentos da bacia *B* para *A*, ou seja, deslocando os apropriadores de água de uma região que apresenta condições de usos para uma outra que necessita de muitos cuidados para que não sejam ultrapassados os limites de qualidade desejados. Sem dúvida, essa distorção é possível e até provável.

Ainda em função do modelo de cobrança por custo de oportunidade, deve ser observado que em uma economia altamente afetada pela interferência do poder público e por monopólios e oligopólios é difícil a estimativa do Custo Social Marginal da água ou poluição e, portanto, a promoção de um esquema de cobrança que viabilize seu uso tendo como base essas estimativas.

Para Lanna (1991), "em uma economia altamente afetada pela interferência do poder público e por monopólios e oligopólios é difícil a estimativa do Custo Social Marginal da água ou poluição e, portanto, a promoção de um esquema de cobrança que otimize seu uso". Mesmo em países onde as condições de mercado melhor se aproximam às da concorrência perfeita esta estimativa não é objeto de grandes preocupações entre outras razões porque os objetivos da sociedade não se limitam unicamente aos de

ordem econômica. Na República Alemã houve esta preocupação de cobrança segundo parâmetros econômicos mas se concluiu que tal sistema poderia ser "o sonho de um economista, mas um pesadelo para um administrador". Em consequência, a sistemática de cobrança adotada foi originada em um acordo entre as partes envolvidas (Ricke, 1983 citado in Lanna, 1991). Este fato atesta que além de aspectos econômicos, existem condicionantes ambientais, sociais, políticas e legais que tornam o problema uma situação de otimização com múltiplos objetivos.

Mesmo porque, as análises realizadas mostram o quanto é difícil internalizar o ambiente a nível do sistema de preços. Uma política ativa de proteção ambiental não pode dispensar medidas de intervenção administrativa, o que não impede em absoluto que, dentro de limites precisos, o Estado possa servir-se do sistema de preços como um dos instrumentos para obter os recursos econômicos disponíveis.

Na prática, o empreendedor quer regras bem definidas para que possa fazer previsões e projeções de longo prazo. As modificações que os programas plurianuais (que é a base de implementar a cobrança como fonte de arrecadação para financiar as obras e projetos julgados necessários), se adotados como parâmetros de definição dos valores a serem cobrados, podem provocar distorções de tal magnitude que inviabilizaria o instrumento como um todo, conforme exemplo anterior. Mesmo porque, na conjuntura atual, saber até que ponto estes planos não estarão a mercê somente de políticos e, portanto, suscetíveis a interesses de pequenos grupos em detrimento da sociedade como um todo é uma questão de difícil resposta.

Fica a questão, que aliás é a mesma que nos aflige no momento. Quando houver saturação da bacia, como será o procedimento? A resposta deve estar no sistema de gestão em que a cobrança em função dos usos da água é apenas um dos instrumentos.

Os preços públicos adotados por entidades multilaterais (Banco Interamericano de Desenvolvimento - BID e outros) apresentam uma sistemática de empréstimo de recursos que contemplam horizontes temporais, valores e fluxo de caixa bem definidos. Os casos de Energia elétrica, obras de saneamento (abastecimento de água e sistemas de esgoto) encaixam-se muito bem nesse sentido. No entanto, a cobrança sobre os usos da água não apresenta o perfil de investimento destes outros setores. Ao contrário, é apenas um dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, onde os sistemas de tratamento de água e efluentes líquidos e a localização das atividades são integrantes de ações mitigadoras e usuários do sistema.

Se o Banco Mundial aceita para sistemas tarifários o custo marginal a longo prazo, para o caso específico de água e esgoto, não quer dizer que deva ser este o caminho adotado para a cobrança sobre os usos da água. Mesmo porque, submeter um instrumento de gestão dos recursos hídricos aos processos econômicos dos agentes financeiros internacionais ou nacionais é transformá-lo (o instrumento) em forma de obter recursos e não em forma de obter qualidade ambiental. Mesmo porque, o investimento não é condição suficiente para se obter sucesso em sistemas de gestão. No máximo é condição necessária, juntamente com definição clara do sistema de gestão, conhecimento das características do meio, a existência de retroalimentação do processo de gestão e até mesmo a implantação de infraestrutura de controle de poluição pontual e dispersa e execução de obras que possam melhorar as condições naturais de uma determinada região (por exemplo, barragens de regularização de vazão).

Em termos de estímulos de melhoria do sistema de tratamento e, até mesmo de procura por localização mais adequada das atividades, as oscilações de preços reais de curto prazo são absolutamente benéficas, quando são reflexos de atitudes que buscam otimizar a apropriação dos recursos hídricos.

O financiamento das Estações de Tratamento de Água e de Esgotos Sanitários e a cobrança:

Um outro aspecto a ser observado é que não pode ser confundido o financiamento de ETA e ETE com a cobrança sobre os usos da água. São processos completamente diferentes. Um contém o outro. Se o município não tem tratamento é um problema legal. A ausência de uma atuação mais eficaz dos órgãos que deveriam fiscalizar e também do poder judiciário que deveria promover a justiça e a igualdade, faz com que haja enormes diferenças no tratamento entre os setores público e privado. Assim, para implantação de um sistema de cobrança não cabe acordo tarifário. É preciso seriedade política, caso contrário nada irá funcionar. Não cabe o corporativismo em nenhuma decisão de gestão de recursos hídricos.

Assim, as Companhias de Abastecimento de Água e Esgotos devem organizar e implantar formas de cobrança de tarifas a seus usuários. Não é atribuição do órgão de gestão determinar as formas de tarifas a serem praticas pelas referidas Companhias.

Comportamento do mercado:

Quanto ao comportamento do mercado frente a introdução de um novo "encargo", pode-se mencionar:

Sob a ótica da Teoria de Preços Marginalista (ou neoclássica), Pires e Pereira de Souza (1991a) realizaram uma análise e concluíram que a determinação de quem vai arcar com o maior ônus da tarifação depende da estrutura de mercado, a saber: No caso de mercados concorrenciais, a maior possibilidade de repasse da nova cobrança ao preço final do produto depende crucialmente da elasticidade da demanda. Caso essa elasticidade seja pequena, poderão ocorrer casos de empresas que não suportem os valores da cobrança, notadamente se empresas concorrentes estiverem localizadas em outras bacias hidrográficas com tarifação menor. Com isso, deverão, a médio prazo, optar entre deixar o mercado, otimizar sua produção - reduzindo custos - ou relocarem-se em outra bacia, para recobrem sua competitividade.

Foi realizada por Pires e Pereira de Souza (1991b) a análise através da Teoria do Princípio do Custo Final ("mark-up"), que é uma teoria adequada se for considerada a realidade da estrutura produtiva brasileira, notadamente no setor industrial, e a parcimoniosa concorrência externa a que está exposta. Segundo os autores, o modelo de "mark-up" parece ser o mais adequado para a análise das alterações de preço decorrentes da introdução de uma nova tarifa. Afinal, a existência de oligopólios, monopólios caracterizam uma política ativa de formação de preços. Como resultado, os autores mencionam que, seja na manutenção do "mark-up" (margem de lucro) ou na manutenção do lucro total, parte da tarifa será repassada ao consumidor e parte terá que ser absorvida pela empresa. A parcela que caberá a cada um, dependerá de como será afetada a demanda do produto ou serviço em questão. Aliás, nem mesmo na tarifação diferenciada por bacia hidrográfica haverá repasse total do novo encargo aos consumidores. Segundo Pires e Pereira de Souza (1991b), há alguns casos em que haverá maior penalização aos consumidores e outros às empresas, conforme foi abordado no capítulo 5.3 deste trabalho.

Assim, apenas em casos específicos, como por exemplo o setor elétrico e de saneamento, que se caracterizam por monopólios, os aumentos de preços oriundos de uma tarifação serão absorvidos pelas empresas e pelos consumidores. A proporção do ônus de cada um desses segmentos dependerá, fundamentalmente, das elasticidades da demanda e da oferta.

Comentários a respeito das equações $K = f(I)$ aplicadas para estipular os valores a serem cobrados, a saber:

As equações preconizadas para a definição dos valores a serem cobrados tem como base os custos de diferentes sistemas de tratamento de efluentes líquidos. O resultado apresenta as seguintes equações de $K = f(I)$, apresentadas no item 6 do presente trabalho, e seus intervalos de validade:

(a) $K = 6150 \cdot (1-I)^{0,69}$ para o intervalo de $0,02 < I \leq 1$

(b) $K = 11300 \cdot (1-I)^{0,67}$ para o intervalo de $0 < I \leq 0,02$

(c) $K = 101000 \cdot (1-I)^{0,65}$ para $I \leq 0$

Uma análise dos valores limites é importante para mostrar o comportamento de cada uma das equações, o que é realizado pelo quadro comparativo a seguir:

Quadro 8: Comparação entre os resultados encontrados a partir das equações de cobrança:

Equações e valores de I (situações)	valores de K (US\$/ano)/(l/s)	comparações
(1) equ. a, $I = 0,02$	6.064	
(2) equ. b, $I = 0,02$	11.187	(2)/(1) $11.187/6.064 = 1,84$
(3) equ. a, $I = 0$	6.150	(5)/(3) $101.000/6.150 = 16,4$
(4) equ. b, $I = 0$	11.300	(5)/(4) $101.000/11.300 = 8,9$
(5) equ. c, $I = 0$	101.000	

No caso de $I = 0,02$, os valores de K apresentam um incremento de 1,84 ou seja, 84% maior quando são comparadas as equações (1) e (2). Este aumento deve servir de alerta para uma situação que está se aproximando da saturação prevista do corpo de água em relação ao parâmetro ambiental que apresenta a pior situação (concentração mais próxima da saturação).

No caso de $I = 0$, os valores de K sofrem uma alteração de 8,9 vezes ou 794% quando o cálculo é realizado pela equação (c) no lugar da (b). Assim, quando os índices de saturação são atingidos, o multiplicador K, comum a todos os usuários, assume valores bem superiores aos que são praticados em situações em que a capacidade de suporte não esteja esgotada.

Os crescentes valores cobrados em função dos usos da água podem ter os seguintes desdobramentos:

- . Estímulo à localização de atividades considerando as variáveis ambientais, ou seja, mais adequada quanto à apropriação de água, na medida em que existe uma estreita ligação entre o uso do solo e a qualidade da água. Cabe notar que a adequada localização deve ser objeto de planejamento regional, mas é do empreendedor a decisão final. Ao instrumento cabe dar mecanismos para que não haja conflito entre os objetivos pretendidos e a sua implementação.
- . Incentivo à adoção de tecnologia de controle de fontes de poluição, com rebatimento no incremento de pesquisas na área e investimentos no setor de controle de poluição de forma geral, com o objetivo de melhorar esses sistemas.
- . Estímulo a busca de processos industriais e de produção que sejam adequados às características ambientais do local, bem como a melhor utilização da matéria-prima, com o intuito de utilizar a menor quantidade de água e gerar menos carga poluidora.
- . Fomentar a discussão da comunidade a respeito dos usos dos recursos hídricos e da qualidade que se deseja para os mesmos.
- . Propiciar melhor apropriação dos recursos hídricos de modo a garantir que haja conciliação entre crescimento econômico e a preservação e melhoria ambiental.

Os valores cobrados podem sofrer alterações (para mais) caso sejam adotados diferentes valores de S e U respeitando a sazonalidade e o grupo da atividade. Assim, épocas de estiagem, por exemplo, podem ser adotados valores de S e U que aumentem o montante cobrado por captação.

Quanto ao montante arrecadado, uma vez que as curvas de cobrança surgiram a partir das curvas dos custos de tratamento de efluentes, deve ser suficiente para incrementar ações no sentido de garantir a qualidade dos recursos hídricos na região. No entanto, para uma avaliação mais precisa, é necessário uma aplicação mais completa, envolvendo uma equipe de profissionais e uma disponibilidade de informações. Além disso, mesmo que o montante arrecadado não seja suficiente, dependendo da região em que se estiver analisando e implementando as medidas, o Estado, por atribuição legal, pode canalizar recursos no sentido de complementar as referidas ações, desde que as julgue estratégicas para o seu desenvolvimento.

Um outro fator bastante importante é que sendo a cobrança sobre os usos da água um instrumento de gestão, é lícito concluir que deverá haver um estímulo às empresas para que adotem medidas visando diminuir a poluição/consumo - apropriação - de suas atividades industriais para a redução de custos oriundos da cobrança, desde que o

valor a ser pago seja superior aos custos de tratamento dos efluentes.

Comentários sobre os exemplos de aplicação:

O caso da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP):

O exemplo de aplicação da metodologia de cobrança em função dos usos dos recursos hídricos, no caso do Sistema Cantareira, em que a bacia do rio Piracicaba experimenta uma reversão de 30 a 33 m³/s em sua vazão, obtida a partir de um conjunto de reservatórios construídos com a finalidade de abastecimento da RMSP, possibilita algumas considerações intrigantes a respeito da reversão mencionada, entre elas, a suposição que a sociedade que vive na bacia do rio Piracicaba opte por regularizar a vazão desse rio. Nesse caso, haverá um conflito com os usos das barragens existentes e que servem a outros interesses. O que fazer? Indenizar os proprietários dos reservatórios do Sistema Cantareira pode ser uma opção. Muito embora a decisão envolva uma série de parâmetros e considerações, e não é objeto do presente trabalho, alguma coisa precisa ser feita para melhor administrar as águas dessa região.

Assim, considerando a existência de uma reversão de 30 m³/s e diversas vazões possíveis do rio (estudada a seção onde ocorre a junção dos rios Jaguari e Atibaia que forma o rio Piracicaba) e algumas situações de carga remanescente de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), os resultados para a cobrança em função do uso da água revertida permitem algumas considerações, a saber:

Quando o rio apresenta situações críticas de saturação ($I=0$), os valores cobrados pelo consumo chega a 203 milhões de dólares, o que perfaz um total de US\$29,00 por ano para cada habitante da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) servido pela água, considerando um contingente de 7 milhões de pessoas, na RMSP, atendidas pelo Sistema Cantareira.

Como contraponto, quando o rio Piracicaba apresenta bons resultados quanto à saturação, seja pelo aumento de vazão ou pela redução da carga remanescente, ou ambos, os valores podem chegar a US\$ 0,11 ou US\$ 0,25 por ano por habitante, o que são valores compatíveis com a tarifa hoje praticada e paga pelos usuários do sistema.

Os desdobramentos desses números podem ser desde maior atenção na tentativa de diminuir as perdas nos sistemas de adução, tratamento e distribuição, investimentos de controle de poluição na bacia de origem ou até mesmo optar por um racionamento de

água de abastecimento na RMSP, em períodos mais críticos, para que o rio Piracicaba não seja ainda mais comprometido. Esse é um problema cuja decisão deve estar baseada em um plano gerencial. O fato é que a adução de água pelo Sistema Cantareira deve estar intimamente ligada às variações de vazão e qualidade dos rios da Bacia do rio Piracicaba e suscetível a decisões como resposta a eles, notadamente quando são valores desfavoráveis.

O caso Rhodia:

O caso Rhodia, que deve ser entendido apenas como um exercício de aplicação da metodologia proposta, apresenta alguns resultados interessantes, a saber:

Quando o rio apresenta precárias condições de saturação e, portanto, baixa vazão e alta carga remanescente, os valores a serem cobrados para captação e lançamento são, respectivamente, da ordem de 12 a 73 milhões de dólares ao ano. Mesmo para uma empresa do porte da Rhodia, esses valores podem inviabilizar sua produção, ainda que possam representar uma situação crítica de um determinado e curto período do ano.

Para uma outra época (ou outra bacia hidrográfica) em que haja maiores condições de diluição e dispersão de poluentes, os valores a serem cobrados caem sensivelmente, para zero e 814 mil dólares anuais, mesmo que não haja nenhum esforço para diminuir a carga poluidora. Se houver uma redução do poluente emitido, o valor a ser pago fica da ordem de 166 mil dólares anuais. Portanto, se a Rhodia estivesse em outra bacia hidrográfica ou com um sistema de produção de produtos e controle de poluição que melhorasse seus números de consumo de água e lançamento de efluente, os valores pagos por ela seriam extremamente mais baixos que os apresentados na situação atual.

Esse exemplo de aplicação é interessante, na medida em que fornece elementos que evidenciam que o modelo preconizado atende ao objetivo proposto de incentivar que as atividades procurem localizações mais adequadas sob ponto de vista do consumo de água e de estimular a redução da carga poluidora e do consumo de água. Cabe destacar que para uma análise mais conclusiva nesse sentido, outros pontos necessitam ser verificados, tais como, eficiência no destino dos recursos financeiros e a eficiência global da economia. No entanto, sob ponto de vista de manutenção da qualidade dos recursos hídricos, os resultados são coerentes com os objetivos propostos.

O caso da cidade de Piracicaba:

Considerando uma população de 300 mil habitantes que estejam servidos de água e de rede de esgoto na cidade de Piracicaba e que toda a captação e lançamento sejam feitos no rio Piracicaba, a aplicação da metodologia proposta mostra que a variação dos valores a serem cobrados por habitante é muito sensível considerando o estágio em que se encontra a qualidade do rio e, também, à adução praticada para abastecimento e à quantidade de lançamento de esgotos, conforme evidencia o quadro 6 da página 104 do presente trabalho, apresentado em "6.3 Aplicações em alguns casos".

Para uma mesma vazão de rio ($40\text{m}^3/\text{s}$), a redução da carga remanescente com um sistema de tratamento com 80% de eficiência na remoção de DBO, faz com que o valor cobrado para o consumo de água varie de US\$0,62 por ano por habitante para US\$0,01 e para o valor cobrado para lançamento de US\$41,50 por ano por habitante para US\$1,79. Em valores absolutos, o cobrado para lançamento varia de 14,5 milhões de dólares para 627 mil dólares por ano, nos períodos críticos. Portanto, é de se esperar que a população adquira sensibilidade para essas questões e, assim, pressione o poder público para uma melhor utilização dos recursos no sentido de diminuir os custos e, assim, os valores das tarifas a serem pagos.

Estratégia para implantação da cobrança:

Há alguns pontos básicos que devem ser observados para a implantação de uma política de gestão dos recursos hídricos, quais sejam:

A política de gestão dos recursos hídricos não pode se basear unicamente em atribuição de preços. Tem que ser realizado uma caracterização ambiental e, também, uma caracterização das atividades que serão desenvolvidas e o conhecimento das suscetibilidades e vocações da região, bem como a sua capacidade de suporte.

A consciência ecológica traduz-se por uma maior preocupação com o longo prazo. Desta forma, considerar que classe IV (considerando a legislação Estadual) é uma classificação para determinados usos atuais pode ser que inviabilize a recuperação para futuros usos. Sem muito imediatismo, preconiza-se a adoção da Classe II para todos os corpos de água, exceto aqueles que, em função de suas características, são merecedores de proteção total. São os Classe I. Atualmente, a Classe I é adotada em determinadas regiões com forte demanda de atividades. Assim, em função da ausência

de capacidade de gestão das atividades (implantação e monitoramento, inclusive da apropriação de água), institui-se Classe I. Afinal, se ninguém entrar não há poluição.

Na realidade, a implantação de Classe II (usos múltiplos) é vista, do ponto de vista estratégico de médio e longo prazo, como um dos grandes objetivos dos sistemas de gestão, uma vez que garante que os corpos de água possam ser utilizados de diferentes formas, mesmo que não tenham sido previstos. Isto porque a água sempre apresentará qualidade para atender esses usos, fato que certamente não poderá ocorrer para corpos de água que hoje apresentam Classe III e IV, sem que haja um intenso esforço para recuperá-la.

Segundo Sachs (1986), o princípio de solidariedade com as gerações futuras, banindo o desperdício de recursos, "inspira o planejador que se ocupa da ordenação do território, a preocupação de preservar as opções para o futuro e de harmonizar as vocações múltiplas de um espaço. Finalmente, obriga-o a cuidar dos equilíbrios ecológicos globais e, nesse sentido, a atentar para os efeitos cumulativos e sinérgicos nacionais e transnacionais das atividades humanas sobre o clima, o estado dos oceanos e o equilíbrio térmico do planeta"

Para implementar um sistema de cobrança, alguns obstáculos devem ser transpostos, entre eles: a resistência do setor produtivo em aumentar seus custos, na medida em que haverá investimentos com equipamentos de controle e pagamento de tarifas. Outro ponto é a sistematização e operacionalização da metodologia e sua efetiva implantação e fiscalização de todo o sistema e das atividades envolvidas na cobrança. Desta forma, a aplicação da cobrança deve ser implementada de forma gradual, o que permitirá as inevitáveis negociações e adaptações para torná-lo operacionalmente mais eficiente.

Para Lanna (1991), "outro aspecto que deve ser considerado é a necessidade de se prever os impactos inter-regionais da cobrança, particularmente se ela for implantada em apenas alguns Estados, regiões ou bacias brasileiras. As bacias onde não seja previsto qualquer tipo de cobrança aumentarão seu nível de atração a investidores. Deverão ser avaliadas as conseqüências dessa nova situação e se elas se coadunam com as metas de planejamento regional e nacional".

Nesse sentido, mesmo que haja diferenças nos valores cobrados entre as bacias hidrográficas, o que certamente ocorrerá, a implantação de um sistema de cobrança que garanta a necessária dinâmica de um instrumento de gestão, fará com que se

disponha de mecanismos que impeçam que os limites de qualidade de água sejam ultrapassados. Esse fato poderá não se verificar se ocorrer a implantação de um sistema de cobrança apenas em algumas bacias. Afinal, naquelas em que não for efetivada tal implantação, poderão ficar vulneráveis a apropriações excessivas e não dispor de mecanismos de gestão para discipliná-las.

Na realidade, a estratégia de implantação de cobrança sobre os usos dos recursos hídricos passa por uma definição de prioridades, que obrigatoriamente deve ser discutida com a sociedade organizada. Além disso, sendo a gestão dos recursos hídricos motivada pela escassez relativa de tais recursos, a informação ao público a respeito dos conflitos potenciais entre os usos da água é fundamental para que a motivação política se dê antes que condições de degradação irreversíveis sejam atingidas.

Qualquer que seja o sistema de gestão, a manutenção dos padrões de emissão é importante para garantir que haja um mínimo de tratamento de efluentes e tomada de decisões quanto a medidas mitigadoras e processos de monitoramento.

Em consequência, a sistemática de cobrança adotada deve ser direta, de forma a propiciar um controle da qualidade da água e permitir mecanismos próprios de apropriação destes recursos e localização das atividades. A formação de preços de algo com valor econômico (a água, por exemplo) deve ser menos intangível, mais próximo a valores que possam ser razoavelmente discutidos e formulados por todos (usuários, população e governo) e não se basear em estudos que possam ser manipulados.

8. Bibliografia

ABES (1992). Encontro técnico: tarifa dos serviços de coleta, transporte de efluentes industriais no Sistema Público de Esgotos (TREISPE). no prelo. São Paulo.

ADAS, Melhem (1976). *Estudos de geografia do Brasil*. Ed. Moderna. São Paulo.

AMARAL E SILVA, C.C. (1985) *Poluição das águas*. CETESB, São Paulo.

AMARAL E SILVA, C.C. (1987) A importância do saneamento do meio ambiente no disciplinamento do uso e da ocupação do espaço. Tese de concurso de livre-docência apresentada à Faculdade de Saúde Pública da USP. São Paulo.

ANTUNES, P.B. (1992). *Curso de direito ambiental*. Livraria e Editora Renovar Ltda. São Paulo, 2ª ed. 399 p.

BECK, M.B. e FINNEY, B.A. (1987). Operational water quality management: problem context and evaluation of a model for river quality. *Water Resources Research*, 23(11):2030-2042.

BECK, M. B. (1987) - Water quality modeling: a review of the analysis of uncertainty, *Water Resources Research*, 23(8), 1393-1442.

BERTONI, José e LOMBARDI NETO, Francisco (1985) *Conservação do solo*. Livrocercos. Piracicaba. 392 pag.

BERTOLETTI, E. (1990) Estimativa da carga tóxica de efluentes industriais. *Rev. Ambiente* 4(1):54-61

BERTONI, J. et al. (1972) - *Conclusões gerais das pesquisas sobre conservação do solo*. Instituto Agrônomo de Campinas - IAC, São Paulo.

BETTINE, Sueli C. (1984) - Aplicação e análise de um modelo geomorfológico para respostas de bacias hidrográficas. Dissertação de Mestrado apresentado no Depto de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos USP.

BID/PNUD (1990). *Nossa própria agenda*. BID/PNUD. Linha Gráfica Ed. Brasil.

BIFANI, P. (1982). *Desarrollo y medio ambiente - III*. CIFCA, Madrid. 207 pag.

BIWAS, A.K. (1976). Systems approach to water management and mathematical modeling and water resources decision-making, in A. K. Biwas (ed.), "Systems approach to water management", chap. I and II, McGraw-Hill, USA.

BOLEA, M.T.E. (1984). *Evaluación del impacto ambiental*. Fundación MAPFRE. Madrid.

BRAILE, P. M. e CAVALCANTI, J. E. W. A. (1979) - *Manual de tratamento de águas residuárias industriais*. CETESB, São Paulo. 764 pag.

BRANCO, S. M. e ROCHA, A. A. (1977) - *Poluição, proteção e usos múltiplos de represas*. Ed. Edgard Blücher, CETESB, São Paulo.

BRANCO, S.M. (1983). *Poluição: a morte de nossos rios*. ASCETESB. São Paulo. 2ª edição.

BRANCO, S. M. (1984). *O fenômeno Cubatão*. ASCETESB. São Paulo.

BRANCO, S. M. (1986). *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. CETESB. São Paulo. 3ª edição.

BRANCO, S. M. (1989). *Ecossistêmica - uma abordagem integrada dos problemas do meio ambiente*. Ed. Edgard Blücher Ltda. São Paulo. 141 pag.

BRILL, E. D. et al. (1984) - Water quality impacts of biochemical oxygen demand under transferable discharge permit programs, *Water Resources Research*, 20(4), 445-455.

BRINKMANN, R. (1966). *Compêndio de geologia histórica*. Editorial Labor. Espanha.

BUCKMAN, H.O. e BRADY, N.C. (1974). *Natureza e propriedades dos solos*. Trad. Antonio B. N. Figueiredo Filho. Livraria Freitas Bastos S/A. São Paulo

BURN, D. H. e McBEAN, E. A. (1985) - Optimization modeling of water quality in an uncertain environment. *Water Resources Research*, 21(7), 934-940,

BURSZTYN, M. A. A. e OLIVEIRA, S. L. (1982) - *Análise da experiência estrangeira no gerenciamento dos recursos hídricos*. SEMA, Brasília.

CANTER, L.W. (1977). *Environmental impacts assessment*. McGraw Hill. NY. 331 p.

CASEY, D.; NEMETZ, P.N. e UYENO, D.H. (1983). Sampling frequency for water quality monitoring: measures of effectiveness. *Water Resources Research*, 19(5):1107-1110.

CASTOR, B.V.J. (1989). *Experiência internacional no gerenciamento de recursos hídricos*. FUNDAP. São Paulo.

CASTRO, O. M. (1987) Degradação do solo pela erosão. *Inf. Agropec.* 13(147):64-72. Belo Horizonte.

CEPIS (1988) *Manual de evaluacion y manejo de substancias toxicas en aguas superficiales*. CEPIS. Peru.

CÉSAR NETO, C. (1988) - *Política de recursos hídricos*. Ed. USP/Pioneira. São Paulo.

CETESB (1977). *Poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo - estudo preliminar*. CETESB. São Paulo. 88 pag.

CETESB (1990a). *Legislação Federal do Controle da Poluição Ambiental (Atualização até julho de 1990)*. São Paulo.

CETESB (1990 b). *Legislação Estadual do Controle da Poluição Ambiental. Estado de São Paulo. (Atualização até julho de 1990)*. São Paulo.

CHADWICK, George (1987) - *Models of urban and regional systems in developing countries*. Pergamon Press, Oxford.

CHAPMAN, K. e WALKER, D. (1988). *Industrial location. Principles and policies*. Basil Blackwell. Oxford. 305 pp.

CHIOSSI, N.J. (1983). *Geologia aplicada a engenharia*. Grêmio Politécnico. S. Paulo.

CHORLEY, R.J. e HAGGERT, P. (1975). *Modelos físicos e de informação em geografia*. Trad. Arnaldo V. de Medeiros. Ed. USP/ Livros Técnicos S/A. RJ.

CHRISTOFOLETTI, A. (1980) - *Geomorfologia*. Edit. Edgard Blücher Ltda., São Paulo, 2ª edição. 214 pag,

CHRISTOFOLETTI, A. (1986/87) Significância da teoria de sistemas em geografia física. *Boletim de geografia teórica*. 16-17(31-34):119-128.

CHRISTOFOLETTI, A. (1988) - Contribuições à avaliação e ao planejamento dos recursos hídricos. *Geografia*, 13(25):182-87.

CIRIANI, T. A. et al. (1977) - *Mathematical models for surface water hydrology*. John Wiley e Sons Inc., USA.

CLAUDIO, C.F.B.R. (1986). Implicações da avaliação de impacto ambiental. *Rev. Ambiente I*(3):26-33 . São Paulo.

CLEARY, R.W. (1991). Qualidade da água subterrânea. in: *Hidrologia ambiental*. ABRH - EDUSP.

CNEC - Consórcio Nacional de Engenharia e Consultoria (s/d) *Planejamento dos recursos hídricos*, São Paulo.

COIMBRA, J. A. A. (1985) - *O outro lado do meio ambiente*. CETESB. São Paulo.

CONWAY, Richard A. edit. (1982) - *Environmental risk for chemicals*. Van Nostrand Reinhold Co. USA.

COUILLARD, D. e CLUIS, D. A. (1980) - Generation of polluting load as within river basins. *Water Research*, 14: 1621-1630.

COX, R.A. (1982). Improving risk assessment methods for process plant. *J. Hazardous Materials*, 6: 249-260.

COX, W. E. (1988). Water and development : A complex relationship. *Journal of Water Resources Planning and Management*. ASCE. 114(1):91-98.

CUNHA, L. V. et al. (1980) - *A gestão da água - princípios fundamentais e sua aplicação em Portugal*. Fundação Calouste Gulbenkian, Portugal.

DAJOZ, R. (1983). *Ecologia geral*. trad. Francisco M. Guimarães. Ed. Vozes São Paulo. 4ª ed.

DITCHFIELD, A.D. (1989). *A evolução do meio ambiente e o Homem: uma perspectiva histórica*. Concurso Planeta Terra. RJ. IMB. Brasil. pag. 67-84

DONZELI, Pedro L. et al. (1986) *Potencial de erosão laminar natural e antrópico na bacia do Peixe-Paranapanema*. IPT-IAC.

EICHER, D.L. (1969). *Tempo geológico*. Trad. José Eduardo S. Farjallat. Ed. Edgard Blucher e Ed. USP. São Paulo.

EIGER, S. (1991). Qualidade da água em rios e estuários, in: *Hidrologia ambiental*. ABRH - EDUSP.

EHEART, J. W. et al. (1987). Cost efficiency of time-varying discharge permit programs for water quality management, *Water Resources Research*, 23(2), 245-251

EHEART, J. W. (1988). Effects of streamflow variation on critical water quality for multiple discharges of decaying pollutants. *Water Resources Research*. 24(1):1-8.

EHRlich, P.R. e EHRlich, A.H. (1974). *População, recursos, ambiente: problemas de ecologia humana*. Trad. José G. Tundisi. Ed. USP-Polígono. São Paulo.

EMEL, J. e YITAYEW, M. (1987). Water duties: Arizona's grownwater management approach. *Journal of Water Resources Planning and Managament*. ASCE. 113(1):82-94.

FERREIRA, Solange T. L. (1986-87) - Importância e necessidade dos estudos de percepção do meio ambiente para as atividades do planejamento. *Boletim de Geografia Teorética*. 16-17(31-34):315-316.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. (1967) *Erosión del suelo por el agua: algunas medidas para combatirla en las tierras del cultivo*. Roma, 207p.

FORNASARI FILHO, N. (1992) et al (coordenador). *Alterações no meio físico decorrentes de obras de engenharia*. IPT. São Paulo. 165 pag.

FREEMAN III, A. M. (1979) *The benefits of environmental improvement. Theory and practice*. Johns Hopkins University Press. USA.

FUNDAP - Fundação do Desenvolvimento Administrativo (1991). Cobrança do uso da água, subsídios para a implantação. Relatório preliminar. FUNDAP. São Paulo. 119 p.

GARCIA, G.J. e RIGONATO, A. (1988) - Técnicas cartográficas na elaboração de mapas de exposição de encostas e orientação de vertentes. *Geografia*. 13(25):107-115.

GARÓFALO, G. L. e CARVALHO, L. C. P. (1988)- *Teoria microeconômica*. Ed. Atlas S/A, São Paulo, 2ª ed..

GASI, T. M. T. (1986). Introdução à análise de risco e às dificuldades inerentes à sua realização. Faculdade de Saúde Pública - USP. [Apresentado à disciplina HSA-718 Controle de Poluição do Meio - poluição do ar].

GERSHON, M. e DUCKSTEIN, L. (1983) Multiobjective approaches to river basin planning. *Journal of Water Resources Planning and Management* .109(1):13-28.

GOUVEIA, Y. M. G. (1986) - *O controle da poluição das águas - regras e legislação*. CETESB.

GUERARDI-GOLDSTEIN, E. et. al (1990). Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos. CETESB. São Paulo.

GOODMAN, A. S. (1984) - *Principles of water resources planning*. Prentice-Hall, USA.

GRIFFITH, James J. (1989) - Zoneamento: uma análise crítica. *Rev. Ambiente*. 3(1):20-25.

GRINOVER, L. (1989). O planejamento físico-territorial e a dimensão ambiental. In: Cadernos Fundap, *Planejamento e gerenciamento ambiental*. São Paulo. pag.25-32.

HAIMES, Y. Y. (1977) - *Hierarchical analyses of water resources systems - modeling and optimization of large-scale system*. McGraw Hill, USA.

HALL, R. L. e HITCH, C. J. (1988) *A teoria dos preços e o comportamento empresarial*. in IPEA. Clássicos de Literatura Econômica. Rio de Janeiro, IPEA/INPES, pp. 43-78.

HARTMANN, L (1987) - *Methodological guidelines for the integrated environmental evaluation of water resources development*. UNESCO, Paris

HEANEY, J. P. e NG, E. K. (1989). Efficient total enumeration of water resources alternatives. *Water Resources Research*. 25(4):583-590.

HERBAY, J. P. et al. (1983) - Water quality management with varying river flow and discharger control. *Water Resources Research*, 19(6), 1481-1487, USA. December.

HESS, M. L. (S/D) *Minimização de cargas poluidoras industriais*. Planidro S/A. São Paulo.

HOWE, C.W. (1982). The impact of price on residential water demand: some new insights. *Water Resources Research* 18(4):713-716.

HURTADO, A. G. e D'ACUNA, E. G. (1979). *Las variables medioambientales en la planificacion del desarrollo*. CEPA/PNUMA. Chile.

JAMES, L.D. e LEE, R.R. (1971). *Economics of water resources planning*. McGraw-Hill. USA.

JONES, C.V. e MORRIS, J.R. (1984). Instrumental price estimates and residential water demands. *Water Resources Research* 20(2):197-202.

JULIANO, N. M. A. (1976). *Formas de remuneração de serviços de água e esgotos*. São Paulo.

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas (1981). Mapa geológico do Estado de São Paulo. IPT volume I. 126 pag.

KASTENBERG, W.E. e SOLOMON, K.A. (1985). On the use of confidence levels in risk management. *J. Hazardous Materials*, 10: 263-278.

KARR, J. R. e SCHLOSSER (1978) - Water resources and the land-water interface, *Science*, USA, 201, July.

- KARR, J.R. e DUDLEY, D. R. (1981) - Ecological perspective on water quality goals, *Environmental management*, 5(1), 58-68.
- KIM, N.K. (1981) Air pollution evaluations using risk assessment methodology. *J. Air Pollution Control Assoc.*, 31(2): 120-122.
- KITABATAKE, Y. (1990). Pricing of water resources with depletable externality: the effects of pollution charges. *Water Resources Research*. 26(4):531-537.
- KNEESE, A. V. e SMITH, S. C. (1966) - *Water research*, The Johns Hopkins Press, Baltimore, USA.
- KNEESE, A. V. e BOWER, B. T. (1968) - *Managing water quality: economics, technology, institutions*, The John Hopkins Press, Baltimore, USA.
- KNEESE, A. V. e SCHULTZE, C.L. (1975) *Pollution, prices and public policy*. Brookings Institution. USA.
- KNEESE, A. V. et al. (1977). *Environmental improvement through economic incentives*, The John Hopkins Press, Baltimore, USA.
- LANNA, A. E. (1991). Aspectos econômicos e financeiros da cobrança pelo uso e poluição da água. *Revista Brasileira de Engenharia*, 8(2):57-79. São Paulo.
- LAMB, B. L. et al. (1980) - *Water quality administration*, Ann Arbor Science Inc., USA.
- LAUSCHE, B.L. (1985). Instrumentos de manejo seleccionados para integrar al desarrollo los intereses del medio ambiente y de la salud. OPS.
- LATIN CONSULT (1992). Plano Diretor de esgotos de Piracicaba. SEMAE. Piracicaba.
- LEINZ, V. e AMARAL, S.E. (1978). *Geologia geral*. Companhia Editora Nacional. São Paulo. 397 pag.
- LENCE, B. J. et al. (1988). Cost efficiency of transferable discharge permit markets for control of multiple pollutants. *Water Resources Research*. 24(7):897-905.

- LEPSCH, I.F. (1976). *Solos - formação e conservação*. Ed. Melhoramentos. São Paulo. 160 pag.
- LERDA, Juan Carlos. (1990) *Ensaio sobre "mark-up" (com especial referencial ao caso brasileiro)*. Rio de Janeiro, IPEA/INPES.
- LIBANORI, A.A. (1990). A aplicação de mecanismos econômicos na política de controle de poluição. Dissertação de Mestrado apresentada na PUC- SP.
- LIBANORI, A.A. (1991). Incentivos econômicos para controlar a poluição. *Ambiente* 5(1):21-25. São Paulo
- LIMA, W. P. (1986) - *Princípios de hidrologia florestal para manejo da bacias hidrográficas*, E. S. A. "Luiz de Queiróz", Piracicaba, São Paulo.
- LOMBARDI NETO, F. e BERTONI, J. (1985) - *Conservação do solo*, Livroceres, Piracicaba.
- LOTSPEICH, F.B. (1980). Watersheds as the basic ecosystem: this conceptual framework provides a basis for a natural classification system. *Water Resources Research*. AWRA, USA, 16(4):581-586, Aug.
- LOUCKS, D.P. in BIWAS, A. K (1981) ed. *Models for water quality management*. McGraw-Hill. USA.
- LUCA, S.J. (1991). Alternativas de controle de poluição. in: *Hidrologia ambiental*. ABRH - EDUSP.
- LUND, H. F. (1971) ed. *Industrial pollution control handbook*. McGraw-Hill, USA.
- MACEDO, Z.L. (1989). *Projetos de desenvolvimento*. mimeo. São Paulo.
- MAGRINI, A. (1990). A avaliação de impactos ambientais. in: *Meio Ambiente - Aspectos técnicos e econômicos*, ed. Sergio Margulis. PNUD/IPEA. Brasília.
- MARGULIS, S. et al. (1990). ed. *Meio ambiente - aspectos técnicos e econômicos*. PNUD/IPEA. Brasília.

MATTOS, Arthur (1982) - Método de previsão de estiagem em rios perenes usando poucos dados de vazão e longas séries de precipitação. Tese de Doutorado apresentada no Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos USP.

McALESTER, A.L. (1969). *História geológica da vida*. Trad. Sérgio E. Amaral. Editora Edgard Blucher Ltda e Ed. USP. São Paulo.

McALLISTER, D. M. (1986) - *Evaluation in environmental planning*, The MIT Press, USA.

MESQUITA, A.L.S. et al (1977). Engenharia de ventilação industrial. Ed. Edgard Blücher - Cetesb, São Paulo.

METCALF, L e EDDY, H. P. (19)- *Wastewater engineering*, McGraw-Hill, USA.

MONOSOWISKI, E. (1989). *Planejamento e gerenciamento ambientais*. In: Cadernos Fundap, Políticas ambientais e desenvolvimento no Brasil. S. Paulo. 9(16):15-24.

MONTENEGRO, A.A.A. (1990). Modelação matemática do manancial subterrâneo de Ribeirão Preto- SP. Mestrado apresentado na Escola de Engenharia de São Carlos. USP . São Paulo.

MOREAU, D. H. (1986) Financial planning model and its application. *Journal of Water Resources Planning and Management*. 112(4):439-452.

NEGRET, R. (1982) - *Ecossistema: unidade para o planejamento da ocupação territorial*, Edit. da Fundação Getúlio Vargas, Rio de Janeiro.

NOVO, Evelyn M. L. M. (1988) - Utilização de dados de sensoriamento remoto em estudos ambientais. *Geografia*, 13(25):43-51.

OCCHIPINTI, A.G. (1976) *Análise de sistemas de aproveitamento de recursos hídricos*. EESC-USP.

OLIVEIRA, A. M. S. et al. (1989) - Erosão: prevenir é o melhor remédio. *Rev. Águas e Energia Elétrica*. 5(16):16-23.

OPARIN, A. (1978). *A origem da vida*. Símbolo S/A. São Paulo. 7ª edição.

OPS/OMS. (1978) *Principios y métodos para evaluar la toxicidad de las sustancias químicas. Parte I*. Publicación científica, critérios de salud ambiental. Washington.

OREA, Domingo G. (1978) - *El médio físico y la planificación* Cadernos da CIFCA, Madrid.

PARLATORE, A. C. e SANTOS, J. L. (1989) - Racionalização do uso da água. *Rev. Águas e Energia Elétrica*. 5(16):47-50.

PENTEADO, M. M. (1983) - *Fundamentos de geomorfologia*, IBGE, 3ª edição.

PEREIRA DE SOUZA, M. (1989a) - Conceituação de um critério à atribuição de taxas sobre os usos dos recursos hídricos. Dissertação de mestrado apresentada à Faculdade de Saúde Pública da USP.

PEREIRA DE SOUZA, M. (1989b) - Proposta para atribuição de taxas sobre os usos dos recursos hídricos. *Revista Bio II*(1),31-34.

PEREIRA DE SOUZA, M. (1990) - Considerações a respeito dos aspectos institucionais e jurídicos da legislação estrangeira da gestão dos recursos hídricos. EESC- USP. (mimeo).

PEREIRA DE SOUZA, Marcelo (1991). A cobrança como instrumento de gestão dos recursos hídricos. Anais do 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Goiânia. Tomo III.

PESSOA, C. A. e JORDÃO, E. P. (1982) - *Tratamento de esgotos domésticos*. ABES. 2ª edição.

PHILIPSON, L.L. e NAPADENKY, H.S. (1982). The methodologies of hazardous materials transportation risk assessment. *J. of Hazardous Materials*, 6: 361-82.

PIRES, Julio Manuel e PEREIRA DE SOUZA, Marcelo. (1991a). O impacto da cobrança de tarifa sobre os usos dos recursos hídricos nas estruturas de mercado. Anais do 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Goiânia. Tomo III.

PIRES, Julio Manuel e PEREIRA DE SOUZA, Marcelo. (1991b). O impacto sobre a

estrutura de custos a partir da cobrança sobre os usos dos recursos hídricos através de "mark-up". Anais do IX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Rio de Janeiro.

POPP, J.H. (1987). *Geologia geral*. Livros Técnicos e Científicos Ed. S/A. São Paulo. 4ª ed.

PORTO, R. L. et al. (1991) org. *Hidrologia ambiental*. EDUSP - EDUSP.

PORTO, M.F.A., BRANCO, S.M. e LUCA, S.J. (1991). Caracterização da qualidade da água. in: *Hidrologia ambiental*. ABRH - EDUSP.

PORTO, R. L. (1991). Formação de recursos humanos na área de recursos hídricos. *Boletim ABRH* 42. ABRH. São Paulo.

POSSAS, Mário Luiz.(1985) *Estruturas de mercado em oligopólio*. São Paulo, Hucitec.

PRANDINI, F.L. et al. (1983). Geologia ambiental ou de planejamento. Anais XXVIII Congresso Brasileiro Geologia. 7:273-290. Porto Alegre. RS.

PRATO, T. e SHI, H. (1990) A comparasion of erosion and water pollution control strategies for an agricultural watershed. *Water Resources Research*, 26(2):199-205. USA

RAMOS, F. et al. (1989) - *Engenharia hidrológica*. ABRH/Ed. UFRJ, Coleção ABRH de Recursos Hídricos.

REIS, L.F.R. (1990) Caracterização estocástica da operação ótima de sistemas hidrelétricos via programação dinâmica. Tese de doutorado apresentada na EESC.USP. São Carlos.

RICCI, P.F. e CIRILLO, M.C. (1985). Uncertainty in health risk analysis. *J. Hazardous Materials*, 10: 433-447.

ROBBINS, L. (1969). *Essay on the nature and significance of economic science*. McMillan. London.

ROCHA, G.A. (1985). Riscos de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo. DAEE. São Paulo.

ROSSMILLER, R. L. (1985). Water management for small urbanizing watershed. *Journal of Water Resources Planning and Management. ASCE* 111(2):123-136.

RUELLAN, A. (1986) - Aplicações do conhecimento dos solos intertropicais no desenvolvimento da Pedologia: a contribuição dos pedólogos franceses. *Geografia*, 11(22):95-108, outubro.

SACHS, I. (1986) *Ecodesenvolvimento - crescer sem destruir*. Ed. Vértice. São Paulo.

SAINT-MARC, P. (1971) - *Socialisation de la nature*, Éditions Stock, Paris.

SALVADOR, N. N. B. (1990) - Avaliação de impactos sobre a qualidade dos recursos hídricos. Tese de doutorado apresentada em Escola de Engenharia de São Carlos - USP.

SALVATO JR, J. A. (1972) - *Environmental engineering and sanitation*, John Wiley & Sons Inc., Second edition.

SIMON, Z. (1984) Introdução à análise de risco ambiental para contaminantes. *Acta Toxicológica*, Pelotas, Centro de Estudos de Toxicologia, 6/7: 51-85.

SPEED, V.(1990). Automating water resource management. *Water Eng. Management*. Aug. 28-30. USA

SPENCER, M. H. (1979) - tradução: Reis, A. - *Economia contemporânea*, Ed. Univ. São Paulo, São Paulo, 3ª edição.

STRUDLER, M. e STRAND JR, I. E. (1983) - Pricing as a policy to reduce sewage costs, *Water Resources Research*, 19(1), 53-56.

SUGUIO, K. (1980). Rochas sedimentares: propriedades, gênese e importância econômica. Ed. Edgard Blücher Lt. São Paulo. 317 pag.

SYLOS-LABINI, Paolo. (1984) *Oligopólio e progresso técnico*. São Paulo, Abril Cultural.

THOMANN, R.V. (1972) *Systems analysis and water quality management*. Environmental Research and Application, Inc. USA.

VAN DER LEEDEN, F. (1975) - *Water resources of the world*, Water Resources Inf. Center, Port Washington, N. Y., USA.

VERNICK, A.S. e WALTER, E.C. ed. (1981). *Handbook of wastewater treatment processes*. Marcel Dekker, Inc. New York. USA.

THOMPSON, R.G. e SINGLETON JR., F.D. (1986). Wastewater treatment costs and outlays in organic petrochemicals: standards versus taxes with methodology suggestion for marginal cost pricing and analysis. *Water Resources Research*, 22(4):467-474.

VARIN, L. L. (1988) Monitoramento biológico e epidemiologia ambiental. *Rev. Ambiente* 2(1): 29-32.

WARD, R. C., LOFTIS, J. C. e McBRIDE, G. B. (1990) *Design of water quality monitoring systems*. Van Nostrand Reinhold. USA

WATERS, R. C. (1980). Theory and reality in allocating Federal resources to water resources development. *Water Resources Bulletin*. 16(2):256-260. AWRA.

WURBS, R. A. e WALLS, W. B. (1989). Water rights modelling and analysis. *Journal of Water Resources Planning and Management*. ASCE. 115(4):416-430.

WHO - World Health Organization (1989). *Our planet our health*. USA. WHO.

WOLMAN, A. (1962) *Water resources*, National Academy of Sciences, National Research Council, publication 1000-B Washington, USA.

WONNACOTT, P. e WONNACOTT, R. (1982). *Economia*. trad. Crusius, Y e Crusius, C.A. Mc-Graw Hill do Brasil. São Paulo. 716 pag.

YASSUDA, E.R. (1991). Alternativas de cobrança da água na bacia do Rio Piracicaba - aspectos estratégicos - Fundap - São Paulo. mimeo.

ZUIDEMA, F. C. (1985) *Impacto da urbanização e industrialização no planejamento e gestão dos recursos hídricos*. UNESCO. Paris.

Anexo:
Legislação Federal e Estadual relativa ao meio ambiente.

O texto abaixo é, basicamente, de autoria da Cetesb (1992a e 1992b)

Leis e decretos federais:

Quanto às leis e decretos federais relacionados com a área ambiental, devem ser destacados:

Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965 e lei nº 7.511 de 7 de julho de 1986:
Institui o Código Florestal e alterações.

Lei nº 5.197 de 3 de janeiro de 1967:
Dispõe sobre a proteção à fauna e outras providências.

Decreto-lei nº 221 de 28 de fevereiro de 1967:
Dispõe sobre a proteção e estímulos à pesca e outras providências.

Lei nº 6.803 de 2 de julho de 1980:
Dispõe sobre as diretrizes básicas para o zoneamento industrial nas áreas críticas de poluição.

Lei nº 6.902 de 27 de abril 1981:
Dispõe sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental.

Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981:
Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação (com redação dada pelas Leis nºs 7.804 de 18 de julho de 1989 e 8.028 de 12 de abril de 1990).

Decreto nº 89.336 de 31 de janeiro de 1984:
Dispõe sobre as Reservas Ecológicas e Áreas de Relevante Interesse Ecológico.

Lei nº 7.347 de 24 de julho de 1985:
Disciplina a ação civil pública de responsabilidade por danos causados ao meio ambiente, ao consumidor, a bens e direitos de valor artístico, estético, histórico,

turístico e paisagístico.

Decreto nº 92.302 de 16 de janeiro de 1986:

Regulamenta o fundo para reconstituição de bens lesados de que trata a Lei nº 7.347 de 24.7.85 (com redação dada pelo Decreto nº 96.617 de 31.8.88).

Decreto nº 95.733 de 12 de fevereiro de 1988:

Dispõe sobre a inclusão, no orçamento dos projetos e obras federais, de recursos destinados a prevenir ou corrigir os prejuízos de natureza ambiental, cultural e social decorrentes da execução desses projetos e obras.

Lei nº 7.661 de 16 de maio de 1988:

Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro.

Lei nº 7.735 de 22 de fevereiro de 1989:

Extingue a Secretaria Especial do Meio Ambiente - SEMA, a Superintendência do Desenvolvimento da Pesca - SUDEPE e cria o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (com redação dada pela Lei nº 8.028 de 12.4.90).

Lei nº 8.028 de 12 de abril de 1990:

Dispõe sobre a organização da Presidência da República e dos Ministérios (Cria a Secretaria do Meio Ambiente, como órgão de assistência direta e imediata ao Presidente da República).

Lei nº 99.244 de 10 de maio de 1990:

Dispõe sobre a reorganização e o funcionamento dos órgãos da Presidência da República e dos Ministérios (Competência e Estrutura da Secretaria do Meio Ambiente).

Decreto nº 99.274 de 6 de junho de 1990:

Regulamenta as Leis nºs 6.902 de 27.4.81 e 6.938 de 31.8.81, que dispõem, respectivamente, sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente.

Portarias Federais:

Quanto às Portarias, tem-se:

Portaria Interministerial nº 1 de 23 de janeiro de 1978:

Recomenda que a classificação e o enquadramento de águas federais e estaduais, para efeito de seu controle, deverão levar em conta as condições existentes de produção de energia hidrelétrica e de navegação.

Portaria MME nº 1.832 de 17 de novembro de 1978:

Dispõe sobre a concessão de autorização para derivar águas públicas, dependendo da apresentação de projeto de sistemas de tratamento de efluentes.

Portaria Minter nº 323 de 29 de janeiro de 1978:

Proíbe o lançamento, direto ou indireto, do vinhoto, em qualquer coleção hídrica, pelas destilarias de álcool.

Portaria SEMA nº 2 de 9 de fevereiro de 1979:

Normas para pedidos de concessão ou autorização para derivar águas públicas.

Portaria Minter nº 124 de 20 de agosto de 1980:

Baixa norma no tocante à prevenção de poluição hídrica (distância mínima de 200 m das coleções hídricas ou cursos de água mais próximos).

Portaria Minter nº 157 de 26 de outubro de 1982:

Estabelece normas para o lançamento de efluentes líquidos contendo substâncias não degradáveis de alto grau de toxicidade, decorrentes de quaisquer atividades industriais, e proíbe o lançamento de efluentes finais de indústrias que contenham substâncias cancerígenas.

Resoluções Federais:

Quanto às resoluções, tem-se:

Resolução CONAMA nº 4, de 18 de setembro de 1985:

Define Reservas Ecológicas.

Resolução CONAMA nº 1 de 23 de janeiro de 1986:

Estabelece as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente (retificada de acordo com o D.O.U. de 7.3.86 e alterada de acordo com a Resolução CONAMA nº 11 de 11.3.86).

Resolução CONAMA nº 20 de 18 de junho de 1986:

Classifica as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional, em nove classes, segundo seus usos preponderantes. (Esta Resolução revogou as Portarias Minter nºs 13 de 15.1.76 e 536 de 7.12.76).

Resolução CONAMA nº 6 de 16 de setembro de 1987:

Estabelece normas às concessionárias de exploração, geração e distribuição de energia elétrica no tocante à subsunção de empreendimentos ao licenciamento ambiental.

Resolução CONAMA nº 9 de 3 de dezembro de 1987:

Dispõe sobre Audiência Pública (Publicada no D.O.U. de 6.7.90).

Resolução CONAMA nº 10 de 3 de dezembro de 1987:

Dispõe sobre a implantação de Estações Ecológicas pela entidade ou empresa responsável por empreendimentos que causem danos às florestas e a outros ecossistemas (Publicada no D.O.U. de 18.3.88)

Resolução CONAMA nº 2 de 13 de junho de 1988:

Dispõe sobre as atividades que poderão ser exercidas nas Áreas de Relevante Interesse Ecológico - ARIEs.

Resolução CONAMA nº 5 de 15 de junho de 1988:

Sujeitam-se a licenciamento, no órgão ambiental competente, as obras de sistemas de abastecimento de água, sistemas de esgotos sanitários, sistemas de drenagem e sistemas de limpeza urbana. (Publicada no D.O.U. de 16.11.88).

Resolução CONAMA nº 10 de 14 de dezembro de 1988:

Estabelece a competência e objetivos das áreas de Proteção Ambiental.

Legislação Estadual:

Lei nº 118 de 29 de junho de 1973:

Autoriza a constituição de uma sociedade por ações, sob a denominação de CETESB - Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e de Controle de Poluição da Águas (com redação dada pelas Leis nºs 5.774 de 8.9.87 e 6.851 de 3.5.90).

Decreto nº 5.993 de 16 de abril de 1975:

Altera a denominação e as atribuições da CETESB.

Lei nº 997 de 31 de maio de 1976:

Dispõe sobre o Controle da Poluição do Meio Ambiente (com redação dada pela lei nº 1.874 de 8.12.78).

Decreto nº 8.468 de 8 de setembro de 1976:

Aprova o Regulamento da Lei nº 997 de 31.5.76, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente (com redação dada pelos Decretos nºs 11.270 de 16.6.78; 12.045 de 8.8.78; 15.425 de 23.7.80; 16.266 de 2.12.80; 17.299 de 7.7.81; 18.386 de 22.1.82; 22.032 de 22.3.84; 23.128 de 19.12.84; 27.399 de 24.9.87; 28.313 de 4.4.88; 28.428 de 27.5.88 e 29.027 de 18.10.88).

Decreto nº 10.755 de 22 de novembro de 1977:

Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468 de 8.9.76 (com redação dada pelo Decreto nº 24.839 de 6.3.86).

Lei nº 1.563 de 28 de março de 1978:

Proíbe a instalação, nas estâncias hidrominerais, climáticas e balneárias, de indústrias que provoquem poluição ambiental.

Decreto nº 14.806 de 4 de março de 1980:

Institui o Programa de Controle de Poluição Industrial (PROCOP).

Decreto nº 21.880 de 11 de janeiro de 1984:

Altera o Programa de Controle de Poluição Industrial instituído pelo Decreto nº 14.806 de 4.3.80, que passa a denominar-se Programa de Controle de Poluição e amplia suas condições de aplicação.

Decreto nº 24.932 de 24 de março de 1986:

Institui o Sistema Estadual do Meio Ambiente e cria a Secretaria de Estado do Meio Ambiente (com redação dada pelo Decreto nº 27.924 de 8.12.87).

Portaria DAEE nº 39 de 23 de junho de 1986:

Dispõe sobre a outorga de concessões, autorizações e permissões para uso e

derivação de águas, bem como lançamento de efluentes líquidos em cursos de águas públicas de domínio do Estado de São Paulo, pelo DAEE.

Portaria DAEE nº 40 de 23 de junho de 1986:

Normas sobre outorgas de concessões, autorizações e permissões para uso e derivação de águas, bem como lançamento de efluentes líquidos em cursos de águas públicas de domínio do Estado de São Paulo, pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica - DAEE, a que se refere a Portaria DAEE nº39 de 23.6.86.

Lei nº 5.597 de 6 de fevereiro de 1987:

Estabelece normas e diretrizes para o zoneamento industrial no Estado de São Paulo.

Decreto nº 26.942 de 1 de abril de 1987:

Dispõe sobre a transferência e vinculação de órgãos e entidades à Secretaria do Meio Ambiente (com redação dada pelos Decretos nºs 26.945 de 2.4.87; 27.380 de 16.9.87 e 27.607 de 13.11.87).

Decreto nº 27.070 de 8 de junho de 1987:

Regulamenta o Fundo Estadual de Reparação de Interesses Difusos Lesados.

Lei nº 6.134 de 2 de junho de 1988:

Dispõe sobre a preservação dos depósitos naturais de águas subterrâneas do Estado de São Paulo.

Lei nº 6.171 de 4 de julho de 1988:

Dispõe sobre o uso, conservação e preservação do solo agrícola.

Resolução SMA nº 12 de 2 de agosto de 1989:

Dispõe sobre publicação de solicitação e concessão de licenças de instalação e funcionamento, conforme exigência da Resolução CONAMA nº 6/86.

Decreto nº 30.555 de 3 de outubro de 1989.

Reestrutura, reorganiza e regulamenta a Secretaria do Meio Ambiente.

Comunicado SMA s/n, de 29 de março de 1989:

Dispõe sobre os procedimentos e requisitos necessários para a solicitação de EIA/RIMA junto à Secretaria do Meio Ambiente.

Resolução SMA nº 1 de 2 de janeiro de 1990:

Dispõe sobre apresentação de EIA/RIMA de obra ou atividade, pública ou privada, que se encontre em andamento, ou ainda não iniciada, autorizada ou aprovada por quaisquer órgãos ou entidade pública.

Deliberação CONSEMA nº 15 de 21 de junho de 1990:

Aprova normas de convocação de audiências públicas (Publicada no D.O.E. de 11 de julho de 1990).

Lei nº 7.663 de 30 de dezembro de 1991, que estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Lei nº 7.750 de 31 de março de 1992, que dispõe sobre a Política Estadual de Saneamento.