

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS**

**MEDIDAS COMPENSATÓRIAS APLICÁVEIS À QUESTÃO
DA POLUIÇÃO HÍDRICA DE ORIGEM AGRÍCOLA**

Luiz Carlos Pittol Martini

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia.

Orientador: Prof. Antônio Eduardo Lanna – IPH/UFRGS

Examinadores: Prof. Oscar Cordeiro Neto – ENC/FT/UnB

Prof. Albano Schwarzbold – Ecologia/UFRGS

Prof. Antônio Domingues Benetti – IPH/UFRGS

Mesmo na literatura e na arte, ninguém que se preocupe com originalidade será jamais original: enquanto, se simplesmente tentares contar a verdade (sem dar dois vinténs para quantas vezes ela foi contada antes), ter-te-ás, nove vezes em dez, tornado original sem sequer teres notado.

(C.S.Lewis)

A gente pensa uma coisa, acaba escrevendo outra e o leitor entende uma terceira coisa... e, enquanto se passa tudo isso, a coisa propriamente dita começa a desconfiar que não foi propriamente dita.

(Mário Quintana, "A Coisa")

APRESENTAÇÃO

Este texto trata de uma questão: gestão da qualidade da água. Mas, panorâmica que é, tal questão está apresentada sob a forma do recorte “poluição hídrica de origem agrícola”. Certamente motivada por algumas experiências pessoais no trato de coisas da agricultura, espero que ao considerar apenas esse recorte não tenha perdido a noção de que água de qualidade é responsabilidade de todos os setores da sociedade.

Neste trabalho, empreguei conceitos provenientes da agronomia, economia, direito e ecologia, entre outras. Os riscos de que certos conceitos fossem tratados de forma equivocada foram ponderados, mas julguei tais riscos como inevitáveis, já que a questão escolhida é abrangente e não seria adequado tratá-la estritamente em uma disciplina ou especialidade.

Inicialmente, o método que procurei seguir foi o clássico em ciência: partindo-se do empírico, chegar-se ao empírico. No entanto, em gestão das águas a validação de certas hipóteses exige decisões políticas e negociação social para implementar no mundo real as medidas prescritas. Evidentemente, em um trabalho individual e com as restrições dos prazos, a validação empírica torna-se inviável. Entretanto, considerando que a questão-objeto escolhida para ser trabalhada é relevante, e já que não há situações reais em que possam ser testadas as medidas propostas neste trabalho em um prazo compatível com as exigências acadêmicas (não seria leviano afirmar que não existem situações adequadas aos prazos formais de pesquisa), optei por sustentar a maioria das idéias deste trabalho em resultados empíricos coletados por revisão bibliográfica. Assim, o procedimento usual utilizado consistiu de exposição e defesa de argumentos, os quais, na medida do possível, procurei sustentar com resultados colhidos na experiência de outros autores ou em procedimentos exploratórios de coleta de informações.

O tema do trabalho, enfim, é um (pré)texto para discutir a possibilidade (necessidade) de gestão das águas por meio de instrumentos que visem integrar os diversos segmentos da sociedade em torno da proteção das águas, e não simplesmente considerar esses segmentos como rivais que competem por um mesmo recurso escasso. Admite-se, implicitamente, que o real problema não é propriamente eliminar/diminuir a poluição e sim enfrentar a questão “o que fazer com quem polui?”.

Registro meu agradecimento ao Professor Lanna, nem tanto pela sua orientação segura, mas por ter me acolhido no IPH em um momento crítico de minha vida. Agradeço também aos Professores Carlos Tucci, Robin Clarke e Raul Dorfman (que já não está entre nós) pelas oportunidades de conhecimento que me proporcionaram. Ao escrever o texto, contei com a colaboração de alguns leitores. O ideal talvez fosse não citá-los, principalmente para não lhes co-responsabilizar por eventuais equívocos que eu possa ter cometido, mas me apraz agradecer aos colegas Luiz Renato D’Agostini e Sandro Schlindwein pela qualidade de suas observações, sugestões e amizade. Agradeço também aos colegas Alberto Franke, Antônio A.A. Uberti e Sérgio Marques Jr. pelos inúmeros incentivos. Para Márcia e André, com carinho, dedico este trabalho.

RESUMO

MEDIDAS COMPENSATÓRIAS APLICÁVEIS À QUESTÃO DA POLUIÇÃO HÍDRICA DE ORIGEM AGRÍCOLA

Autor: Luiz Carlos Pittol Martini

Orientador: Prof. Antonio Eduardo Lanna

As atividades agrícolas caracterizam-se pela produção de poluição hídrica não-pontual ou difusa, com repercussões que ultrapassam os limites dos estabelecimentos rurais e efeitos adversos aos recursos compartilhados com populações urbanas. Dos poluentes associados à agricultura, destacam-se sedimentos, fertilizantes, agrotóxicos e dejetos animais. Esses poluentes causam à água impactos físicos, estéticos e de composição química/biológica, afetando-as em termos de assoreamento dos corpos hídricos, alterando negativamente as características sensoriais, desencadeando a eutrofização e contaminando os mananciais com agentes químicos e biológicos nocivos à saúde humana e aos ecossistemas naturais. Para atender esse e outros problemas ambientais, os diversos instrumentos de gestão pública podem ser reunidos em três grandes grupos: jurídico-administrativos, econômicos e educativos-morais. Os dois primeiros grupos utilizam respectivamente meios coercitivos, em que a autoridade constituída aplica os regulamentos, e meios indutores, em que se aplicam mecanismos ditos de mercado. Os instrumentos educativos-morais fazem uso da persuasão como forma de promover metas de melhoria ambiental. No Brasil, a gestão de recursos hídricos está ordenada principalmente pela Lei 9.433, que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos. Nessa lei, a gestão sustenta-se em uma conexão entre a vertente jurídico-administrativa e a vertente econômica, podendo-se chamar tal conexão de “outorga-cobrança”, com a outorga referindo-se ao controle do uso das águas pelo instrumento administrativo de cessão de direitos de uso e cobrança indicando o controle pela utilização de meios que estabelecem valor econômico à água. Devido às peculiaridades das atividades agrícolas, principalmente devido ao grande número de agentes e sua distribuição espacial, são remotas as possibilidades de associar os poluentes a seu emissor, o que impede a utilização de instrumentos de controle da poluição hídrica que utilizam limites/proibição de emissões ou cobrança pelo lançamento de efluentes, impedindo também o uso dos subsídios às tarefas que minimizam danos ambientais. Devido à constatação de que a gestão atual brasileira das águas não contempla integralmente o problema da poluição hídrica não-pontual, notavelmente no caso daquela de origem agrícola, o objetivo central deste trabalho é apresentar as medidas compensatórias como alternativa para controle do problema e avaliar as possibilidades e limitações para sua utilização. Com o termo compensação busca-se designar as medidas que visam reparar as perdas financeiras do setor agrícola quando são adotados sistemas de produção alternativos que trazem benefícios em termos de proteção às águas. As compensações podem ser consideradas medidas baseadas na estratégia econômica de controle da poluição, mas que visam sobretudo estabelecer uma negociação entre os usuários da água, considerando os pressupostos de que a sociedade possui uma disposição de pagamento pela proteção ambiental e os agricultores estão dispostos a aceitar um pagamento pela

correspondente adoção das medidas de proteção. Neste trabalho, sustenta-se a legitimidade das medidas que procuram compensar os agricultores pela adoção de comportamento ambientalmente mais favorável, principalmente naquelas situações caracterizadas como agricultura familiar. Como ilustração de caso, aplicam-se as medidas compensatórias à bacia do rio Vargem do Braço, que compõe parte do sistema de abastecimento de água de municípios da região de Florianópolis (SC) e que também se constitui em um local de agricultura familiar intensiva. No caso estudado, constatou-se, empiricamente, uma disposição de pagamento dos usuários do serviço de abastecimento público por água com garantia de maior qualidade, enquanto que uma consulta aos extensionistas rurais que trabalham na região estudada indicou uma receptividade positiva dos agricultores às eventuais medidas compensatórias. Demonstra-se que o montante de recursos necessários às compensações, no caso estudado, onera de forma pouco significativa a população abastecida com água do serviço público. Apesar de alguns obstáculos presumíveis, discutem-se possibilidades objetivas para implementação das compensações como forma de proteção das águas. Adicionalmente, no trabalho são realizadas considerações críticas à estrutura do modelo de gestão dos recursos hídricos que se quer implantar atualmente no Brasil, principalmente em torno de alguns de seus fundamentos e nas falhas do modelo em atender o problema da poluição agrícola.

Palavras-chave: gestão dos recursos hídricos, política de recursos hídricos, poluição hídrica não-pontual, poluição agrícola.

ABSTRACT

COMPENSATORY INSTRUMENTS TO REGULATE WATER POLLUTION FROM AGRICULTURAL SOURCES

Author: Luiz Carlos Pittol Martini

Advisor: Antônio Eduardo Lanna

Agricultural activities are characterized as non-point or diffuse source of pollution, with effects that exceed the boundaries of the farms, affecting other resources shared with urban populations. Among the pollutants that can be associated with agriculture, sediments, fertilizers, pesticides and animal wastes are the most common. These pollutants cause physical, aesthetic and chemical/biological impacts on the water resources, affecting them in terms of sediment accumulation, modifying their taste features, and promoting furthermore eutrophication and contamination of water with chemical and biological agents harmful to human health and natural ecosystems. To take care of this and other environmental problems, diverse instruments of water management has been designed, which can be aggregated in three great groups: legal-administrative, economic and educative-moral. The two first groups use coercitive ways, with the authority applying legal regulations and inductive ways, in which are applied market mechanisms. On the other hand, the educative-moral instruments make use of persuasion to promote goals of environment protection. In Brazil, the management of water resources is regulated mainly by Law No. 9.433, which establishes the National Politics of Water Resources. In this law, management is based on the connection between the legal-administrative approach and the economic approach, what can be denominated "grant-charge". The grant indicates the control of the diverse water uses by an administrative instrument based on cession of water use rights. Charge indicates the control of water uses through ways that establish economic value to the water. Due to the peculiarities of the agricultural activities, mainly due to the great number of agents involved and its spatial distribution, is not possible to associate directly the pollutants to its sources. This fact hinders the use of instruments for water pollution control that limits/prohibits emissions, or charge for the launching of effluents, hindering also the use of subsidies for the efforts that minimize ambient damages. Since the Brazilian current water resources management does not take integrally into consideration the non-point source water pollution problem, especially that originating in agriculture, the central objective of this work is to present compensatory instruments as alternative to regulate water quality, and to evaluate the possibilities and limitations of their use. With "compensatory" are denominated instruments designed to repair financial losses of the agricultural sector when alternative production systems that bring benefits in terms of water protection are adopted. Even though the compensations can be considered instruments based on an economic strategy to control pollution, they also aim to establish a negotiation among water users. This considers that society possesses a willingness to pay for environmental protection and that farmers are willingness-to-accept payments for the corresponding adoption of protection practices. In this work, is sustained the legitimacy of the instruments that aim to compensate the farmers for the adoption of practices environmentally more sound, mainly in those situations characterized as familiar farming. As a case illustration, the

compensatory instruments were applied in the Vargem do Braço watershed. This watershed builds a part of the water supply system of the Florianópolis region (Santa Catarina State), being also a site of intensive familiar farming. In the studied case, the willingness of the users of the public water supply to pay for water of better quality was empirically evidenced, while a consultation to the technicians that work in regional farm assistance indicated a positive farmer's acceptance to the application of compensatory instruments. It is further demonstrated that the sum of money for the compensations does not impact negatively in the population supplied with water of the public service. Although some possible obstacles, objective possibilities for the implementation of the compensations are discussed. Furthermore, in the work are made critical considerations about the structure of the water resources management model that is being implanted currently in Brazil, especially about some of its principles and in the model's failure in taking care of the agricultural pollution problem.

Key words: water resources management, water resources policy, non-point source water pollution, agricultural water pollution

ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO	1
2	SOBRE POLUIÇÃO HÍDRICA DE ORIGEM AGRÍCOLA	6
2.1	CARACTERIZAÇÃO GERAL DO PROBLEMA	6
2.2	FONTES E PROCESSOS DE POLUIÇÃO HÍDRICA	10
2.2.1	EROSÃO DO SOLO	11
2.2.2	NUTRIENTES, RESÍDUOS DE FERTILIZANTES E SAIS	13
2.2.3	PESTICIDAS OU AGROTÓXICOS	17
2.2.4	DEJETOS OU RESÍDUOS DA CRIAÇÃO DE ANIMAIS	19
2.3	EFEITOS AMBIENTAIS DA POLUIÇÃO DE ORIGEM AGRÍCOLA	20
2.3.1	IMPACTOS FÍSICOS	22
2.3.2	EFEITOS ESTÉTICOS	23
2.3.3	IMPACTOS NA COMPOSIÇÃO QUÍMICA E BIOLÓGICA DOS SISTEMAS HÍDRICOS	24
3	INSTRUMENTOS POLÍTICOS PARA ATUAÇÃO EM QUALIDADE DA ÁGUA	28
3.1	A VISÃO JURÍDICO-ADMINISTRATIVA	28
3.1.1	ALOCAÇÃO DE DIREITOS SOB AS FORMAS DE “LEI COMUM” E “PROCESSOS DE CIDADANIA”	29
3.1.2	ALOCAÇÃO DE DIREITOS VIA PROIBIÇÃO E REGULAÇÃO	31
3.1.3	INSTRUMENTOS REGULATÓRIOS APLICADOS AOS RECURSOS HÍDRICOS	32
3.1.4	POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS	36
3.2	A VISÃO EDUCATIVO-MORAL	41
3.3	A VISÃO ECONÔMICA PARA ATUAÇÃO EM QUALIDADE DA ÁGUA	43
3.3.1	MARGINALISMO, BEM-ESTAR, EXTERNALIDADES	44
3.3.2	EFICIÊNCIA, EQUIDADE	50
3.3.3	MUDANÇA DE UM SISTEMA DE PRODUÇÃO: MERCADO DE PRODUTOS AGRÍCOLAS ALTERNATIVOS	51
3.3.4	UMA POSSÍVEL CONSEQÜÊNCIA DA REDUÇÃO OU ELIMINAÇÃO DO USO DE AGROTÓXICOS SOBRE A OFERTA DE UM PRODUTO AGRÍCOLA	52
3.3.4.1	<i>Contabilizando as perdas por meio dos excedentes do consumidor e produtor</i>	53
3.3.4.2	<i>Matriz de ganhos e perdas</i>	56
3.3.4.3	<i>Equalizando ganhos e perdas</i>	57
3.3.5	ESTRATÉGIAS PARA INCORPORAÇÃO DOS CUSTOS AMBIENTAIS NAS ATIVIDADES POLUIDORAS	58
3.3.5.1	<i>Direitos de propriedade e a estratégia de Coase</i>	59
3.3.5.2	<i>Estratégia de Pigou</i>	60
3.3.5.3	<i>As estratégias e o direito de poluir</i>	62
3.3.5.4	<i>Controle da poluição e inovações tecnológicas</i>	64
3.3.6	INSTRUMENTOS PARA IMPLEMENTAÇÃO DAS ESTRATÉGIAS ECONÔMICAS APLICADAS À GESTÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA	65
3.3.7	MEDIDAS ECONÔMICAS APLICÁVEIS À POLUIÇÃO NÃO-PONTUAL	70
3.3.7.1	<i>Medidas que envolvem cobrança</i>	70
3.3.7.2	<i>Medidas que envolvem subsídios ou compensações</i>	75
3.3.7.3	<i>Venda de água</i>	77

4 MEDIDAS ECONÔMICAS COMPENSATÓRIAS E PROTEÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS 82

4.1	PRODUÇÃO AGRÍCOLA E PROTEÇÃO AMBIENTAL	82
4.2	ESTRUTURAÇÃO DO MERCADO PARA QUALIDADE DA ÁGUA.....	84
4.3	QUANTIFICANDO A COMPENSAÇÃO.....	87
4.4	DISPOSIÇÃO DE PAGAMENTO DOS USUÁRIOS DA ÁGUA.....	90
4.5	EXPERIÊNCIA EM MECANISMOS COMPENSATÓRIOS E NAS RELAÇÕES AGRICULTURA vs. RECURSOS HÍDRICOS	93
4.5.1	RETORNANDO À QUESTÃO AGRICULTURA VS. AMBIENTE.....	93
4.5.2	VALOR DA ÁGUA E DISPOSIÇÃO DE PAGAMENTO POR ÁGUA DE MELHOR QUALIDADE	95
4.5.3	MEDIDAS COMPENSATÓRIAS	100
4.6	AGRICULTURA ALTERNATIVA: IMPACTOS NA PRODUÇÃO E RENDA DOS AGRICULTORES	105
4.6.1	CONCEITOS E TIPOS DE AGRICULTURA ALTERNATIVA	105
4.6.2	AGRICULTURA ORGÂNICA E IMPACTOS ECONÔMICOS	107
4.6.3	MERCADO POTENCIAL PARA PRODUTOS ORGÂNICOS	112

5 APLICAÇÃO DAS MEDIDAS COMPENSATÓRIAS À BACIA DO RIO VARGEM DO BRAÇO, REGIÃO DE FLORIANÓPOLIS (SC)..... 115

5.1	DIAGNÓSTICO DO PROBLEMA.....	115
5.1.1	A LOCALIDADE DE VARGEM DO BRAÇO – ALGUNS ASPECTOS	115
5.1.2	A QUESTÃO DOS AGROTÓXICOS NA BACIA DO RIO VARGEM DO BRAÇO	120
5.1.3	CARACTERIZAÇÃO GERAL DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO CUBATÃO-PILÕES ...	123
5.2	QUANTIFICANDO A NECESSIDADE DE COMPENSAÇÃO.....	125
5.2.1	RENDA DA ATIVIDADE AGRÍCOLA.....	129
5.2.2	DISPOSIÇÃO DE PAGAMENTO DA POPULAÇÃO DE FLORIANÓPOLIS E MUNICÍPIOS VIZINHOS POR ÁGUA DE MAIOR QUALIDADE	131
5.2.3	DISPOSIÇÃO DOS AGRICULTORES DA BACIA DO RIO VARGEM DO BRAÇO EM ACEITAR PAGAMENTOS COMPENSATÓRIOS.....	136
5.2.3.1	Consulta aos extensionistas rurais	137
5.2.3.2	Renda dos moradores da comunidade Vargem do Braço.....	141
5.2.4	ATRIBUINDO VALORES ÀS COMPENSAÇÕES	143
5.2.5	ESTENDENDO AS COMPENSAÇÕES PARA OUTRAS SITUAÇÕES	149

6 ESTRUTURA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS E POSSIBILIDADES PARA ADOÇÃO DAS MEDIDAS COMPENSATORIAS 152

6.1	UMA SÍNTESE DA ESTRUTURA LEGAL E INSTITUCIONAL EM IMPLANTAÇÃO.....	152
6.2	MEIO RURAL E OS DESAFIOS À OUTORGA-COBRAÇA E A OUTROS INSTRUMENTOS.....	154
6.3	SETORES URBANO E RURAL: O PAPEL DAS COMPENSAÇÕES	156
6.4	INCLUSÃO DAS COMPENSAÇÕES EM UMA ESTRUTURA DE GESTÃO DAS ÁGUAS.....	158
6.4.1	OS OBSTÁCULOS	158
6.4.2	AS POSSIBILIDADES	162
6.5	CONSIDERAÇÕES EM TORNO DOS FUNDAMENTOS DO MODELO LEGAL E INSTITUCIONAL DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS EM IMPLANTAÇÃO.....	164

7	CONSIDERAÇÕES ADICIONAIS E ENCERRAMENTO	170
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	177
9	ANEXOS	184

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1	Perdas de nutrientes em regiões agrícolas, obtidos experimentalmente em diversos locais e por diversos autores.	15
Tabela 2.2	Concentrações máximas de agrotóxicos observadas na água de escoamento superficial oriunda de várias localidades agrícolas nos Estados Unidos. Informações compiladas por Wauchope (1978).	19
Tabela 3.1	Matriz de perdas e ganhos entre quatro grandes agentes atuantes no processo agricultura vs. recursos hídricos, com e sem uso de agrotóxicos. O valor 1 indica “ganhos” e o valor 0 indica “perdas”. O confronto se dá linha x coluna, no caso da agricultura com utilização de agrotóxicos, e coluna x linha, no caso de agricultura sem agrotóxicos.	57
Tabela 3.2	Incentivos econômicos utilizados em países da Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento (OCED), implementados no passado ou ainda em vigor.	68
Tabela 4.1	Preço da água de abastecimento para países ou regiões de países da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD). ...	96
Tabela 4.2	Estrutura tarifária para a água em localidades do estado de Santa Catarina atendidas pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento, com vigência a partir de agosto de 1999.	97
Tabela 4.3	Valor da despesa média mensal familiar em despesas correntes e percentuais relativos a essas despesas destinados ao pagamento de água e esgoto, energia elétrica e telefone. Informações obtidas no ano de 1996 em nove grandes regiões metropolitanas brasileiras.	98
Tabela 4.4	Estimativas da elasticidade-preço da demanda da água de uso residencial em países em desenvolvimento.	100
Tabela 5.1	Distribuição das ocupações do solo na bacia do rio Vargem do Braço, município de Santo Amaro da Imperatriz (SC).	118
Tabela 5.2.	Concentração de resíduos de inseticidas carbamatos em amostras de águas superficiais do rio Cubatão Sul (SC) coletadas em um ponto próximo a foz.	122
Tabela 5.3	Informações operacionais do sistema de abastecimento de água Cubatão-Pilões, que serve a região de Florianópolis, 1999.	124
Tabela 5.4	Classes de disposições de pagamento por água proveniente de locais sem uso de agrotóxicos e frequências observadas. Pesquisa de opinião realizada na região de Florianópolis (SC), 1999.	134
Tabela 5.5	Resultado de questionário submetido aos extensionistas rurais da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. – Epagri, regional de Florianópolis, no mês de março de 2000.	138
Tabela 5.6	Tarifas e quantidades consumidas de água em cada categoria e faixa de consumo no sistema de abastecimento público Cubatão-Pilões, região de Florianópolis (SC), mês de setembro de 1999.	146

Tabela 5.7	Possibilidades de arrecadações adicionais mensais no sistema de abastecimento público de água Cubatão-Pilões, região de Florianópolis (SC), para diferentes percentuais de aumento nas tarifas e considerando a percentagem da população que se dispõe a pagar cada percentual.	148
------------	--	-----

LISTA DE FIGURAS

- Figura 2.1 Diagrama esquemático representando os fluxos de materiais, serviços e energia nos sistemas econômicos, em que W representa a quantidade de rejeitos e A representa a capacidade de assimilação do ambiente (adaptado de Pearce, 1985).9
- Figura 2.2 Diagrama esquemático mostrando as diversas implicações resultantes da atividade agrícola exercida em uma unidade de produção. 11
- Figura 3.1 a) Maximização de lucros do concorrente perfeito na abordagem RT-CT: a maximização do lucro dita que o nível da atividade seja estabelecido de tal modo que a diferença RT-CT seja maximizada (quando $RT > CT$);
b) Maximização de lucros do concorrente perfeito na abordagem RM-CM: o lucro é maximizado quando a receita marginal é igual ao custo marginal ($RM-CM=0$). (Adaptado de Miller, 1981).44
- Figura 3.2 Equilíbrio de mercado: a demanda de mercado é DD e a oferta de mercado é OO, com o ponto de equilíbrio E situado na intersecção das duas curvas, refletindo uma quantidade Q_e e um preço P_e de mercado. 45
- Figura 3.3 Custo marginal social (CMS), custo marginal privado (CMP) e demanda (D): os níveis de produção ótimos sob o ponto de vista privado e social são Q_p e Q_s , respectivamente (adaptado de Pearce, 1985).47
- Figura 3.4 Capacidade de assimilação vs. lançamentos de poluentes para diferentes níveis de atividade (adaptado de Turner et al., 1994).48
- Figura 3.5 a) Curva de custo externo marginal (CEM) como função do nível de atividade, com Q_A representando o ponto de esgotamento da capacidade ambiental de assimilação;
b) Curvas de custo externo marginal (CEM) e benefícios líquidos marginais privados (BLMP), com Q_S representando o nível de atividade ótimo sob o ponto de vista social e Q_P representando o nível de atividade ótimo sob o ponto de vista privado. (Adaptado de Turner et al., 1994).49
- Figura 3.6 Ajuste entre custos privados e custos sociais: se as firmas consideram apenas os custos privados, a curva de oferta é SS. A quantidade demandada e vendida será Q_e ao preço P_e . Se os custos sociais forem levados em conta, a curva de oferta torna-se $S'S'$. Se fosse imposta uma taxa (igual ao custo externo por unidade produzida) de modo que o preço ao consumidor fosse P_1 , a quantidade demandada e vendida seria Q_1 . (Adaptado de Miller, 1981)50
- Figura 3.7 Restrição ao uso do insumo agrotóxico em uma atividade agrícola e as conseqüências esperadas nos preços de equilíbrio (P_e e P_e') e nas quantidades de equilíbrio (Q_e e Q_e'). A curva DD é a demanda, SS é a oferta original e SS' é a oferta modificada pela restrição (adaptado de Miller, 1981). 53
- Figura 3.8 Restrição ao uso do insumo agrotóxico numa atividade agrícola e as conseqüências esperadas na quantidade de equilíbrio (Q_e e Q_e'). A curva DD é a demanda, SS é a oferta original e SS' é a oferta modificada pela restrição. 55

- Figura 3.9 Custos marginais privados (CMP), custos marginais sociais (CMS) e custos marginais externos (CME) num mercado com demanda perfeitamente elástica, onde preço = receita marginal (RM). O produto Q_s indica o ótimo no ponto de vista social e Q_p o ótimo no ponto de vista privado (adaptado de Pearce, 1985)..... 61
- Figura 3.10 Efeito econômico de subsídios, com D indicando demanda e O ou O' indicando oferta. (Adaptado de Lanna, 1991). 76
- Figura 4.1 Processo cíclico na gestão de qualidade da água (analogia montada sobre esquema básico proposto por Jones, 1987)..... 85
- Figura 5.1 Bacia do Rio Cubatão Sul, Santa Catarina, mostrando o próprio Rio Cubatão, o Rio Vargem do Braço e os municípios que compõe a bacia e/ou se utilizam de suas águas..... 116
- Figura 5.2 Distribuição das altitudes na bacia do rio Vargem do Braço, município de Santo Amaro da Imperatriz (SC). 117
- Figura 5.3 Uso do solo na bacia do rio Vargem do Braço, município de Santo Amaro da Imperatriz (SC)..... 119
- Figura 5.4 Sistema Cubatão-Pilões, região de Florianópolis (SC), mês de setembro de 1999: a) tabela com distribuição das economias e histograma de consumo residencial; b) distribuição por faixas de consumo para fins de tarifação; c) distribuição do consumo residencial sob a forma gráfica; d) consumo não-residencial. (Fonte: Casan, 1999)..... 126
- Figura 5.5 Índice de preços reais recebidos pelos produtores brasileiros de arroz, feijão, soja e milho no período de 1970 a 1994. Índices corrigidos pelo IGP-DI para valores de 1994 e base de comparação 1970 = 100 (adaptado de Vegro & Ferreira, 1996)..... 130
- Figura 5.6 (a) Nível de preocupação de entrevistados da região de Florianópolis com relação à contaminação por produtos ou resíduos de produtos químicos (agrotóxicos) usados na agricultura e que podem contaminar a água fornecida pelo serviço de abastecimento público;
(b) disposição de pagamento desses entrevistados pela água proveniente de locais onde se pratica agricultura sem uso de agrotóxicos..... 132
- Figura 5.7 Disposições relativas de pagamento dos usuários da região de Florianópolis (SC) por água proveniente de locais sem uso de agrotóxicos. Dados ajustados à distribuição Gamma incompleta, com parâmetros $\alpha=19,245$ e $\beta=5,597$ (teste Kolmogorov-Smirnov com $D_{cal}=0,14 \leq D_{tab.[n=126, \alpha=0,01]}$). O valor de $X=100$ representa o preço atual da água..... 134
- Figura 5.8 Disposição de pagamento dos usuários da região de Florianópolis (SC) por água proveniente de locais sem uso de agrotóxicos. Dados ajustados à distribuição Gamma incompleta, com parâmetros $\alpha=1,267$ e $\beta=17,77$ (teste Kolmogorov-Smirnov com $D_{cal}=0,14 \leq D_{tab.[n=65, \alpha=0,05]}$). Os valores da disposição de pagamento estão indicados em percentagem acima do preço atual da água..... 135

- Figura 5.9 a) Distribuição da renda líquida mensal das famílias da bacia do Rio Vargem do Braço, município de Águas Mornas (SC), 1999. SM = salários-mínimos.
b) Principais fontes de renda dos moradores dessa bacia.
(Fonte: Kroth, 1999)..... 142
- Figura 5.10 Possibilidades de arrecadações adicionais no sistema de abastecimento público de água Cubatão-Pilões, região de Florianópolis (SC), aplicando-se um valor fixo a cada usuário: (a) considerando todas as economias; (b) economias não-residenciais e residenciais com hidrômetro; (c) não-residenciais e residenciais nas faixas de consumo 2 (11-25 m³/mês) e 3 (maior do que 25 m³/mês). Referência: setembro de 1999..... 144
- Figura 5.11 Possibilidades de arrecadações adicionais no sistema de abastecimento público de água Cubatão-Pilões, região de Florianópolis (SC), aplicando-se um valor fixo a cada unidade consumida: (a) considerando todo o volume consumido mensalmente; (b) consumo das economias não-residenciais e residenciais com hidrômetro; (c) consumo das economias não-residenciais e residenciais nas faixas de consumo 2 (11-25 m³/mês) e 3 (maior do que 25 m³/mês). Referência: setembro de 1999..... 145
- Figura 5.12 Possibilidades de arrecadações adicionais mensais no sistema de abastecimento público de água Cubatão-Pilões, região de Florianópolis (SC), para diferentes percentuais de aumento nas tarifas. “Total s/ Ep”: consumo não diminui com o aumento de preço; “Total c/ Ep”: consumo diminui com o aumento de preço numa proporção dada pela elasticidade-preço da demanda igual a -0,6. Mês base: setembro de 1999..... 147
- Figura 5.13 Possibilidades teóricas de arrecadação para diferentes percentuais de aumento nas tarifas de água pagas pelos usuários da região de Florianópolis (SC) e considerando aqueles usuários dispostos a pagar esses percentuais.
..... 149
- Figura 6.1 Relações setor urbano – setor rural: (a) poucas relações em comum e (b) setores interdependentes. 157

LISTA DE ANEXOS

- Anexo 1. Principais agrotóxicos utilizados pelos produtores da bacia do rio Vargem do Braço, Santo Amaro da Imperatriz (SC)..... 184
- Anexo 2. Síntese do levantamento do uso de agrotóxicos (pesticidas) na bacia do rio Cubatão Sul, Santa Catarina, no ano de 1995..... 185
- Anexo 3. Resultados brutos de questionário submetido a usuários do serviço de abastecimento público de água da região de Florianópolis (SC). Entrevistas diretas com 250 usuários, realizadas em 1999..... 186

1 INTRODUÇÃO

Uma visão mística e antropocêntrica estabelece que a Terra foi criada para os seres humanos e tudo o que nela viceja a eles se destina. O usufruto dos bens naturais é um direito do homem, um privilégio que se origina do seu domínio absoluto sobre todas as outras espécies. É ele, o homem, o ser vivo que possui maior controle sobre o meio que o cerca. E, no entanto, justamente devido à amplitude de seu poder é que surgem os problemas ambientais.

Deve-se reconhecer que a objeção desta visão não é uma questão nova. Já no século I a.C. Lucrécio assim se opunha à idéia de que o universo fora criado e estaria disposto em função do homem:

“(…) Mas parece, quando pensam que tudo fizeram os deuses por causa dos mortais, que andam muito longe da verdade. Efetivamente, embora eu ignorasse quais são os princípios das coisas, ousaria afirmar, pelas próprias leis do céu e por outros fatos numerosos, que de modo algum o mundo foi criado para nós por um ato divino: tanto é o mal que o macula”.

Mas a legitimação do poder do homem frente à natureza tem raízes profundas. O mito da autoridade divina faz parte da cultura ocidental, principalmente devido a certas interpretações bíblicas, em particular dos primeiros livros do Velho Testamento, que enquadram os humanos como seres separados das outras criaturas e destinados a dominá-las. Para Peet (1992), a percepção de muitos estabelece que o “domínio” da natureza é um imperativo divino, com o mundo visto numa seqüência linear, hierárquica e autoritária, com Deus colocado acima, a natureza abaixo e o homem entre eles, superior a todas as coisas, exceto ao próprio Deus. Citando o teólogo britânico C.S.Lewis, o autor sugere que a verdade talvez seja mais prosaica: “o que chamamos de poder do Homem sobre a Natureza revela-se como um poder exercido por alguns homens sobre outros homens, empregando a natureza como instrumento”.

Sob a justificativa doutrinária do “direito divino”, o homem conquista a natureza, extrai dela os elementos para sua satisfação e a ela devolve seus despojos, como se houvesse um “lá fora” com infinita capacidade de assimilação. E assim se estabelece o contra-senso humano: o homem marca de forma indelével sua passagem pela Terra, mas, contudo, jamais dela chega apropriar-se totalmente, pois enquanto ele é uma dádiva da natureza, ela própria é autônoma, bastando-se por si. Essa dissociação homem-natureza foi assim apresentada por Carl Jung:

“Nosso intelecto criou um novo mundo que domina a natureza, e ainda a povoou de máquinas monstruosas. Estas máquinas são tão incontestavelmente úteis que nem podemos imaginar a possibilidade de nos descartarmos delas ou de escapar à subserviência a que nos obrigam. O homem não resiste às solicitações aventurosas de sua mente científica e inventiva, nem cessa de congratular-se consigo mesmo pelas suas esplêndidas conquistas. Ao mesmo tempo, sua genialidade revela uma misteriosa tendência para inventar coisas cada vez mais perigosas, que representam instrumentos cada vez mais eficazes de suicídio coletivo. (...) Apesar da nossa orgulhosa pretensão de dominar a natureza, ainda somos suas vítimas na medida em que não aprendemos nem a nos dominar a nós mesmos. De maneira lenta, mas que parece fatal, atraímos o desastre”.

O saber científico optou, através de sucessivas gerações, pela busca da compreensão do todo a partir do reconhecimento das partes. Dessa escolha originou-se a típica concepção de compartimentar o ambiente, tratando-o como se consistisse em frações separadas e estanques e submetidas aos diferentes grupos de interesse que as exploram. Isso tem conduzido a inevitáveis conflitos de uso dos recursos naturais. A visão fragmentada faz com que determinado grupo desconsidere os impactos gerados por suas atividades nos recursos compartilhados, tanto pela ausência de informações acerca da escassez desses recursos como pelos diferentes valores a eles atribuídos por esse grupo. Os conflitos são um reconhecimento de que os sistemas econômicos estão envoltos pelo ambiente e não podem operar sem o suporte dos sistemas ecológicos de plantas e animais e suas interconexões, coletivamente conhecidos como biosfera.

O ambiente é um sistema aberto, geralmente considerado como provedor de bens e serviços ao homem, que mantém um fluxo contínuo de materiais destinados e/ou provenientes das atividades antrópicas – através da extração de matérias-primas e combustível de um lado e, por outro, via eliminação de resíduos oriundos do processamento desses recursos. À medida que o binômio extração-eliminação se expande, aumenta a pressão sobre os estoques de recursos e sobre os limites ambientais de assimilação de resíduos, ocasionando o que habitualmente se denomina de degradação e poluição.

As atividades agrícolas são reconhecidamente produtoras de poluição não-pontual ou difusa, termos empregados para definir aquela poluição proveniente de diversas fontes distribuídas espacialmente. Essa forma de poluição tem ocasionado paulatino decréscimo na qualidade da água de mananciais que atendem os mais diversos propósitos, tornando-se mais evidente naqueles que se destinam ao abastecimento urbano, que, em geral, exigem níveis altos de qualidade e possuem uso preferencial. Devido às peculiaridades das atividades agrícolas, principalmente ao grande número de

agentes e sua distribuição espacial, não é tarefa simples associar os poluentes ao seu emissor primário, o que dificulta a aplicação de instrumentos de controle da poluição hídrica que contemplem mecanismos inibitórios, do tipo limites ou proibição de emissão, ou econômicos, como cobrança pelo lançamento de efluentes ou subsídios ao controle.

Além do problema técnico da aplicação dos princípios regulatórios/econômicos à questão da qualidade da água, sobrepõe-se a controvérsia existente quanto às causas e conseqüências dos problemas ambientais. Segundo Franke (1997), para alguns a problemática ambiental e a escassez de recursos deve-se à ineficiência econômica e ao atraso tecnológico na exploração dos recursos; outros crêem que as causas localizam-se na visão de mundo dominante na sociedade, em que todas as questões podem ser reduzidas a meras relações econômicas e que o homem pode e deve subjugar a natureza. Para outros, ainda, a questão ambiental é uma questão educacional e fora dessa compreensão não há medidas que possam ser aplicadas com sucesso.

Como em quase toda controvérsia ambiental, as diferentes partes envolvidas, e seus respectivos defensores, utilizam-se de argumentos que normalmente não podem ser refutados. Assim, não raro se encontram diversos litigantes em torno de um conflito relacionado ao uso de um recurso natural e a todos se pode dar razão, em face das justificativas apresentadas. Para Atlan (1991), isto se deve à existência de diversas racionalidades, diferentes formas de ter “razão”, legítimas ainda que diferentes, para interpretar os dados de nossos sentidos. Essas diversas racionalidades podem ser reduzidas ao confronto entre a necessidade de crescimento econômico, que evitaria o surgimento de tensões capazes de provocar colapso social – principalmente em função da questão demográfica e do crescente desemprego –, e a necessidade de conservação dos capitais naturais e artificiais em favor dos atuais segmentos menos favorecidos da população e das gerações futuras.

Da necessidade de compatibilização entre economia e ecologia, surgiu a idéia de desenvolvimento sustentável, com definição assim proposta por WCED (1997): “O desenvolvimento sustentável é aquele que satisfaz as necessidades da atual geração sem comprometer a capacidade de as gerações futuras satisfazerem suas próprias necessidades”. Dessa definição se retira que já não basta que o meio seja interpretado à luz da economia ou da ecologia: a expressão das questões ambientais situa-se na interface dessas disciplinas, pois é pela interação homem-meio que surgem relações que podem colocar em risco a manutenção do próprio sistema no qual elas se manifestam. O significado de *desenvolvimento* deve necessariamente incluir os componentes relativos

ao crescimento econômico, mas sem colocá-los num nível hierárquico superior ao dos componentes ambientais e suas interconexões.

O tema condutor deste trabalho é tratar da (re)inserção da agricultura no contexto de proteção aos recursos hídricos. As condições gerais para que tal meta seja atingida estão sendo proporcionadas pela lei 9.433, que estabelece a Política Nacional dos Recursos Hídricos, principalmente por dois de seus princípios fundamentais – o reconhecimento da água como um bem finito e vulnerável e o reconhecimento do valor econômico da água –, e pelos instrumentos que buscam tornar esses princípios reconhecidos, como o enquadramento dos corpos de água em classes, a outorga dos direitos de uso e a cobrança pelo uso. Tais instrumentos, no entanto, freqüentemente são discutidos em termos de pertinência e eficácia de aplicação, principalmente quando se considera o caso do uso dos recursos hídricos para lançamento de efluentes. E, numa posição ainda mais extrema, são manifestados maiores questionamentos quando da aplicação desses instrumentos à atividade agrícola, tanto para as demandas quantitativas como para as emissões de efluentes degradadores do meio hídrico.

Dessa forma, neste trabalho introduz-se a idéia das compensações como alternativa para enfrentar a questão da poluição hídrica de origem agrícola. Com o termo compensação buscar-se-á designar as medidas que visam reparar as perdas financeiras do setor agrícola quando são adotados sistemas de produção alternativos (ou mesmo abandono de certas atividades) que trazem benefícios em termos de proteção às águas. As situações referenciais para aplicação das compensações incluem microbacias hidrográficas em que as atividades agrícolas sejam executadas sob a forma de “agricultura familiar”, nas quais ocorram demandas por proteção ambiental de outros setores da sociedade (em geral urbanos) e nos casos em que a renda rural for menor que a urbana e/ou quando a população rural for menor do que a população urbana. Tais características são típicas e amplamente disseminadas no Estado de Santa Catarina. Assim, o objetivo central do trabalho é apresentar as medidas compensatórias como alternativa para controle da poluição hídrica agrícola não pontual e avaliar as possibilidades e limitações para sua utilização.

Para o atender objetivo proposto, em primeiro lugar a agricultura será caracterizada como fonte poluidora e procurar-se-á estabelecer os modos ou processos típicos de como se originam as emissões de poluentes do meio agrícola. Em segundo lugar, serão discutidos os instrumentos capazes de compatibilizar o exercício legítimo da atividade agrícola com a proteção das águas e dos ecossistemas a elas ligados, com ênfase nos aspectos originados na ótica econômica de tratamento das questões ambientais. Na seqüência, e decorrente do predomínio da visão econômica como forma

de enquadrar o problema de poluição agrícola, discute-se a possibilidade do uso de medidas compensatórias como forma de os usuários dos recursos hídricos e agricultores negociarem a questão da qualidade da água. Ilustra-se com um caso em que há possibilidade real de implementação das medidas propostas. A situação selecionada inclui uma bacia rural com uso agrícola e que apresenta um papel estratégico com relação ao fornecimento de água para a população de Florianópolis e região circunvizinha. Finalmente, buscar-se-á demonstrar as possibilidades para inserção das medidas compensatórias em uma estrutura de gestão das águas, contrapondo-as, principalmente, ao atual quadro de gestão pública dos recursos hídricos.

2 SOBRE POLUIÇÃO HÍDRICA DE ORIGEM AGRÍCOLA

2.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DO PROBLEMA

Em termos correntes, o vocábulo poluição significa sujar, corromper, macular, conspurcar. As atividades antrópicas inevitavelmente incluem esses significados nos seus processos, haja vista que os “males” que decorrem da produção e consumo de bens e serviços sempre incluem alguma parcela de lançamento de dejetos, desgaste dos recursos naturais e agressão aos ecossistemas. É claro que nem toda ação humana resulta em uma poluição aparente, pois o ambiente possui a capacidade de assimilar choques e pressões contra seus recursos – a chamada homeostase, ou propriedade autorreguladora de um sistema. No entanto, essa capacidade de assimilação é também um recurso escasso e a contínua expansão do uso do meio pelo homem faz com que ela se esgote rapidamente.

No sentido figurado estabelecido por Boulding (1966), enquanto o ambiente for capaz de assimilar choques e pressões se estará numa economia aberta, chamada por ele de economia do “cowboy”, com esta personagem simbolizando “as planícies ilimitadas e o seu típico comportamento despreocupado, explorativo, fanfarrão, violento”. De modo oposto, à medida que o ambiente atingir um ponto de saturação quanto a sua capacidade assimilativa e de fornecimento de bens e serviços, haverá transição para uma economia fechada, denominada pelo autor como “economia do ‘astronauta’, em que a terra se torna uma única ‘espaçonave’, sem quaisquer reservatórios ilimitados, seja para extração ou para poluição, e na qual, portanto, o homem deve encontrar seu lugar num sistema ecológico cíclico que seja capaz de continuamente reproduzir as formas materiais, mesmo que ele não possa evitar os ingressos de energia”. O problema do aquecimento global talvez seja o exemplo mais emblemático a confirmar que já se está vivendo no futuro vislumbrado por Boulding nos anos sessenta.

É importante destacar neste momento que, ao contrário do senso comum, a poluição não decorre apenas do lançamento de resíduos-rejeitos no meio, que é a consequência mais visível, mas ela é o resultado de um conjunto de circunstâncias que conduz à degradação ambiental. Entre essas circunstâncias estão o crescimento demográfico descontrolado, as assimetrias na distribuição de renda, o consumo de supérfluos, as atividades bélicas, as formas de organização social que privilegiam o individualismo, a ignorância e diversas outras. A poluição é muito mais que a ação de indivíduos isolados. Ela pertence a toda sociedade. É como problema social que é, não

há formas simples de tratá-lo. Um embasamento teórico para a poluição tem sido dado pela termodinâmica, cujos princípios universais têm sustentado a discussão de diversos autores que se dedicam ao tema. Este enfoque será o fio condutor da explanação a seguir.

Para Prigogine (1989), a inevitável poluição originada por uma cidade é apenas um aspecto relacionado à cidade. Outro aspecto é a presença de universidades, livros, eventos culturais, celebrações, etc. Essas duas coisas estão ligadas, não podendo haver uma sem a outra. Esse argumento, aparentemente óbvio, emerge da resposta deste autor para a questão sobre a finalidade da produção de entropia nos sistemas. Recordando, na termodinâmica, a entropia é uma medida da energia não disponível que resulta das transformações. Além disso, o termo também é utilizado como índice geral da desordem associada com a degradação da energia e materiais. Prigogine (1989), por sua vez, indica que a entropia tem dupla função: ela não conduz necessariamente para a desordem ou detritos, mas freqüentemente conduz a um mecanismo de produção de ordem. Em uma cidade, por exemplo, a ordem é representada pelas estruturas, enquanto o pó e outros resíduos desprendidos durante a construção, menos notáveis, estariam associados à idéia de desordem. Por analogia, numa bacia hidrográfica, principalmente de uma pequena bacia com ocupação agrícola, é inevitável que ocorra alguma desordem que ocasione decréscimo na qualidade da água. A contrapartida é a produção de bens agrícolas, ocupação das pessoas nas atividades afins e geração de consumo de bens externos à bacia.

A visão de que o aumento da entropia pode ser gerador de ordem é um tanto oposta àquela da termodinâmica clássica, em que os processos irreversíveis tendem a conduzir o universo a um nivelamento final, com total dissociação das estruturas. Esse caráter de irremediável aniquilamento, de holocausto final, pode ser observado nas palavras de Lévi-Strauss, citado por Reeves (1988):

“Desde que começou a respirar e a alimentar-se, o homem nada fez além de despreocupadamente dissociar bilhões de estruturas para reduzi-las a um estado em que não mais podem ser integradas”.

O próprio Reeves (1988) encarrega-se de frisar que, embora correto em linhas gerais, o enunciado acima apresenta um problema básico: “da dissociação dessas estruturas nasceram os quartetos de Beethoven e as catedrais góticas”. Ou seja, retornamos à questão da relevância dos aspectos considerados. Para um preservacionista, subentendido como um indivíduo avesso a qualquer intervenção do homem no meio, os aspectos considerados substanciais são aqueles ligados aos inevitáveis danos ambientais. Já para aqueles que crêem ser impossível excluir o homem

do contexto ambiental, importa conhecer e compreender como são estabelecidas as relações homem-meio e quais estruturas emergem dessas relações.

Continuando a utilizar o enfoque da termodinâmica no problema da poluição, a Figura 2.1 representa relações típicas de sistemas econômicos sistematizadas em analogia à primeira lei da termodinâmica e estendida ao balanço de matéria-energia. Observe-se o caráter de ciclagem desse enfoque: a conservação de matéria-energia está contemplada pelos diferentes fluxos entre ambiente-produção-consumo-ambiente. O segundo princípio, ligado à degradação de energia-materiais para formas menos aproveitáveis (lei da entropia), não está considerado explicitamente na figura. A idéia de degradação restringe-se ao nível de assimilação dos rejeitos e resíduos pelo ambiente. Quando a sua capacidade de assimilação for inferior aos lançamentos ocasionados pelas atividades de consumo, o ambiente, considerado como provedor de bens/recursos, recebe um influxo de elementos potencialmente nocivos – nessa visão ocorre apenas um mecanismo de transformação na utilidade dos materiais, que passam para uma forma menos disponível. Entretanto, caso a quantidade de rejeitos e resíduos seja inferior à capacidade de assimilação, eventualmente a reciclagem poderá tornar esses rejeitos-resíduos novamente em bens/recursos.

O ciclo de materiais da Figura 2.1 está essencialmente correto quando se toma um sistema termodinâmico isolado, nos quais não há troca de matéria e energia com o meio externo e, portanto, caracteriza um sistema de massa e energia constante. Mas, se por um lado a matéria/energia desse sistema é conservada, por outro ocorre uma irreversível alteração qualitativa da matéria-energia, de um estado inicial estruturado-concentrado-ordenado para um estado final desestruturado-menos concentrado-desordenado. Nas palavras de Daly e Cobb (1989):

“O processo econômico (produção seguida pelo consumo) é entrópico. Matérias-primas provenientes da natureza são iguais em quantidade aos materiais rejeitados que finalmente retornam à natureza. Mas há uma diferença qualitativa entre quantidades iguais de matérias-primas e rejeitos. A entropia é a medida física desta diferença qualitativa. É a qualidade de entropia baixa que torna a matéria-energia capaz de ser manipulada pelo conhecimento e objetivos humanos. Matéria-energia com alta entropia exibe resistência e é não-plástica. Nós não podemos, com qualquer tecnologia imaginável, acionar um barco a vapor com o calor contido no oceano, apesar da imensa quantidade de calor que nele existe. Nem se pode fazer moinhos de areia ou cinzas”.

Apesar dos inevitáveis efeitos adversos devidos ao uso dos bens e serviços ambientais, à sociedade não cabe uma atitude conformista ou complacente, pois sempre restam alternativas de que a “parte ordenada” (no significado dado por Prigogine, 1989) seja obtida minimizando o custo entrópico. Este, por sua vez, segundo D’Agostini e

Schindwein (1998), refere-se à fração da demanda energética de um processo produtivo despendida em estruturas dissipativas, que não pode ser convertida no produto desejado. Minimizar seria buscar uma maior adequação das atividades humanas com relação às condições do meio que as suporta. Assim, num processo de produção agrícola, tanto este terá menor custo entrópico quanto mais adequada for a relação de uso homem vs. meio, o que irá se refletir no objetivo focalizado, que poderá ser, por exemplo, a qualidade da água. Aqui se deve evidenciar que há um elevado nível de incerteza quanto ao ponto em que o sistema bacia hidrográfica deve operar, no sentido do uso dos recursos/serviços nela existentes, de modo que ocorra a minimização da desordem refletida na degradação da qualidade da água e ao mesmo tempo seja assegurada uma adequada provisão de bens, serviços e renda para aqueles que agem ou dependem das atividades executadas na bacia.

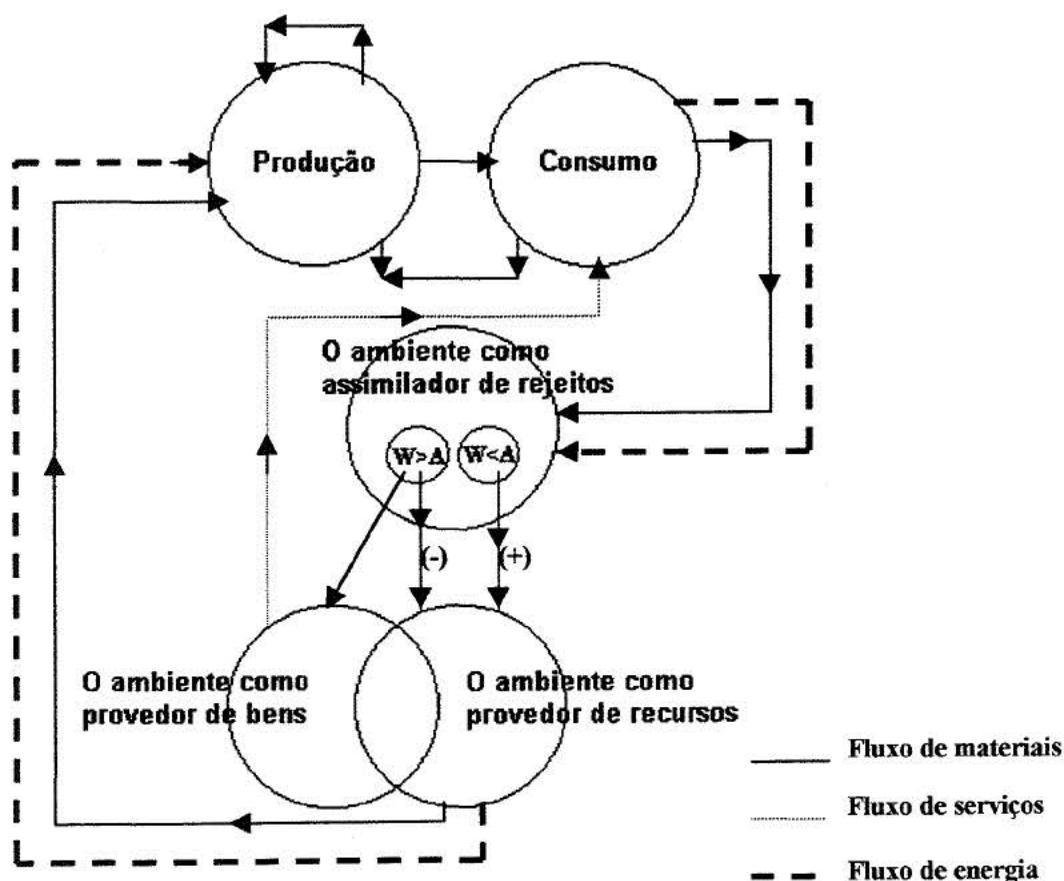


Figura 2.1 Diagrama esquemático representando os fluxos de materiais, serviços e energia nos sistemas econômicos, em que W representa a quantidade de rejeitos e A representa a capacidade de assimilação do ambiente (adaptado de Pearce, 1985).

2.2 FONTES E PROCESSOS DE POLUIÇÃO HÍDRICA

As atividades rurais têm evidentes repercussões que ultrapassam os limites arbitrários dos estabelecimentos agrícolas, pois além de afetarem o meio circunvizinho elas utilizam recursos compartilhados com populações bem distantes do local onde são realizados os procedimentos ativos. Os efeitos são progressivos, partindo-se desde a menor fração de terra cultivada e chegando-se ao meio rural (bacia hidrográfica) e a toda sociedade. O diagrama da Figura 2.2 procura ilustrar o caráter sistêmico dessa progressão de efeitos e contra-efeitos.

De um estabelecimento ou unidade de produção obtém-se o produto agrícola convertido em bem de consumo e transacionado nos mercados que interligam o meio rural ao restante da sociedade. Essas transações geram uma circulação monetária entre os agentes econômicos e uma eventual renda, que em parte flui para o meio rural e em outra parte distribui-se entre os agentes fora dele, sendo esta última tanto originada da própria comercialização direta do bem agrícola (ou por intermédio de modificações no processo de beneficiamento/industrialização que agregam valor ao produto), como da produção e comercialização de outros bens de consumo ou de insumos necessários à agricultura. Em decorrência da atividade agrícola, são lançados ao meio resíduos e rejeitos que podem se converter em poluição dos recursos solo e água, principalmente. Os impactos dessa poluição podem não ficar circunscritos ao local onde se realiza o processo produtivo, propagando-se do estabelecimento agrícola para o meio adjacente e daí afetando toda a sociedade. À poluição gerada na agricultura propriamente dita devem ser acrescentadas outras formas de poluição que são originadas na fase de obtenção dos insumos agrícolas (processos industriais ou extrativistas). Portanto, a poluição agregada de todo setor ligado à produção primária é superior àquela diretamente verificada na fase de campo ou produção agrícola propriamente dita.

No entanto, há evidentes distinções entre as duas fases geradoras de poluição: enquanto no setor agro-industrial as empresas estão concentradas em certas regiões e o caráter da poluição gerada é pontual, havendo então a possibilidade de associar o poluente ao poluidor, o setor agrícola na sua fase de campo é amplamente distribuído e sua conseqüente poluição é não-pontual ou difusa, com evidentes dificuldades de se ligarem os danos ambientais ao seu causador individual.

O processo fundamental que ocasiona a poluição hídrica originada em fontes distribuídas é a movimentação da água da chuva sobre a superfície e na sub-superfície do solo, que captura e conduz os poluentes dessas fontes para os lagos, rios, represas e

outros mananciais de água, inclusive aos aquíferos subterrâneos. Esses poluentes podem ser de inúmeros tipos, mas, em termos de bacia agrícola, predominam sedimentos, fertilizantes, agrotóxicos e dejetos provenientes da criação de animais. Tais poluentes serão discutidos a seguir.

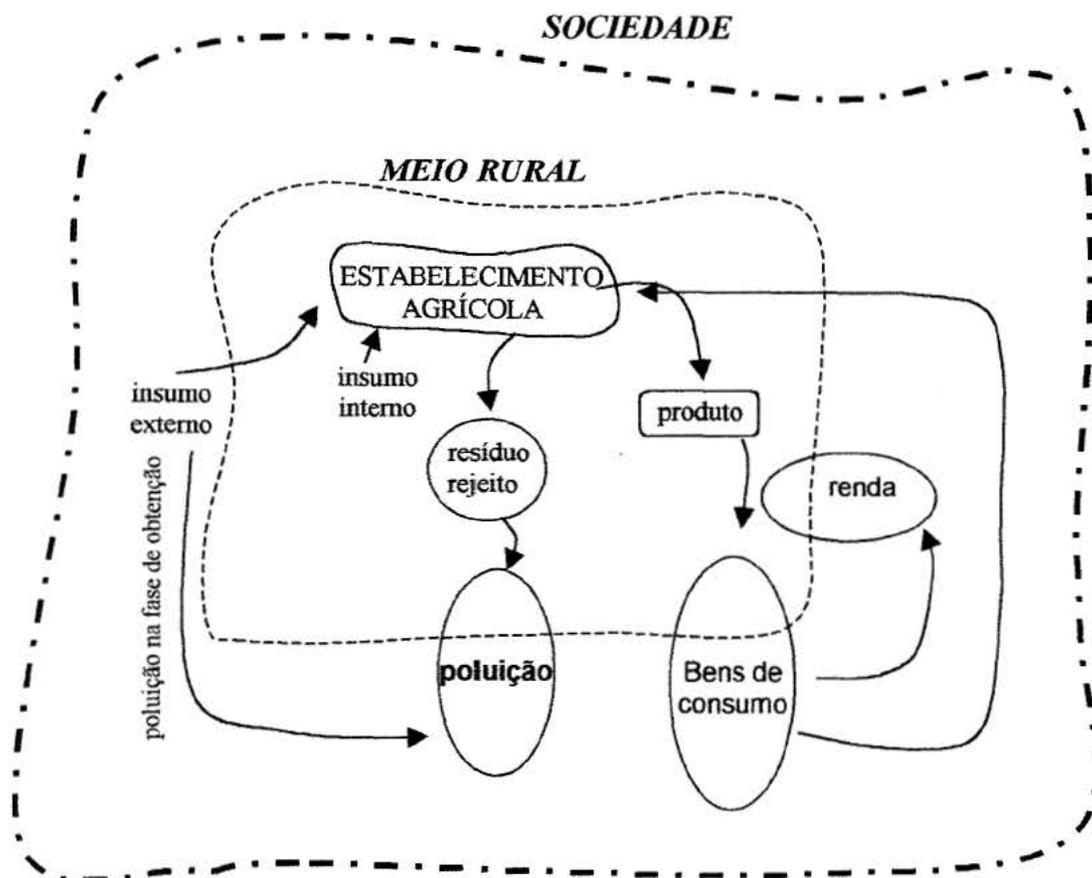


Figura 2.2 Diagrama esquemático mostrando as diversas implicações resultantes da atividade agrícola exercida em uma unidade de produção.

2.2.1 Erosão do solo

É amplamente reconhecido que a erosão do solo é o maior problema ambiental e agrícola mundial. Como relataram Pimentel et al. (1995), a cada ano 75 bilhões de toneladas de solo são removidas pela erosão hídrica e eólica, com a maior parte proveniente das terras sob agricultura. Em todo mundo, cerca de 12×10^6 ha de terras aráveis são destruídas e abandonadas a cada ano, representando ao redor de 0,8% de todas as terras cultivadas. São cifras que falam por si e revelam a magnitude do problema. Segundo os mesmos autores, as maiores taxas de erosão são encontradas na Ásia, África e América do Sul, com valores médios em torno de $30-40 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$,

enquanto nos Estados Unidos e Europa as taxas, em média, são da ordem de $17 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, mas mesmo assim muito altas quando comparadas com a taxa média de formação do solo, que se situa ao redor de $1 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. A título de comparação, as taxas de erosão em florestas intocadas situam-se na faixa de $0,004$ a $0,05 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

No Brasil, as referências são muito variadas com relação às perdas por erosão, dependendo em grande parte das condições experimentais e do tipo de solo. Como um exemplo típico, pode-se citar o trabalho de Veiga e Wildner (1997), conduzido sob dois solos característicos do oeste de Santa Catarina e em vários graus de cobertura da superfície. Esses autores obtiveram perdas de solo bastante expressivas quando avaliaram o comportamento na ausência de cobertura no terreno, na ordem de $858,6 \text{ t.ha}^{-1}$ em três anos, para Latossolo Roxo distrófico, e de $68,5 \text{ t.ha}^{-1}$ em três anos, para Cambissolo eutrófico. Essas perdas reduziram-se para $74,8 \text{ t.ha}^{-1}$ em três anos e $14,6 \text{ t.ha}^{-1}$ em três anos para coberturas com milho/pousio continuado, respectivamente para Latossolo Roxo distrófico e Cambissolo eutrófico. Mesmo refletindo condições locais e experimentais, os resultados ao menos indicam os sérios riscos a que o ambiente fica submetido quando se utilizam práticas agrícolas já francamente desaconselhadas, como é o caso dos sistemas de semeadura que deixam o solo desnudo.

Basicamente, o processo erosivo é desencadeado a partir da energia transmitida pela chuva e pelos ventos. A ação das chuvas é a situação mais freqüente e importante no caso brasileiro, principalmente porque o regime pluviométrico do país caracteriza-se por um número significativo de precipitações com alta intensidade ao longo do ano. Neste tipo de erosão, as gotas de chuva atingem o solo exposto com um efeito “explosivo”, ocasionando sua desagregação e lançando as partículas a distâncias e alturas relativamente grandes (com base no tamanho das partículas movimentadas). Na seqüência, essas partículas ficam em suspensão no meio líquido e são transportadas ao longo dos declives do terreno. Tal forma de erosão é chamada de laminar, apenas para diferenciá-la daquela que ocorre, em geral simultaneamente, na forma de sulcos, e cujo mecanismo de ação é o desprendimento das partículas pelo fluxo de água concentrado em veios e que molda o terreno sob o formato de canais irregulares ou “sulcos”. Uma ampla discussão sobre o processo de formação da erosão pode ser encontrada em Hudson (1982).

Pelos próprios mecanismos de ação já se podem verificar os fatores que mais influenciam a erosão: fonte de energia para acionar o processo (intensidade de vento e chuva), tipo de solo (grau de suscetibilidade), declividade do terreno e cobertura do solo. Destes, os três primeiros são determinados pelo clima e formação geológica-
edáfica, enquanto que o fator cobertura é o diretamente afetado pela ação do homem.

Em grande parte, o problema da erosão surge ou é potencializado pela conversão de terras florestadas ou com pastagens em cultivos agrícolas, principalmente com utilização de técnicas que empregam meios como queimadas, preparo intensivo do solo e plantios alinhados no sentido da maior declividade (“morro abaixo”). O problema é agravado pela contínua transformação de terras antes marginais, devido ao terreno muito íngreme, em sistemas agro-pastoris, tanto pela crescente demanda por bens agrícolas pela população como pela própria degradação acelerada dos solos há pouco cultivados. Para exemplificar, tomem-se os dados fornecidos por Bertoni e Lombardi Neto (1990) sobre os efeitos do tipo de uso do solo sobre as perdas médias por erosão em três tipos de solos (arenosos, argilosos e Terra-roxa) de São Paulo: os solos ocupados por matas perdem anualmente cerca de 0,004 t.ha⁻¹; pastagens, 0,4 t.ha⁻¹; cafezais, 0,9 t.ha⁻¹; e alçodoais, 26,6 t.ha⁻¹. Observem-se os dramáticos efeitos quando se passa das ocupações perenes para aquelas semiperenes e anuais. Os números falam por si.

Além do efeito direto associado com o transporte de substâncias poluentes à água, deve-se considerar que para compensar os danos ocasionados pela erosão há necessidade de se aplicarem às terras agrícolas grandes quantidades de fertilizantes e pesticidas, aumentando os riscos potenciais de geração de poluição e de destruição de habitats naturais, além de contribuir para um alto consumo de energia não-renovável pelos sistemas agrícolas (Pimentel et al., 1995).

2.2.2 Nutrientes, resíduos de fertilizantes e sais

O escoamento superficial em áreas agrícolas contém, entre seus constituintes, uma expressiva fração de substâncias que são caracterizadas como nutrientes para vegetais e microorganismos, além de outros elementos que não são nutrientes e que estão associados com a aplicação de fertilizantes, com a composição química natural dos solos e também com aqueles provenientes das práticas de irrigação, quando presentes. Os principais nutrientes agrícolas ligados ao decréscimo da qualidade da água são o nitrogênio (N) e o fósforo (P), algumas vezes havendo problemas com o enxofre (S), cálcio (Ca) e magnésio (Mg). Os elementos não-nutrientes em geral provêm de fertilizantes industrializados ou do aproveitamento de diversos subprodutos da reciclagem de materiais, acompanhando-os como contaminantes, como é o caso dos metais pesados, mas também se originando de resíduos de agrotóxicos e da própria composição do solo, como é o caso do alumínio e selênio. Associados com as práticas de irrigação, os principais elementos são o sódio (Na) e cloro (Cl).

Como os nutrientes são aplicados às terras agrícolas em diversas formas e provêm de várias fontes, abaixo se adota uma classificação apresentada em USEPA (1997):

- Fertilizantes comerciais em formulação seca ou fluida, contendo nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), enxofre (S), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e micronutrientes (ferro, Fe; manganês, Mn; cobre, Cu; zinco, Zn; boro, B; molibdênio, Mo; cobalto, Co; cloro, Cl);
- Dejetos animais provenientes dos confinamentos, incluindo “camas” e outros resíduos adicionados a elas, contendo N, P, K, S, Ca, Mg, micronutrientes, sais (sódio, principalmente), alguns metais pesados e materiais orgânicos diversos;
- Sedimentos e efluentes originados dos processos de tratamento de rejeitos municipais e industriais (e com os mesmos constituintes anteriores, apenas variando a composição percentual e a presença de metais pesados);
- Resíduos de cultivos, contendo N, P, K, S, Ca, Mg e micronutrientes;
- Água de irrigação, contendo os mais variados nutrientes e sais;
- E deposição atmosférica de nutrientes como nitrogênio e enxofre.

Os nutrientes e outras substâncias contidas nos fertilizantes e na água de irrigação são transportados aos mananciais hídricos por meio do escoamento superficial nas áreas sob cultivo agrícola, tanto sob a forma solúvel (processo de lixiviação) como sob a forma de arraste de partículas (erosão hídrica), caso em que os diversos elementos são conduzidos adsorvidos às partículas de solo ou aos restos orgânicos. Por meio da lixiviação, os materiais solúveis podem infiltrar para os aquíferos subterrâneos e neles permanecerem, num processo de contínua acumulação, ou fluírem para os mananciais superficiais via escoamento subterrâneo. Ressalte-se aqui que o processo de dissolução de materiais e seu transporte ocorrem sem haver uma nítida separação entre fluxo subterrâneo e superficial.

Segundo Frye et al. (1985), cerca de 1,5% da massa de solo perdido é nutrientes vegetais. Destes, ao redor de 0,10% corresponde às perdas de N, 0,07% de P e 1,25% de K. Com base nesses percentuais, para cada tonelada de solo removida seriam perdidos 1 kg de N, 0,7 kg de P e 12,5 kg de K. As perdas são mais impressionantes, contudo, quando comparadas às quantidades de nutrientes removidas pelos cultivos. Baseando-se num trabalho de Miller e Krusekopt, Frye et al. (1985) mostram que as quantidades removidas pela erosão, com relação às quantidades extraídas pelos cultivos, chegaram a 55% do N, 90% do P e 605% do K.

A tabela 2.1 procura dar uma amostra da magnitude das perdas de nutrientes das terras agrícolas para os recursos hídricos. Observe-se pelos trabalhos empíricos listados que as perdas de P total podem atingir valores próximos a $6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ e de N a valores até $65,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Tomando-se por base o volume de escoamento superficial apresentado, a concentração média de P no efluente agrícola pode atingir a $4,1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

Tabela 2.1 Perdas de nutrientes em regiões agrícolas, obtidos experimentalmente em diversos locais e por diversos autores.

Nutriente	LOCAL					taxa de aplicação	período de registro	escoamento superficial	PERDAS				Referência
	localização	área	declividade	textura do solo	cultura ou cobertura				solo	p/ lixiviação	e/ sedimentos	total	
		ha							kg/ha	mm anuais	kg/ha.ano		
Fósforo	El Reno, OK, USA	1,6	--	franco-argiloso	trigo, semeadura convencional	12	5 anos	146	12.844	0,247	5,697	5,944	Sharpley et al. (1992)
	Woodward, OK, USA	2,9	-	franco-siltoso	trigo, semeadura direta	23	5 anos	136	1,934	1,165	1,768	2,933	Sharpley et al. (1992)
	Austrália	130	--	franco-argiloso	pastagem	5,7	1 ano	270	--	--	--	1,040	Nelson et al (1996)
	Rhode River, MA, USA	17	suave	--	soja e floresta	--	1 ano	140	--	--	--	4,000	Jordan et al. (1997)
	USA	--	5%	--	semeadura convencional	--	20 anos	75	17.000	--	--	50,000	Pimentel et al. (1995)
Nitrogênio	Austrália	130	21,7%	franco-argiloso	pastagem	--	1 ano	270	--	--	--	9,000	Nelson et al. (1996)
	MN, USA	0,02*	suave	--	milho, semeadura convencional	200	4 anos	35 [§]	--	--	--	3,525	Randall et al. (1995)
	Rhode River, MA, USA	17	suave	--	soja e floresta	--	7 anos	420 ^{§§}	--	--	--	65,500	Jordan et al. (1997)
Potássio	USA	--	5%	--	semeadura convencional	--	1 ano	140	--	--	--	16,000	Jordan et al. (1997)
Sulfatos	USA	--	5%	--	semeadura convencional	--	20 anos	75	17.000	--	--	410,00	Pimentel et al. (1995)
	El Reno, OK, USA	1,6	--	franco-argiloso	trigo, semeadura convencional	--	4 anos	147	--	--	--	18,900	Sharpley et al. (1991)

* Parcela experimental. § anos secos §§ anos chuvosos

(para $6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ e 146 mm anuais de escoamento superficial) e de N a $66,7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ($50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ e 75 mm anuais de escoamento superficial). Note-se que poderão ocorrer valores de pico muito acima desses valores médios. De passagem, registre-se que a concentração máxima de Nitrogênio total na água para fins de abastecimento é de $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (Santa Catarina, 1998).

Uma vez que muitos fertilizantes possuem metais pesados e outros elementos potencialmente tóxicos em sua composição, há riscos de que as contínuas adubações ocasionem danos ambientais. Mesmo que as quantidades sejam mínimas (elementos “traços”), as preocupações fazem sentido devido à capacidade de acúmulo desses elementos nos meios solo e água, situação em que pode ser atingido um limiar que ocasione prejuízos à saúde da população e aos ecossistemas naturais. Portanto, ao problema do manejo dos nutrientes agrícolas deve-se acrescentar a questão dos elementos que os acompanham e que são considerados tóxicos e prejudiciais ao ambiente, entre eles prata (Ag), arsênio (As), berílio (Be), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercúrio (Hg), níquel (Ni), chumbo (Pb), antimônio (Sb), selênio (Se), tálio (Tl) e zinco (Zn), sendo que muitas vezes se inclui o bário (Ba), bismuto (Bi), flúor (F), molibdênio (Mo), estanho (Sn), estrôncio (Sr) e vanádio (V), pois se presume que eles tenham implicações ecológicas negativas. As concentrações desses elementos em diversos materiais utilizados como fertilizantes agrícolas podem ser verificadas em Raven & Loeppert (1997). Tomando-se o chumbo (Pb), por exemplo, que é um elemento freqüentemente associado a danos à saúde, obtém-se nesse trabalho que o fertilizante superfosfato triplo, largamente utilizado nas adubações agrícolas, possui uma concentração de $13,2 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, ou seja, 13,2 milionésimos de grama de chumbo por grama de fertilizante (ou ainda, $13,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Logo, aplicações desse fertilizante adicionariam ao ambiente o elemento chumbo, que em parte se acumularia no solo e cadeia trófica e em outra parte contaminaria os recursos hídricos, nos quais o limite tolerável na água para fins de consumo humano é de $0,03 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. No solo, níveis críticos de chumbo, acima dos quais a toxicidade é considerada possível, situam-se na faixa de $100\text{-}400 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ (Amaral Sobrinho et al., 1992).

Sem dúvida, não se pode simplesmente manusear proporções para prevenir contaminações, haja vista as complexas interações entre os elementos químicos e o ambiente. Mas as relações quantitativas podem servir como alerta para estudos mais aprofundados sobre os riscos de aporte de elementos perigosos ao meio pela adição de fertilizantes agrícolas.

A irrigação é outra prática agrícola que pode enriquecer as águas superficiais e subterrâneas com nutrientes e sais. Nas regiões áridas e semi-áridas, por exemplo, além

do fornecimento de água para os cultivos, a irrigação é utilizada para remoção do excesso de sais do solo, principalmente dos elementos sódio, cloro, cálcio, magnésio e boro. Portanto, como a lixiviação é um processo induzido e desejável, nestas regiões espera-se que ocorram aportes desses sais aos recursos hídricos, com possíveis conseqüências no decréscimo da qualidade da água para outros fins. Além disso, deve-se considerar que a irrigação aumenta os fluxos de água do solo ou meio de cultivo para os outros sistemas aquáticos, adicionando a estes uma série de solutos originados do processo agrícola, como nutrientes e pesticidas. De significativa importância é o sistema de irrigação do arroz, em que é utilizado o método de inundação e em cujo processo se empregam grandes volumes de água, que ao passar pelas lavouras adquire uma série de resíduos potencialmente poluidores.

2.2.3 Pesticidas ou agrotóxicos

Segundo definição obtida em USEPA (1997), o termo pesticida inclui qualquer substância ou mistura de substâncias que possui a finalidade de prevenir, destruir, repelir ou mitigar pragas, doenças e plantas invasoras ou têm o propósito de agir como regulador vegetal, desfolhante ou dessecante. Costuma-se utilizar como sinônimos os termos agrotóxicos, agroquímicos e defensivos agrícolas. No Brasil, tem-se popularizado o emprego da denominação “agrotóxico” para os inseticidas, fungicidas, herbicidas, etc, de uso agrícola. Alguns incluem também nessa terminologia os fertilizantes industrializados e os reguladores-hormônios vegetais.

Os agrotóxicos ocasionam poluição hídrica por meio de seus ingredientes ativos e inertes e também devido aos produtos originados da degradação desses ingredientes, os quais entram nas águas superficiais e subterrâneas em solução, em emulsão ou aderidos aos colóides do solo. Ainda segundo USEPA (1997), as rotas primárias de transporte dos agrotóxicos aos sistemas aquáticos são: aplicação direta; escoamento superficial; deriva das aplicações aéreas e terrestres; volatilização e subsequente deposição atmosférica; e absorção pela biota e subsequente movimento na cadeia alimentar. Diversos fatores afetam a taxa em que os agrotóxicos entram nos sistemas aquáticos, entre eles estão tipo, formulação, quantidade e modo de aplicação dos agrotóxicos; coeficiente de partição da dose entre os meios solo e água, principalmente; intensidade e duração das chuvas e espaço de tempo entre sua ocorrência e o momento da aplicação; proximidade dos cursos de água; manejo do solo quanto ao controle do escoamento superficial. Aliados a esses, deve-se destacar o nível cultural do agricultor e suas preocupações com o ambiente, já que muitos problemas podem ser evitados pelo

emprego de recomendações simples, como disposição adequada das embalagens e utilização nas plantações de toda mistura previamente preparada para aplicação.

Empregam-se agrotóxicos em praticamente todos os cultivos comerciais e seu uso está largamente difundido em todas as regiões em que há alguma atividade agrícola. Há uma vasta disponibilidade de ingredientes ativos, formulações e marcas comerciais no mercado. Por exemplo, levantamento realizado na Bacia do Rio Cubatão Sul, Santa Catarina, constatou a utilização de cerca de 16,8 toneladas de agrotóxicos (com base na quantidade de ingredientes ativos) em um ano e em uma área de aproximadamente 738 km², incluindo ao redor de 50 tipos diferentes de substâncias formuladas como fungicidas, inseticidas e herbicidas (Projeto PADCT, 1998).

Os efeitos nos recursos hídricos são muito variados. Num extensivo trabalho de revisão, Wauchope (1978) compilou concentrações máximas observadas na água de escoamento superficial de grande número de agrotóxicos, obtidas por diversos autores em várias localidades agrícolas dos Estados Unidos. Os resultados para alguns deles estão apresentados na Tabela 2.2. Observe-se que, para os compostos listados, todas as concentrações superam ou igualam os limites permissíveis na água de abastecimento público pela legislação brasileira (Resolução CONAMA nº 20, 1986), a ponto de a concentração de o inseticida Dieldrin apresentar-se até 4000 vezes superior aos limites, o DDT até 743 vezes acima dos limites e o herbicida 2,4-D até 210 vezes.

Para caracterizar o problema de agrotóxicos em grandes rios, pode-se tomar como exemplo o trabalho de Lenardón et al. (1998), em que esses autores monitoraram a presença de resíduos de inseticidas organoclorados e organofosforados no rio Paraná, durante os anos de 1995 e 1996, em um ponto de coleta de amostras localizado na Argentina e cuja área de contribuição corresponde a 33% da área total da bacia. Os resultados obtidos indicaram uma descarga média de inseticidas dissolvidos de 48,6 ng.l⁻¹ e de 300,8 ng.g⁻¹ adsorvidos aos sedimentos. Os valores médios de vazão (15.572 m³. s⁻¹) e de material em suspensão (0,0587 mg.l⁻¹) permitiram estimar a massa total de transporte de inseticidas em cerca de 34 t.ano⁻¹, resultado de uma quantidade dissolvida de 26 t.ano⁻¹ (74%) e adsorvida de 8 t.ano⁻¹ (26%). Como exemplo brasileiro pode-se tomar as informações obtidas do Projeto PADCT (1998), em que se constatou a presença de resíduos de agrotóxicos (carbamatos e organofosforados) nas águas do rio Cubatão Sul, Santa Catarina. As concentrações medidas situaram-se abaixo dos limites estabelecidos para abastecimento público, mas o período de avaliação coincidiu com a época de menores índices de precipitação no ano e de menor aplicação de agrotóxicos, permitindo-se livremente inferir na possibilidade de ocorrência de concentrações que ultrapassem os limites permissíveis (a concentração é um parâmetro transiente,

principalmente no caso de poluição não-pontual). Em todo caso, o exemplo ao menos demonstra a existência de níveis detectáveis de agrotóxicos na água para abastecimento público retirada do rio estudado.

Tabela 2.2 Concentrações máximas de agrotóxicos observadas na água de escoamento superficial oriunda de várias localidades agrícolas nos Estados Unidos. Informações compiladas por Wauchope (1978).

Composto	classe	formulação	Taxa de aplicação	Concentração no escoamento superficial	Concentração permissível na água [§]	observação
			kg/h	µg/l	µg/l	
DDT	inseticida organoclorado	emulsão	1,12-4,48	366 - 743	1	parcelas de 17 m ²
Toxafeno	inseticida organoclorado	emulsão	2,24-22,4	100 - 543	5	parcelas de 17 m ²
Dieldrin	inseticida organoclorado	emulsão	5,6	3 - 120	0,03	0,7 ha
Endrin	inseticida organoclorado	emulsão	0,29	33 - 49	0,2	parcelas de 81 m ²
2,4-D	herbicida cloro-fenóxi	solução	1-4	1600 - 4200	20	bacias com 0,5-2,2 ha
2,4,5-T	herbicida cloro-fenóxi	solução	0,56	117 - 160	2	bacias com 4-8 ha
Carbaril	inseticida carbamato	grânulos	5,03	248	70	0,8 ha, 10% de declividade
Carbofuran	inseticida carbamato	grânulos	4,16 ; 5,41	1000 ; 1400	100	0,8 ha e 0,6 ha
Diazinon	inseticida organofosforado	grânulos	1,12	100	100	10% decliv 0,5 - 1,5 ha

[§] Limites estabelecidos para águas destinadas ao abastecimento público, segundo resolução CONAMA 20 para classe 3 e superiores (Resolução CONAMA n° 20, 1986).

2.2.4 Dejetos ou resíduos da criação de animais

A produção animal intensiva ocasiona a concentração de dejetos e resíduos, cuja disposição inadequada tem como conseqüência indesejável a poluição dos recursos hídricos. Os dejetos e resíduos provêm do confinamento de bovinos de corte e leite, suínos e de aves, principalmente. A poluição ocorre principalmente pela liberação de nutrientes à água (os mais importantes são o nitrogênio e o fósforo) e pela contaminação dos aquíferos com microorganismos patogênicos. Às vezes, ocorrem contaminações com resíduos de medicamentos e por outras substâncias adicionadas às rações e às "camas" em que os animais são acomodados. O assoreamento das fontes de água pelos

resíduos sólidos também é um problema frequentemente associado ao lançamento dos rejeitos das criações.

Segundo Waggoner et al. (1995), mais do que 100 milhões de toneladas (base seca) de dejetos de animais confinados são produzidos anualmente nos Estados Unidos, significando cerca de um bilhão de toneladas em base úmida. Por exemplo, na bovinocultura de leite, cada animal chega a produzir 50 kg.dia^{-1} de dejetos e resíduos, com cerca de 13 t.ano^{-1} por animal (Waggoner et al., 1995); na suinocultura, considerando uma média das categorias de animais confinados, cerca de $5,80 \text{ kg.dia}^{-1}$ de dejetos são produzidos por animal (Konzen, 1983), que acrescidos da água residual dos bebedouros, da água de limpeza e de restos de ração resultam em cerca de $8,6 \text{ kg.dia}^{-1}$ de dejetos-resíduos.

Um exemplo típico de ocorrência de poluição por dejetos animais ocorre no oeste do Estado de Santa Catarina, onde há uma concentração de mais de 3 milhões de suínos. Isso representa uma quantidade de cerca de 25 mil toneladas de dejetos produzidos diariamente, que causam sérios problemas ambientais quando manejados inadequadamente, principalmente ao ambiente aquático. A ausência de manejo dos dejetos foi constatada em cerca de 24% das criações da região (Gosmann, 1997, citando Pedroso et al., 1993). Na zona rural de Concórdia, município dessa região catarinense, Gosmann (1997) cita que 85% dos mananciais de água estão contaminados com coliformes fecais oriundos de dejetos de suínos. Com frequência, constata-se na água a presença de agentes patogênicos que causam salmonelose e leptospirose, configurando-se um problema de saúde pública. Ainda, segundo Gosmann (1997), o manejo incorreto dos dejetos traz também conseqüências adversas como mau cheiro, concentração de amônia no ar, acúmulo de nitrato nas águas superficiais e subterrâneas, eutrofização dos corpos superficiais de água e proliferação de insetos.

2.3 EFEITOS AMBIENTAIS DA POLUIÇÃO DE ORIGEM AGRÍCOLA

Menos visíveis que os efeitos locais, as implicações de longo alcance das atividades agrícolas tem-se tornado cada vez mais importantes. Como alertaram Matson et al. (1997), embora os agroecossistemas sejam tipicamente manejados de forma isolada dos outros ecossistemas pertencentes à mesma região, as mudanças físicas, ecológicas e biogeoquímicas que neles tomam lugar possuem numerosas conseqüências para os outros ecossistemas adjacentes e mesmo para aqueles muito distantes. Tomando-se a questão dos nutrientes como exemplo, verifica-se que maciças aplicações

de fertilizantes na agricultura podem ocasionar altas concentrações de nitratos nas águas destinadas ao abastecimento público. Tem-se aqui um efeito local, de alcance relativamente restrito. Por outro lado, o uso de fertilizantes também conduz ao aumento na emissão de gases que exercem papéis críticos na química das camadas atmosféricas superiores e na poluição do ar. Como destacam Matson et al. (1997), solos agrícolas de todo mundo emitem óxidos de nitrogênio (conhecidos como NO_x) para a atmosfera em quantidades que excedem o equivalente a 25% das emissões globais ocasionadas pela queima dos combustíveis fósseis. É sabido que, uma vez na atmosfera, os NO_x são críticos reguladores do ozônio troposférico, componente importante do ar contaminado dos grandes centros urbanos (“smog”). Este caso é uma amostra de que as implicações ambientais não se restringem apenas aos efeitos locais, transcendendo os limites geográficos das regiões agrícolas e afetando comunidades muito distantes.

Outros efeitos de longo alcance das atividades agrícolas têm sido reportados em diversos trabalhos recentes. Em um deles, Blais et al. (1998) detectaram resíduos de pesticidas organoclorados em montanhas canadenses, sítios remotos e bem afastados de quaisquer atividades agrícolas ou industriais. Os autores atribuem a presença de resíduos à deposição atmosférica, única explicação plausível para a contaminação observada. Como a acumulação não é estacionária, os contaminantes depositados nas altas elevações podem ser transportados junto à água de degelo que formam os cursos de água dessas regiões e com isso afetar a qualidade da água dos rios que abastecem as populações a jusante. Esse é um inequívoco exemplo de que os efeitos das atividades antrópicas podem manifestar-se em locais totalmente insuspeitos e improváveis, com implicações que muitas vezes sequer se pode avaliar à luz das técnicas de análise existentes.

Entretanto, mesmo ressaltando a importância dos efeitos globais resultantes da poluição de origem agrícola, de interesse mais imediato são os problemas que se manifestam em escala mais restrita, como nos limites geográficos de uma bacia hidrográfica. Isto porque as relações de causa e efeito são mais diretas e nelas pode-se intervir para evitar o descontrole dos aspectos de qualidade ambiental. Assim, ganham destaque aquelas questões que envolvem impactos nos recursos ambientais de uso corrente pela população, como os sistemas aquáticos. A agricultura pode afetá-los de diversas formas e sob diferentes intensidades, podendo os efeitos resultantes nas águas serem classificados em três amplas categorias: físicos, estéticos e de composição química/biológica. Esclareça-se de pronto que tal subdivisão é arbitrária, já que possivelmente as três categorias manifestam-se de forma concomitante como agentes modificadores dos ecossistemas aquáticos.

2.3.1 Impactos físicos

Os efeitos mais pronunciados nesta categoria são aqueles resultantes da erosão dos solos agrícolas. O transporte de sedimentos ocasiona o processo de assoreamento do leito de rios e da bacia de acumulação de lagos e reservatórios. Este fenômeno acarreta impedimentos ao fluxo de escoamento de água nos rios, o que proporciona condições para extravasamentos mais frequentes e para surgimento de prejuízos econômicos e ambientais decorrentes das inundações. Além disso, das inundações provêm problemas de saúde pública, ligados aos surtos ou epidemias de doenças infecciosas.

Outro efeito típico do assoreamento é a redução da capacidade de armazenamento de água pelos lagos, reservatórios, represas e outros corpos de água lânticos. O contínuo afluxo de partículas (solo e dejetos/resíduos das criações, principalmente), junto com a água que abastece tais sistemas, ocasiona a sedimentação na bacia de acumulação, com conseqüente redução da profundidade e decréscimo no volume de água retido. Em levantamento realizado nos Estados Unidos, Dendy (1968), citado em Bertoni & Lombardi Neto (1990), revelou que os 968 reservatórios estudados perdiam entre 1 e 3% ao ano da sua capacidade de armazenamento, concluindo que 20% de todos os reservatórios perderiam metade dessa capacidade em menos de trinta anos. Redução no armazenamento hídrico ao longo do tempo sinaliza perturbação futura na capacidade de fornecimento de água para a população e na geração de energia hidro-dependente.

A redução na profundidade dos corpos de água também tem impactos nos ecossistemas aquáticos, pois a produção de tais sistemas biológicos é claramente um resultado direto do volume de água disponível e da estratificação térmica e trófica ao longo da coluna de água. Como observado por Odum (1988), a produtividade primária de um ambiente lântico em geral está inversamente relacionada com a profundidade, pois à medida que esta última diminui, a tendência é de aumento da atividade biológica devido ao maior fluxo de nutrientes do fundo para a superfície, em função da maior homogeneização da temperatura e das maiores possibilidades de oxidação dos sedimentos. De significativa importância são os impactos à vida aquática decorrentes do aumento da turbidez da água devido aos sólidos em suspensão (ou alteração na cor da água devido à presença de substâncias orgânicas, por exemplo), que ocasiona a redução da penetração da luz e o decréscimo da atividade biológica de organismos autotróficos, que formam o fitoplâncton e outras fontes primárias de alimentos ou abrigos (macrófitas) para os seres aquáticos.

Deve-se citar ainda como efeito físico devido à agricultura as modificações no regime hidrológico nas bacias hidrográficas ocupadas por essa atividade. A passagem da ocupação original do solo para sistemas agrícolas tende a alterar a partição dos diferentes componentes do regime hidrológico, principalmente no que tange ao aumento do volume de água escoado superficialmente. Isso conduz à possibilidade de que uma maior fração de água que atingirá um dado corpo de água passe pela superfície dos terrenos ocupados pelo homem, e com isso ampliam-se as chances de que a água adquira aqueles elementos indesejáveis que estão ligados às atividades antrópicas e que são dispostos ao longo do trajeto que a água deve percorrer.

2.3.2 Efeitos estéticos

Entendam-se aqui como “estéticos” aqueles efeitos que alteram as características da água em termos de apelos sensoriais para certas destinações, basicamente consumo humano direto e recreação. Duas causas concorrem para decréscimo nas características sensoriais: transporte de materiais suspensos/dissolvidos e enriquecimento das águas com nutrientes.

As partículas em suspensão na água afetam uma propriedade denominada turbidez, que é um indicador do grau de transmissão da luz ao longo de um líquido. Águas muito túrbidas, além do já referido efeito de redução da camada fótica em sistemas aquáticos, tornam-se depreciadas para consumo humano devido aos impactos visuais desagradáveis, fato perfeitamente compreensível, uma vez que a associação entre turbidez e inadequação ao uso tem razões lógicas – evidentemente, materiais estranhos em meio à água no mínimo a tornam de potabilidade suspeita. Ao consumidor é tarefa difícil julgar se os materiais suspensos são inertes ou não, razão pela qual se lança mão de diferentes processos de filtragem para minimizar a turbidez em águas destinadas ao abastecimento público.

Além da turbidez, a cor da água é outro efeito visual que pode ser alterado em função das atividades agrícolas. A distinção entre turbidez e cor é que esta última é uma propriedade resultante da dissolução de diversas substâncias na água que alteram o padrão de reflexão da luz. McCutcheon et al. (1992) preferem chamar de “cor verdadeira” aquela devida aos materiais dissolvidos na água e “cor aparente” aquela devida à turbidez ou partículas em suspensão. Por exemplo, substâncias orgânicas dissolvidas podem conferir à água uma cor mais escura, depreciando-a para consumo da mesma maneira que a turbidez, com a agravante de muitas vezes ser acompanhada por

odores e paladares indesejáveis. Da mesma forma que a turbidez, as águas destinadas ao abastecimento devem sofrer processos de clarificação e retirada de odores e gostos estranhos antes de serem fornecidas ao público.

A eutrofização acelerada, ou processo de enriquecimento com nutrientes das águas receptoras de efluentes, afeta significativamente os aspectos estéticos do meio hídrico. Sharpley et al. (1994) indicam que os principais impactos da eutrofização relacionam-se a quatro fenômenos: aumento na população de plantas aquáticas, depleção de oxigênio, variabilidade no pH e efeitos na cadeia alimentar e na qualidade de espécies de plantas. As conseqüências do aumento da população de fitoplâncton podem ser o decréscimo da limpidez da água, acúmulo de substâncias não-oxidadas, anaerobiose, liberação de substâncias tóxicas aos peixes, odores desagradáveis, crescimento expressivo de macrófitas, entre outras. As implicações estéticas são as alterações de cor, odor e sabor da água e interferências nos usos recreativos dos sistemas hídricos, como a pesca, a balneabilidade, navegação esportiva e outros usos paisagísticos.

2.3.3 Impactos na composição química e biológica dos sistemas hídricos

Sem dúvidas, as principais modificações verificadas nos sistemas aquáticos em decorrência da poluição de origem agrícola situam-se na composição química e biológica das águas.

Um dos problemas desencadeados pela poluição agrícola é a eutrofização acelerada, já referida anteriormente. Em si, a eutrofização é um processo desejável apenas quando ocorrer em situações controladas, já que se constitui literalmente numa melhoria na capacidade do ambiente em fornecer “alimentos” e, portanto, possibilitando aumento na produtividade biológica de um meio hídrico destinado a aquicultura. Mas, além de um limiar, este processo passa a ser indesejável sob o ponto de vista da qualidade da água para abastecimento e recreação. Ademais, além desse mesmo limiar o processo de eutrofização passa a ser nocivo à própria diversidade de vida aquática, pois certas espécies passam a sucumbir devido à liberação de substâncias tóxicas e ao esgotamento do oxigênio dissolvido na água.

Sinteticamente, a eutrofização acelerada se dá pelo aporte de nutrientes ao meio líquido, que possibilita um estímulo ao crescimento de algas e plantas aquáticas de raízes. Os principais nutrientes para o crescimento acelerado dos vegetais aquáticos são

o carbono, o nitrogênio e o fósforo. O primeiro é fornecido pelo dióxido de carbono atmosférico que constantemente é trocado com o meio aquoso; o nitrogênio também pode provir da atmosfera, seja pelas trocas gasosas ou fixação por organismos aquáticos (algas verde-azuladas, por exemplo), mas grande parte do aporte ao sistema hídrico provém dos fluxos de água superficial e subterrânea que abastecem esse sistema, retirando os nutrientes dos solos, das adubações e das cargas de dejetos animais, falando-se apenas das fontes de origem agrícola. Quanto ao fósforo, a quem alguns autores atribuem a real causa do processo de eutrofização acelerada (por exemplo, Sharpley et al., 1994), ele se origina principalmente das fontes antrópicas.

Conforme Esteves & Barbosa (1992), a eutrofização acelerada ou artificial está geralmente relacionada a alguma forma de poluição, mas as duas não devem ser confundidas, pois a poluição tem efeitos negativos quase sempre imediatos sobre os organismos aquáticos e o ambiente, enquanto os efeitos da eutrofização acelerada podem manifestar-se após vários anos. Ela pode ser encarada como uma reação em cadeia, de causas e efeitos característicos, que tem como resultado final a quebra do equilíbrio ecológico, pois passa a haver maior produção de matéria orgânica do que o sistema é capaz de decompor. Essa produção aumentada de matéria orgânica vegetal e animal têm como consequência direta o aumento da quantidade de detritos orgânicos, cuja decomposição por microorganismos consome quantidades expressivas de oxigênio. Com a depleção do oxigênio, proliferam no meio hídrico microorganismos anaeróbios, que liberam a partir de suas atividades metabólicas gases tóxicos (gás sulfídrico e metano, por exemplo), letais para outros seres aquáticos, principalmente vertebrados. Além disso, a falta de oxigênio favorece a liberação de nutrientes fixados nos sedimentos, que se modificam para formas químicas mais solúveis e migram das camadas mais profundas para aquelas onde há maior atividade fotossintética, tornando-se disponível ao fitoplâncton e contribuindo para acentuar ainda mais o problema da eutrofização. Este é o caso tipo do fósforo, elemento-chave no processo: à carga exógena soma-se àquela fração do fósforo antes insolúvel e indisponível aos organismos fotossintéticos, realimentando as reações e potencializando o problema.

Como destacaram Esteves & Barbosa (1992), o estágio final do processo de eutrofização caracteriza-se por ecossistemas aquáticos com pouca profundidade, coluna de água com altos déficits de oxigênio, organismos mortos flutuando na superfície, grande quantidade de “colchões” de algas à deriva e grande parte da superfície do espelho de água ocupado por plantas aquáticas (macrófitas). Com tais características, a água de sistemas que sofreram processo de eutrofização acelerada torna-se imprópria para abastecimento público e tem seu valor como meio de recreação e para fins paisagísticos fortemente reduzidos, em decorrência principalmente do aumento do

número de microorganismos patogênicos, da concentração de gases tóxicos e fétidos, da redução ou impossibilidade da prática de pesca desportiva, dos prejuízos a diversos esportes náuticos e dos impactos econômicos referentes ao turismo, naqueles locais com tradição ou potencial de desenvolvimento nesta atividade. Uma consequência da proliferação excessiva de microorganismos aquáticos, como alertado por Batalha (1998), é a liberação de toxinas por cianobactérias e algas azuis, principalmente. Mesmo em micro quantidades, podem ocasionar no homem intoxicações hepáticas, crônicas ou agudas, e problemas neurológicos que dificilmente são diagnosticados.

Além das consequências negativas devidas à eutrofização, o aporte de nutrientes ou contaminantes que acompanham os fertilizantes agrícolas podem afetar diretamente a saúde da população que se abastece dos recursos hídricos. Por exemplo, excessiva quantidade de nitratos (NO_3) na água de consumo direto pode ocasionar problemas de saúde em humanos e animais, particularmente em bebês, nos quais podem causar metahemoglobinemia. Os agrotóxicos são substâncias que contribuem de maneira decisiva para a deterioração da água para fins de abastecimento, haja vista o grau de risco que esses produtos oferecem à saúde pública. Apesar de os maiores problemas de intoxicações por agrotóxicos ocorrerem por ingestão acidental/proposital, por inalação e por contato cutâneo – ligando-se principalmente aos acidentes ocupacionais na zona rural –, sabe-se que as intoxicações agudas ou crônicas por resíduos contidos na água e nos alimentos não são negligenciáveis. Amaral & Fernandes (1998) relatam que a Organização Mundial de Saúde, em 1985, estimou o quadro geral mundial em três milhões de intoxicações agudas por agrotóxicos, com 220 mil mortes ou letalidade de 7,3%; em 725 mil intoxicações crônicas de caráter ocupacional; e em 10 mil as não ocupacionais. Nesse ano, o número calculado de casos de câncer por resíduos em alimentos foi da ordem de 200 mil. Não há, contudo, informações acerca das possíveis ocorrências associadas à água consumida pela população, tal fato devendo-se principalmente às dificuldades de avaliação das substâncias químicas contidas na água e suas complexas relações com os seres vivos.

Num reconhecimento da crescente preocupação sobre os efeitos das substâncias químicas aplicadas na agricultura sobre a saúde humana, tem-se incentivado a elaboração de diversas pesquisas, principalmente nos países desenvolvidos, com a finalidade de aumentar a massa de informações sobre o tema. Uma linha de pesquisa tem procurado detectar os possíveis efeitos mutagênicos e carcinogênicos de alguns agrotóxicos, que é uma suspeita muito freqüente ligada a esse tipo de substância. Num trabalho desse gênero, Biradar & Rayburn (1995) constataram danos cromossômicos em cobaias (hamster chinês) expostas a herbicida que continha o ingrediente ativo atrazine em sua composição. As concentrações utilizadas no experimento situaram-se em níveis

considerados seguros para a água de beber pela agência de proteção ambiental dos Estados Unidos, ou seja, concentrações passíveis de serem encontradas em diversos mananciais de abastecimento público ao longo dos EUA. Os autores recomendam investigações adicionais sobre os riscos potenciais de consumo de água contaminada por atrazine, principalmente porque os herbicidas baseados neste ingrediente ativo são bastante empregados e são os mais comuns de serem detectados nas regiões agrícolas estadunidenses. Estima-se que problemas de mesma ordem venham a ser verificados com diversos outros ingredientes ativos empregados no meio rural e que contaminam os recursos hídricos.

De importância fundamental à saúde pública, a presença de microorganismos patogênicos na água tem-se revelado um dos maiores problemas contemporâneos da infectologia. O aumento da concentração urbana e a disposição/tratamento inadequado dos efluentes domésticos têm proporcionado condições propícias para a proliferação de doenças infecciosas e de seus vetores. Exemplo modelar e atual é a epidemia de cólera na América Latina, doença tipicamente transmitida por meio da água contaminada e característica das regiões com péssimas condições de saneamento básico. Como citado em Batalha (1998), entre 1992 e 1995 houve um milhão de casos no continente sul-americano, com cerca de 10 mil mortes. Destacam-se ainda os freqüentes surtos de doenças gastro-intestinais ligadas à ingestão de água contaminada por bactérias (*Salmonella*, *Escherichia coli*, *Shigella*, etc), protozoários (*Giardia*) e vírus intestinais, além de diversas outras doenças, como hepatite e leptospirose.

Associada com a produção animal, a liberação no meio dos dejetos e resíduos das criações pode ocasionar a transmissão de doenças entre animais e para o homem. Pell (1997) relata que, além do problema da transmissão entre animais, mais do que 150 patógenos podem ocasionar infecção zoonótica (de animais para o homem), grande parte deles podendo ser transmitidos via contaminação dos aquíferos com os dejetos não tratados. Entre as doenças mais freqüentes, pode-se citar as gastroenterites ocasionadas por bactérias do gênero *Salmonella*; as diarreias hemorrágicas causadas pela bactéria *Escherichia coli*; diarreias severas causadas pelos protozoários *Giardia spp.* e *Cryptosporidium parvum*; leptospirose, por bactérias do gênero *Leptospira*; brucelose, por bactérias *Brucella spp.*; febre tifóide, causada por *Salmonella typhi*; etc. É de fácil constatação, portanto, que um programa abrangente de controle e melhoria da saúde pública deve necessariamente passar pelo meio rural e não se limitar apenas aos setores urbanos.

3 INSTRUMENTOS POLÍTICOS PARA ATUAÇÃO EM QUALIDADE DA ÁGUA

Para enfrentar as questões que envolvem o uso dos recursos naturais e a manutenção de uma qualidade ambiental considerada desejável, inúmeros instrumentos estão disponíveis aos articuladores das políticas públicas para que sejam aplicados nos locais onde se manifestam problemas ou riscos ambientais. Esses instrumentos podem ser reunidos em pelo menos três grandes grupos: jurídicos-administrativos, econômicos e educativos-morais. Cada um desses grupos possui uma ótica própria, consolidada a partir de um conjunto de regras que compõem sua estrutura formal e sistematizada a partir de experiências históricas ou analogias baseadas em outros campos de atuação humana. Os instrumentos jurídicos-administrativos e econômicos visam a utilização de meios coercitivos e/ou indutores para que se atinjam determinados níveis almejados de qualidade ambiental. Os meios coercitivos atuam por intermédio de regulamentos estabelecidos pela autoridade constituída, enquanto que os meios indutores atuam via mecanismos de mercado, tais como a cobrança pelo uso de recursos ambientais e os subsídios a atitudes ambientalmente adequadas, entre outras possibilidades. A ótica desses meios é que o agente será beneficiado caso atue de forma a atender os objetivos das políticas públicas ou onerado caso faça o contrário. Os benefícios e ônus poderão ser pecuniários (subsídio, cobrança) ou não-pecuniários (por exemplo, ajuda governamental para introdução de uma gestão ambiental mais efetiva em uma indústria). Em oposição ao uso de meios coercitivos e indutores, mas não mutuamente excludentes, os instrumentos educativos-morais utilizam a persuasão como meio preferencial para o cumprimento das metas de melhoria ambiental. A seguir, será tratado sucintamente cada um desses grupos de instrumentos ou óticas de como agir para enfrentar os problemas de qualidade da água; a separação dos grupos não significa que eles sejam independentes entre si, devendo-se ressaltar a contínua interface existente entre os instrumentos.

3.1 A VISÃO JURÍDICO-ADMINISTRATIVA

Dentre as opções de instrumentos políticos para que sejam atingidas as metas de qualidade ambiental, as medidas legais são as mais amplamente utilizadas e difundidas. Estas medidas baseiam-se no princípio de alocação de direitos aos indivíduos ou grupos, sendo que estes direitos são respaldados por procedimentos coercitivos, estabelecidos na forma da lei. Como foi resumido por Storey (1980), quando um indivíduo B (o

“poluído”) não tem poder para se prevenir de lançamentos provenientes de A (o “poluidor”), este lançará mais poluentes do que as quantidades que B suporta ou deseja. Os interesses de B, então, seriam protegidos por seus direitos alocados pela lei.

O método ou forma de alocação desses direitos varia entre as sociedades, mas, em geral, nas questões ambientais os direitos são regulados por dispositivos legais (leis, decretos, normas) e administradas por departamentos e agências, governamentais ou não. Storey (1980) identifica quatro formas de alocação de direitos acerca de questões que envolvem recursos hídricos: (a) *lei comum ou ordinária*, baseada em disputas que chegam aos tribunais, evoluiu a partir de precedentes históricos e no costume de certas regiões na alocação de direitos e na proteção dos mesmos através das autoridades constituídas. Frente a um dano ambiental atribuído a um indivíduo (ou grupo de indivíduos), e cessando a alternativa de negociação entre as partes, aqueles que diretamente se sentem lesados podem recorrer aos tribunais para defesa de seus pretensos direitos; (b) *processos de cidadania*, que é uma forma de permitir que um cidadão processe qualquer um que infringir um direito seu, tal como “o direito a um ambiente limpo”. Esses direitos são incorporados aos diversos regulamentos do estado; (c) *proibição*, que é uma forma de exigir o cumprimento de determinadas regras quanto a utilização de bens e serviços ambientais, regras essas estabelecidas em lei e cuja sujeição torna-se obrigatória e compulsória a todos, salvo quaisquer exceções ditadas na própria lei. Normalmente, o objetivo da proibição é eliminar as causas geradoras do problema ambiental; e (d) *regulação*, que se constitui de um conjunto de dispositivos com a finalidade de disciplinar o uso de bens e serviços ambientais, considerando que a eliminação total do problema é inviável, seja por razões técnicas, econômicas ou de qualquer outra natureza.

3.1.1 Alocação de direitos sob as formas de “lei comum” e “processos de cidadania”

De imediato, pode-se observar que essas formas de alocação de direitos apenas são viáveis quando aplicadas a causas simples e que envolvem um número pequeno de litigantes, quase sempre limitadas a pequenas áreas ou regiões. Diversas são as razões que tornam essas formas insatisfatórias, mas as principais são: (i) necessidade de recursos financeiros que os envolvidos devem dispor para recorrerem aos tribunais, o que praticamente exclui as ações individuais, principalmente quando o setor poluente é representado por uma grande indústria, com poder de influência e capacidade de representação comparativamente maiores que a parte contrária; (ii) os mecanismos

legais apenas podem ser acionados após a ocorrência do dano, o que os tornam pouco eficazes nas situações em que a respectiva compensação pode ser menos desejável do que a prevenção; (iii) a concessão de direitos é distribuída apenas a determinados grupos, como muitas vezes acontece quando os direitos de propriedade são bem definidos (por exemplo, muitas vezes os direitos sobre a água são alocados aos proprietários de terras que margeiam o curso de água).

Em termos de legislação brasileira, as medidas processuais mais relevantes para defesa ambiental sob o ponto de vista das formas de alocação de direitos “lei comum” e “processos de cidadania” são, segundo Mukai (1992), o mandado de injunção, a ação civil pública, a ação popular e o mandado de segurança coletivo.

O *mandado de injunção* é um dispositivo constitucional estabelecido no inciso LXXI do art. 5º da Constituição Federal nos seguintes termos: “Conceder-se-á mandado de injunção sempre que a falta de norma regulamentadora torne inviável o exercício dos direitos e liberdades constitucionais e das prerrogativas inerentes à nacionalidade, à soberania e à cidadania”. Como o direito a um ambiente ecologicamente equilibrado é um direito constitucional de todos e de cada um dos membros da coletividade brasileira, para Mukai (1992), a utilização do mandado de injunção, em matéria ambiental, é cabível toda vez que a falta de norma regulamentadora de um dispositivo constitucional ou infraconstitucional torne inviável que o meio ambiente se mantenha ecologicamente equilibrado. O mandado de injunção é um instrumento posto à disposição do cidadão contra atos ou omissão do poder público com referência a alguma questão que possa ser configurada como ilegal, que pode ser de caráter ambiental, e que não esteja regulamentada.

A *ação civil pública* é uma ação especial em que o Ministério Público e pessoas jurídicas, estatais ou não, podem responsabilizar judicialmente o poluidor. Destina-se à proteção dos interesses difusos da sociedade, entre eles aqueles vinculados à preservação ambiental. Não é um instrumento destinado à reparação de prejuízos causados a particulares por conduta poluidora de pessoa física ou jurídica nas suas atividades. Neste caso, a vítima litigará com o poluidor para defender interesse próprio e legítimo mediante ação ordinária de indenização.

Quando se tratar de interesse coletivo, ou seja, quando os danos da atividade poluidora afetam o ambiente em si, uma pessoa física poderá litigar com o poluidor, buscando que este recomponha os danos causados ao ambiente, através da *ação popular*, instrumento constitucional de defesa ambiental disposto no inciso LXXIII, artigo 5º da Constituição Federal: “Qualquer cidadão é parte legítima para propor ação

popular que vise anular ato lesivo ao patrimônio público ou de entidade de que o estado participe, à moralidade administrativa, ao meio ambiente e ao patrimônio histórico e cultural, ficando o autor, salvo comprovada má-fé, isento de custas judiciais e do ônus da sucumbência”.

Finalmente, o *mandado de segurança coletivo* é um instrumento que pode ser impetrado por partido político com representação no Congresso Nacional, organização sindical, entidade de classe ou associação legalmente constituída e em funcionamento há pelo menos um ano, em defesa dos interesses de seus membros ou associados. É um dispositivo constitucional estabelecido no inciso LXX, alíneas a e b do artigo 5º Constituição Federal. Os interesses são caracterizados por direitos líquidos e certos das categorias, entre eles o direito a um meio ambiente ecologicamente equilibrado, razão pela qual se justifica a aplicação desse instrumento às questões ambientais.

3.1.2 Alocação de direitos via proibição e regulação

Os instrumentos jurídicos anteriores estão disponíveis ao cidadão ou a grupos de cidadãos, por meio de seus representantes, sem que haja necessidade da intermediação dos agentes administrativos públicos. Já as formas *proibição e regulação* na alocação de direitos pressupõem a intervenção do estado como agente normatizador, executor e fiscalizador dos dispositivos que compõem os regulamentos. Para Mukai (1992), a intervenção do estado pode se dar via controle administrativo preventivo ou por meio de controle administrativo repressivo. O controle preventivo das atividades, obras e empreendimentos que possam causar danos ao ambiente deve ser efetuado por meio de autorizações, no geral, e, em casos especiais, tais como nos recursos hídricos, os instrumentos apropriados devem ser a concessão administrativa e a permissão de uso. Para fins de distinção dos termos, pode-se dizer que a concessão é constituída por um contrato administrativo, enquanto a permissão é um contrato unilateral, precário e discricionário (para uso de particulares, em geral). No caso dos recursos hídricos, a forma de intervenção estatal prescrita em alguns regulamentos é a outorga de direitos do uso da água. No Rio Grande do Sul, por exemplo, há a outorga por concessão, sempre que a utilização dos recursos hídricos for de utilidade pública, e outorga por autorização, quando a utilização dos recursos hídricos não for de utilidade pública.

O controle repressivo é feito mediante a utilização de atos administrativos punitivos. As penalidades podem ser multas, a perda ou restrição de incentivos e benefícios fiscais concedidos pelo poder público, a perda ou suspensão de participação

em linhas de financiamento em estabelecimentos de crédito, a suspensão e a redução de atividade, bem como podem ser medidas mais drásticas, tais como embargo de obra, interdição de atividade e fechamento de estabelecimentos. Em todos os casos, aplica-se o poder de polícia do estado contra os infratores.

O modelo intervencionista que emprega medidas regulatórias considera o fato incontestável de que a eliminação total das causas que ocasionam danos ambientais é impraticável, haja vista principalmente a associação direta entre crescimento demográfico, necessidade de crescimento econômico e o uso de bens e serviços ambientais. Mais apropriadamente, pode-se dizer que é neste trinômio que se situa a problemática ambiental e toda controvérsia a ela associada. No enfrentamento da questão, a estratégia intervencionista regulatória, segundo Klemmer (1996), seria submeter as diferentes atividades econômicas (produção e eventualmente também consumo) a uma ampla e detalhada avaliação ecológica, para a seguir atuar de forma seletiva e intervencionista sobre os planos privados, corrigindo de forma direta e controlada as decisões empresariais, tais como consumo de matérias primas, relações de fornecimento, programas e processos de produção, localização de plantas industriais, entre outras medidas. Para atingir determinadas metas ou para impedir que a deterioração ambiental alcance níveis considerados intoleráveis, estabelecem-se regras na sociedade sob a forma usual de legislação e implantam-se os mecanismos necessários para a adoção e cumprimento dessas regras. Surgem então os dispositivos legais que dão suporte à implementação das medidas protetoras julgadas adequadas. Naturalmente, o modo como se dá a geração desses dispositivos legais e suas aplicações refletem os arranjos institucionais e a forma como se distribuem os direitos individuais e coletivos da sociedade.

3.1.3 Instrumentos regulatórios aplicados aos recursos hídricos

No Brasil, tradicionalmente se privilegiam instrumentos legais baseados em procedimentos de regulação como forma de organizar a sociedade para o uso e proteção das águas. O marco histórico foi o Código de Águas, estabelecido pelo Decreto 24.643, de 10-07-34, visando disciplinar as atividades que envolviam os recursos hídricos. Inserido numa forma de gestão que alguns autores denominam de “modelo burocrático” (Lanna, 1993; Borsoi & Torres, 1997), o Código de Águas originou uma conduta de administração pública com o objetivo predominante de fazer cumprir os dispositivos legais sobre as águas, já que proporcionou o surgimento de extensa legislação a ser

obedecida. Uma avaliação sucinta desse período, mas sugestiva, pode ser vislumbrada por meio das palavras de Borsoi & Torres (1997):

“Nessa etapa [modelo burocrático], observa-se que a visão do processo de gestão era fragmentada, o desempenho estava restrito ao cumprimento de normas, havia dificuldade de adaptação a mudanças internas ou externas, centralização do poder decisório, excesso de formalismo e pouca importância era dada ao ambiente externo. A inadequação desse modelo de gestão tinha como consequência o agravamento dos conflitos de uso e de proteção das águas e a realimentação do processo de elaboração de novos instrumentos legais para reforçar o esquema legal. Ao final, tinha-se um vasto conjunto de leis e normas, muitas vezes conflitantes e de difícil interpretação”.

A visão fragmentada do processo de gestão fez com que os dispositivos legais refletissem o pensamento corrente à época de sua elaboração, com ênfase em algum setor de uso privilegiado por questões estratégicas ou casuísticas. No Código de Águas, pode ser verificado que há um privilégio à navegação como fator principal de classificação dos cursos de água, caracterizando (implicitamente) uma preocupação relacionada aos transportes como questão de “segurança nacional”. O artigo 37 do código dá o tom da filosofia à época de sua elaboração: “o uso das águas públicas se deve realizar sem prejuízo da navegação”.

Uma consequência dessa visão foi a centralização dos esforços administrativos em torno dos usos consuntivos da água, já que eles poderiam interferir diretamente no alvo principal da gestão. Assim, procurou-se ordenar em um nível hierárquico inferior à derivação das águas de rios navegáveis para fins agrícolas e industriais, bem como se tratou de colocar dispositivos legais que vetassem a obstrução dos cursos de água, ou seja, da abstenção de fatos que prejudicassem ou embaraçassem o regime fluvial. O privilégio da navegação deixou em plano secundário o controle do uso e a proteção dos cursos de água não-navegáveis (na prática, ignorou-se a gestão dessas águas). Além disso, os aspectos qualitativos dos recursos hídricos foram negligenciados e a opção de gestão integrada dos recursos ambientais foi pouco considerada.

Como etapa subsequente ao modelo “burocrático” geralmente coloca-se a fase em que se deu o início do uso intensivo de recursos financeiros na gestão das águas. Marcado por forte intervenção estatal, esse período caracterizou-se pela criação de órgãos promotores do desenvolvimento, como a Comissão do Vale do São Francisco (CVSF, criada em 1948, precursora da atual CODEVASF – Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco, criada em 1974), e pela alocação de recursos financeiros para projetos de grande porte que utilizavam a água como matéria-prima, seja para fins de geração de energia elétrica ou para uso na irrigação.

Esse modelo “desenvolvimentista” foi estruturado numa visão de mando vertical, com prioridades setoriais definidas nas esferas superiores do governo – constituídas por programas de investimento em setores considerados estratégicos e/ou de promoção do desenvolvimento regional – e decisões realizadas com base em parâmetros técnicos considerados incontestáveis (no que se costumou denominar de “tecnocracia”). Se, por um lado, esse modelo permitiu a alavancagem do setor industrial, basicamente pela ampliação da oferta de energia elétrica, a proteção das águas mais uma vez situou-se num plano secundário ou, o que até é mais adequado afirmar, o modelo proporcionou uma dificuldade maior no que tange aos aspectos de controle dos usos que degradam a água (pode-se dizer que o crescimento econômico se deu às custas da água). Esse modelo econômico-financeiro é assim criticado por Borsoi & Torres (1997), mesmo que de forma branda: “(...) Na prática, foram criados sistemas parciais que acabaram privilegiando determinados setores usuários de água, ocorrendo até uma apropriação perdulária por parte de certos segmentos. Ao final, sem conseguir alcançar a utilização social e economicamente ótima da água, tinha-se a geração de conflitos entre os setores e até intra-setores, na mesma intensidade do modelo burocrático de gestão”.

Poderia ser acrescentado à questão da apropriação perdulária o fato de que ela se dá devido a uma hierarquia bem definida sobre os direitos ou pressupostos direitos de usos da água, o que via de regra ocasiona uma espécie de “arrogância” na utilização do meio hídrico: se, por exemplo, a água é destinada preferencialmente à irrigação, outros usos situados em nível inferior na escala de prioridades apenas serão satisfeitos à medida que a dotação para irrigação seja completada. Se não houver um costume (ou obrigação) de compartilhamento do recurso, a indução de comportamento poupador do irrigante quando do momento de escassez não será algo fácil de implementar.

Decorrentes da priorização de certos setores surgiu uma legislação paralela que visava disciplinar o uso do recurso água em cada atividade. Exemplo emblemático é a Lei 6662, de 25 de junho de 1979, que dispõe sobre a Política Nacional de Irrigação: pretendeu-se, nesse caso, organizar esse setor isolando-o dos outros, mesmo que na lei estivessem inseridos alguns dispositivos que visavam a articulação com outros usuários. É importante observar o caráter fragmentário desse tipo de modelo institucional: a irrigação estaria submetida ao controle de um Ministério do Interior, enquanto que as políticas agrícolas estavam subordinadas ao Ministério da Agricultura, as questões energéticas ao Ministério das Minas e Energia e assim por diante. Conseqüentemente, os inevitáveis problemas de falta de integração entre os setores possibilitaram poucos avanços na gestão dos recursos hídricos, principalmente no sentido de aproveitamento múltiplo dos corpos de água.

Com a crescente preocupação com as questões ambientais, surgiu a necessidade de se congregarem os esforços no sentido da gestão conjunta dos recursos naturais e do ambiente, destacando-se a bacia hidrográfica como a unidade básica onde os processos de gestão deveriam ser desenvolvidos. A partir dos anos 80, claramente houve uma mudança: sai a visão centralizadora e baseada na “tecnocracia” e entra a idéia de participação da sociedade no desenrolar do processo de negociação do uso e proteção dos recursos hídricos. Dessa época é que provêm as primeiras experiências brasileiras no gerenciamento de recursos hídricos nos moldes dos comitês de bacia, destacando-se os exemplos das bacias dos rios Paranapanema, Paraíba do Sul e Doce (Borsoi & Torres, 1997). Também nesse período foi criado o Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama), instância deliberativa superior de gestão ambiental. Com relação aos recursos hídricos, um destaque especial deve ser dado à Resolução Conama N° 20, de 18 de junho de 1986, que estabeleceu a classificação das águas doces, salobras e salinas em nove classes, segundo seus usos preponderantes. Para tanto, foram fixados os valores dos diversos parâmetros que as águas deveriam atingir para encaixar-se em cada classe e os padrões de emissão para diversos poluentes, bem como se estabeleceram os respectivos órgãos responsáveis pelo enquadramento das águas.

As resoluções do Conama marcaram a ascensão da “política de mandato-e-controle” (do inglês *command and control policy*), em que o governo determina os padrões e monitora a qualidade ambiental. Segundo Cánepa et al. (1998), esta política é definida por duas características: (i) imposição, pela autoridade pública, de padrões de emissão incidentes sobre a produção final (ou sobre o nível de utilização de um insumo básico) do agente poluidor e (ii) determinação da melhor tecnologia disponível para abatimento da poluição e cumprimento do padrão de emissão. Em outras palavras, idealmente haveria uma intervenção direta do agente público no plano de atividade privado, no sentido de regular o “quanto” pode ser emitido e do “como” atingir o padrão ambiental estipulado.

Cánepa et al. (1998) apontaram uma série de deficiências na política de mandato-e-controle, principalmente na sua forma “pura” de aplicação. Entre elas: (i) é altamente consumidora de tempo, exigindo demoradas negociações entre regulamentadores e empresas, não raramente ampliadas por pleitos judiciais; (ii) os regulamentadores possuem carência de informações, o que dificulta a promoção das melhores tecnologias de abatimento dos danos ambientais e da escolha do grau em que este abatimento deve ser realizado; e (iii) a regulamentação direta pode impedir a instalação de empreendimentos em uma região saturada, mesmo que a firma nova se disponha a pagar até pelo abatimento de fontes existentes.

Apesar das deficiências, os instrumentos de mandato-e-controle se impuseram no âmbito da gestão dos recursos hídricos, principalmente porque são os instrumentos de aplicação mais facilmente realizável na maioria das situações, o que é um fator positivo sob o ponto de vista dos decisores. E, no entanto, em face dos escassos resultados observados até então, a partir da promulgação da Constituição Federal de 1988 houve um crescimento da discussão sobre instrumentos alternativos para gestão das águas, notavelmente sobre aqueles que incorporavam a dimensão econômica na sua estrutura. Este crescimento se deu, em parte, pelo próprio clima de revisão de todo o ordenamento jurídico dos estados federados e dos municípios (retirada do “entulho autoritário”, segundo o jargão da época), proporcionando inúmeras oportunidades de redefinição do papel do governo na gestão ambiental. Também desse período deve-se destacar o crescimento daquilo que se poderia chamar de “liberdades democráticas” e da (re)inserção do cidadão no processo de tomada de decisão política, condições essas que permitiram que a gestão dos recursos hídricos pudesse iniciar um processo de evolução para um modelo que Lanna (1993) chama de “modelo sistêmico de integração participativa”, o qual visa, resumidamente, colocar o indivíduo como ator do processo de gestão e não mais como um mero espectador nem sempre privilegiado. Este modelo, ainda em franco desenvolvimento, foi adotado (ao menos em bases gerais) em inúmeros ordenamentos jurídicos dos estados brasileiros, sendo que desencadeou, no plano nacional, a instituição da Lei N° 9.433 (BRASIL, 1997), de 8 de janeiro de 1997, que trata da Política Nacional dos Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Recursos Hídricos.

O Quadro 3.1 apresenta uma seleção da legislação federal sobre recursos hídricos. Na seqüência, discutir-se-á mais alguns tópicos relativos à Lei N° 9.433.

3.1.4 Política Nacional de Recursos Hídricos

No Brasil, o enfoque jurídico-administrativo aplicado à água culminou com a publicação da Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, além de outras providências. Um dos objetivos tácitos da lei é “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos”, atendendo em essência um dos conceitos mais difundidos de desenvolvimento sustentável: satisfazer as necessidades da atual geração sem comprometer a capacidade de as gerações futuras satisfazerem suas próprias necessidades (WECD, 1997). Para atingir os seus objetivos, a lei baseia-se em alguns princípios fundamentais, principalmente os que se referem à

água como um bem de domínio público, dotado de valor econômico e cuja gestão deverá sempre proporcionar o uso múltiplo, com a bacia hidrográfica como unidade de ação descentralizada e participativa. Para aplicação na gestão, os legisladores definiram os seguintes instrumentos essenciais: os *Planos de Recursos Hídricos* – planos diretores que visam a fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional dos Recursos Hídricos –; o *enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água*; a *outorga dos direitos de uso de recursos hídricos*; a *cobrança pelo uso de recursos hídricos*; a *compensação a municípios* (vetado); e o *Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos*.

Sobre os princípios fundamentais que regem a lei, percebe-se ao menos dois grandes avanços em relação às disposições legais anteriores: gestão voltada aos usos múltiplos e estímulo às ações descentralizadoras-participativas. No primeiro caso, procurou-se anular os comandos tradicionais que certos setores exerciam na gestão das águas, como é o caso típico do setor elétrico, e igualar todos os usuários em termos de acesso (Borsoi & Torres, 1997). No segundo, o objetivo é distribuir as responsabilidades entre os integrantes locais e/ou regionais da estrutura decisória e incluir os usuários e outros segmentos sociais no processo de negociação dos conflitos de uso da água. Claramente são princípios diretamente derivados da gestão pelo “modelo sistêmico de integração participativa”, o qual ainda influenciou a formação estrutural de gerenciamento dos recursos hídricos, que prevê: o estabelecimento de um Conselho Nacional de Recursos Hídricos, instância superior da hierarquia organizacional e responsável pelas grandes questões do setor e pela resolução de contendas de maior porte; a formação de equivalentes estaduais e distrital; criação dos Comitês de Bacias Hidrográficas, em geral englobando as bacias dos grandes rios e constituindo-se em local de decisões sobre as questões relativas à bacia; e as Agências de Água, órgãos destinados a servir de apoio técnico aos Comitês e a efetuar as tarefas administrativas propriamente ditas.

O princípio fundamental “a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico” (Art. 1º, inciso II da lei), que em alguns aspectos pode até ser considerado redundante, constitui-se no elo de ligação entre a ótica jurídica-administrativa e econômicas de controle ambiental. Partindo desse princípio, os legisladores instituíram o instrumento da cobrança pelo uso dos recursos hídricos, que sintetiza a adoção da doutrina “poluidor-pagador” (“usuário-pagador”) na gestão das águas. E essa é a principal novidade da lei maior dos recursos hídricos: a conexão da vertente jurídico-administrativa com a vertente econômica de tratamento das questões ambientais. Tal sistema misto poderia ser chamado de “outorga-cobrança”, para lembrar os dois instrumentos mais destacados do corpo da lei.

Como se está ainda em fase inicial de aplicação dos preceitos contidos na Política Nacional dos Recursos Hídricos, principalmente devido à necessidade de organizar a estrutura de gerenciamento, muitas das questões ligadas à aplicabilidade da lei e de sua avaliação positiva ainda estão em andamento.

Quadro 3.1 Legislação federal selecionada sobre recursos hídricos.

LEGISLAÇÃO	IDENTIFICAÇÃO	DATA	SÍNTESE DO CONTEÚDO
Decreto Presidencial (Código de Águas)	Nº 24.643	10.7.34	Define águas públicas, comuns e particulares, trata do princípio de outorga, modalidades de concessão e garantia do acesso às águas, buscando atender às necessidades de vida.
Resolução do CONAMA	Nº 20	18.6.86	Classifica as águas doces, salobras e salinas do território nacional.
Constituição Federal	Art. 20, inciso III	1988	Define como sendo bens da União lagos, rios e quaisquer correntes de água em terreno de seu domínio.
Constituição Federal	Art. 26, inciso I	1988	Inclui entre os bens dos estados as águas superficiais ou subterrâneas, fluentes, emergentes e em depósito, ressalvadas, neste caso, na forma da lei, as decorrentes de obras da União.
Constituição Federal	Art. 20, parágrafo 1º	1988	Assegura aos estados e municípios a participação no resultado ou compensação financeira relativa à exploração dos recursos hídricos em seu território.
Constituição Federal	Art. 21, inciso XII, letras “b” e “f”	1988	Define que compete à União explorar, diretamente ou mediante autorização, concessão ou permissão: a) os serviços e as instalações de energia elétrica e o aproveitamento energético dos cursos de água, em articulação com os estados onde se situam os potenciais hidroenergéticos; b) os portos marítimos, fluviais e lacustres.
Constituição Federal	Art. 21, inciso XVIII	1988	Estabelece como sendo de competência da União planejar e promover a defesa permanente contra as calamidades públicas, especialmente as secas e as inundações.
Constituição Federal	Art. 21, inciso XIX	1988	Diz que compete à União instituir sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir critérios de outorga de direitos de seu uso
Constituição Federal	Art. 22, incisos IV e X	1988	Define como competência privativa da União legislar sobre “águas, energia (...) e sobre o regime dos portos, navegação lacustre, fluvial e marítima (...)”.

(Continuação Quadro 3.1)

Constituição Federal	Art. 22, parágrafo único	1988	Estabelece que “Lei complementar poderá autorizar os estados a legislar sobre questões específicas das matérias relacionadas neste artigo”.
Constituição Federal	Art. 23, incisos VI e XI	1988	Estabelece como sendo competência comum da União, dos estados e dos municípios proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer de suas formas, bem como registrar, acompanhar e fiscalizar as concessões de direito de pesquisa e exploração de recursos hídricos.
Lei	Nº 7.990	28/12/89	Institui, para os estados e municípios, compensação financeira pelo resultado da exploração de recursos hídricos para fins de geração de energia elétrica.
Lei	Nº 8.001	13/03/90	Define os percentuais da distribuição da compensação financeira de que trata a Lei 7.990, de 28/12/89.
Decreto Presidencial	Nº 1	11/01/91	Regulamenta o pagamento da compensação financeira instituída pela Lei nº 7.990.
Lei	Nº 4.904	17/12/95	Cria o Conselho Nacional de Águas e Energia Elétrica – Cnaee – e o Departamento Nacional de Águas e Energia – Dnaee.
Lei	Nº 9.427	26/12/96	Institui a Agência Nacional de Energia Elétrica – Aneel -, que entre outras atribuições, deverá promover a articulação com os estados para o aproveitamento energético dos cursos de água e a compatibilização com a política nacional de recursos hídricos.
Lei	Nº 9.433	08/01/97	Institui a Política de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do artigo 21 da Constituição Federal e altera o artigo 1º da Lei Nº 8.001, de 13/03/90, que modificou a Lei Nº 7.990, de 28/12/89.

FONTE: Santa Catarina (1997)

3.2 A VISÃO EDUCATIVO-MORAL

Como anteriormente citado, os instrumentos educativo-morais utilizam a persuasão como forma de induzir as pessoas a um comportamento ambientalmente desejável. O ponto central é colocar a questão ambiental fundamentalmente como um problema educacional a ser enfrentado pela sociedade, incorporando ao conjunto do saber humano o posicionamento ético do homem frente ao restante da natureza.

A crítica mais freqüente dessa visão refere-se à escala temporal em que ocorrem os processos de poluição e a respectiva educação ambiental: enquanto os primeiros são imediatos, a segunda apenas torna-se eficaz em prazos longos, quando os danos efetuados no presente seriam irremediáveis. Portanto, apenas a adesão voluntária aos padrões estabelecidos por negociação social não seria suficiente para contemplar uma meta ambiental futura, devido aos lapsos existentes entre o ato poluidor e a consciência acerca dos efeitos negativos decorrentes do ato. Além disso, há uma inevitável dissociação entre atos individuais e coletivos: quando o indivíduo é visto como causador de um dano, torna-se mais direto apelar pelo seu senso moral e fazer com que ele reavalie seu comportamento; entretanto, naqueles problemas ambientais de grande envergadura, ou em todos aqueles com características não-pontuais, a noção de responsabilidade individual se esvazia frente ao comprometimento da coletividade com relação à ação lesiva no meio.

Mesmo considerando-se o real alcance das críticas ao enfoque educativo-moral, surpreende o fato de que a opção pela educação ambiental não esteja contemplada nos regulamentos que tratam dos recursos hídricos. Na Lei Nº 9.433, por exemplo, não há um dispositivo que estabeleça essa opção como instrumento ou mesmo meta a ser atingida. De certa forma, ignora-se a força do aperfeiçoamento educacional como propulsor da proteção às águas.

E mesmo assim, quando os dispositivos legais ou econômicos são inoperantes ou insuficientes para enfrentar os problemas ambientais, à sociedade sempre resta o recurso das ações voluntárias dos poluidores. Nas palavras de Ramos (1996), a autoridade ambiental pode utilizar a política de persuasão moral para fazer apelo à boa vontade do poluidor e induzi-lo a reduzir sua “quantidade de poluição”, servindo-se para tal fim da opinião pública. Um forte argumento adotado pelos adeptos dessa visão de como enfrentar as questões ambientais diz que os indivíduos não são poluidores inatos – aqueles mesmos que poluem têm potencialidades para atuar de forma mais adequada para a manutenção de um ambiente mais saudável. A conscientização ou estimulação

seria o mecanismo capaz de fazer com que fossem incorporados ao processo produtivo procedimentos compatíveis com a proteção ambiental, com a típica ênfase de se posicionarem os interesses coletivos acima dos interesses individuais. Para contrapor aos duros argumentos daqueles que propõem medidas econômicas, os adeptos da persuasão por meios educativos-morais vislumbram novas estruturas sociais capazes de impor ao mercado preferências por produtos e processos produtivos menos degradadores do ambiente. Assim, por exemplo, se os consumidores alterarem seus gostos em favor de produtos menos poluidores, o mercado será forçado a mudar o “conteúdo de poluição” nos produtos e serviços finais (da mesma forma, haverá mudança no processo produtivo se houver conscientização da indústria).

Em termos agrícolas, uma situação ilustrativa a destacar é o caso das feiras ecológicas, onde se comercializam produtos obtidos em processos que minimizam os danos ambientais (mesmo que a meta primordial do consumidor seja a satisfação individual de consumir alimentos mais saudáveis). Essas feiras são uma nítida manifestação da influência dos estímulos educacionais-morais em um sistema de produção, já que o movimento “agricultura alternativa” (ou “agricultura orgânica”, “natural”, etc) iniciou-se, basicamente, como uma reação estruturada ao modelo agrícola convencional de emprego de insumos industrializados. Em grande parte, tal reação foi motivada por questões morais (e ideológicas) decorrentes de uma percepção diferenciada do sistema de produção agrícola: em oposição ao modelo difundido pela “revolução verde”, os “alternativos” propõem uma agricultura com baixa utilização de insumos externos à propriedade e com alto nível de reutilização de materiais-energia, visando, sobretudo, o menor nível de dano ambiental e a obtenção de alimentos que se aproximem tanto quanto possível das suas formas espontâneas.

Aqui não se fará maiores considerações acerca da viabilidade técnica de tais sistemas ou se eles representam uma utopia ou não. Importa, isso sim, destacar o papel multiplicador da visão educativo-moral: de um reduzido grupo de “hippies” dos anos sessenta, passando por uma paulatina ampliação da comunidade de adeptos do modo de vida “natural” durante os anos setenta e oitenta, chega-se ao final dos noventa com uma parcela tão significativa da população ocupando essa categoria de consumidores/produtores que o mercado já não pode mais ignorá-la. E, para incorporá-la, esse mesmo mercado deverá se adequar às suas novas exigências.

Este trabalho não irá explorar a abordagem baseada no enfoque educativo-moral, apesar das ricas possibilidades que o assunto oferece.

3.3 A VISÃO ECONÔMICA PARA ATUAÇÃO EM QUALIDADE DA ÁGUA

Ruff (1970) explicitamente declarou que pouco progresso real poderia ser observado no encaminhamento do problema da poluição até que se reconhecesse o que fundamentalmente ele é: um problema econômico, o qual deveria ser entendido em termos econômicos. O enfoque padrão dessa percepção é a caracterização da poluição como um “mal” público, resultado dos lançamentos de resíduos associados com a produção de bens privados. Boulding (1978) resumiu da seguinte forma a questão:

“Nós temos poluição devido a produção combinada de bens e males. Nós não podemos ter bens sem também ter os males. Nós não podemos ter energia elétrica, que certamente é um bem, sem produzir poluição do ar através das usinas, o que é um mal, e sem utilizar combustíveis fósseis não-renováveis, o que é uma diminuição de um bem. Nós pensamos não poder ter segurança nacional, que é um bem, sem guerras ocasionais, que é um mal. Nós não podemos ter uma comunidade forte, que é um bem, sem frustrar muitos indivíduos, o que é um mal”.

Assumindo-se uma posição realista de considerar que as atividades antrópicas inevitavelmente ocasionam efeitos negativos ao ambiente natural, efeitos esses encerrados sob o nome de poluição, uma ausência total de danos ambientais seria uma idealização incompatível com o estágio atual da humanidade (no entanto, ao invés de realista, muitos prefeririam chamar tal posição de cínica). Partindo dessa posição, determinadas correntes econômicas defendem que uma definição de poluição depende do efeito físico dos resíduos sobre o ambiente e da reação humana a esse efeito, isto é, da perda de bem-estar devido à imposição de um custo externo (Turner et al., 1994). Como consequência, a simples presença física da poluição não significa que exista poluição “econômica”. Além disso, mesmo se existir poluição “econômica”, nem sempre é o caso de eliminá-la completamente. Um princípio de base da visão econômica estabelece que o poluidor (firma, indivíduo, governo) deve considerar o custo total dos danos ambientais causados por sua atividade, pois isto criará um incentivo para a redução desses danos, ao menos no nível em que o custo marginal da redução da poluição seja igual ao benefício marginal do dano evitado pela redução da poluição, situação em que seria atingido o polêmico *nível de poluição ótimo*.

Acima se estabeleceu a idéia central da visão econômica neoclássica de exame da poluição, que propõe a imposição de custos aos poluidores como forma de regular a qualidade ambiental. A seguir, procurar-se-á delinear os pressupostos básicos nos quais se baseia essa visão.

3.3.1 Marginalismo, bem-estar, externalidades

Dois conceitos básicos fundamentam a visão econômica no tratamento da questão *poluição*: marginalismo e sistema econômico auto-regulável (Ruff, 1970). O primeiro relaciona-se à procura de maximização do lucro em uma dada atividade, em que lucro é a diferença entre os benefícios e os custos obtidos através das transações. Da regra dos rendimentos decrescentes, obtém-se que à medida que o nível de uma atividade aumentar, os custos e benefícios também aumentam, só que os aumentos nos custos tendem a crescer mais rapidamente que os benefícios – assim, quando um dado nível de produção for atingido, os custos para quaisquer expansões aumentam de tal forma que os lucros diminuem. De forma recíproca, os lucros também diminuem quando houver uma redução da produção a partir de um determinado nível, pois os benefícios decrescem numa taxa mais elevada que os custos. Portanto, há um ponto em que o lucro será maximizado. Num mercado de concorrência perfeita, este ponto seria alcançado quando a variação da receita total devido à variação de uma unidade na quantidade vendida se igualaria à variação no custo total devido à variação de uma unidade produzida. A variação na receita total é usualmente denominada de receita ou benefício marginal, enquanto que a variação no custo total denomina-se de custo marginal. A exposição literal feita até aqui pode ser resumida na Figura 3.1 abaixo.

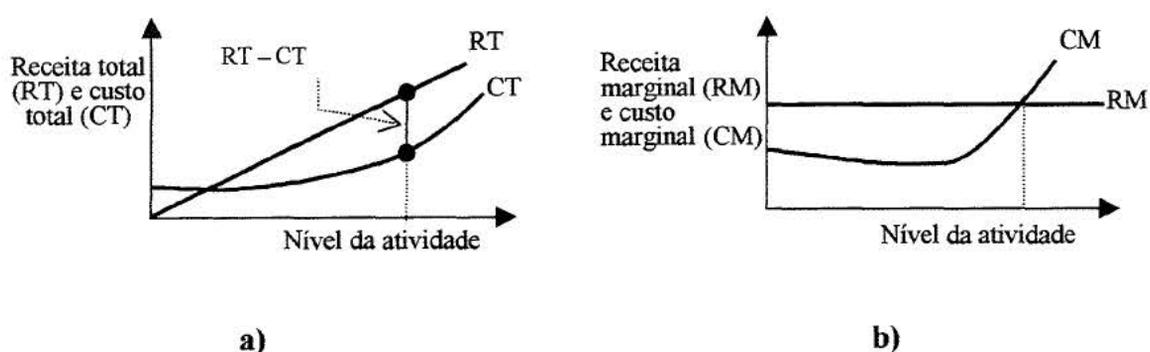


Figura 3.1 a) Maximização de lucros do concorrente perfeito na abordagem RT-CT: a maximização do lucro dita que o nível da atividade seja estabelecido de tal modo que a diferença RT-CT seja maximizada (quando $RT > CT$); b) Maximização de lucros do concorrente perfeito na abordagem RM-CM: o lucro é maximizado quando a receita marginal é igual ao custo marginal ($RM - CM = 0$). (Adaptado de Miller, 1981)

O segundo conceito provém do ideal clássico sintetizado pela já lugar-comum “mão invisível do mercado”, alegoria empregada por Adam Smith ao descrever o caráter organizador que a competição proporciona à economia. Guiados por puro auto-

interesse, os agentes que transacionam em uma economia buscam a maximização de seus benefícios individuais. O mecanismo típico é a ponderação por parte dos consumidores dos preços relativos das mercadorias e serviços ofertados, com conseqüentes quantidades demandadas – a agregação dessas quantidades refletiria os gostos e desejos da sociedade; por outro lado, a decisão dos produtores referente à quantidade a ser produzida levaria em conta os custos relativos de produção – a capacidade produtiva da sociedade estaria refletida nesses custos. Dessa forma, nos mercados que operam baseados na auto-regulação, os preços competitivos fariam com que houvesse uma convergência dos custos marginais (oferta) com os benefícios marginais (demanda), ponto em que se situaria o nível ótimo econômico, no qual as transações estariam refletindo a melhor situação entre as preferências dos consumidores e as oportunidades de produção da sociedade. Uma representação gráfica simples e tradicional do equilíbrio de mercado pode ser visualizada na Figura 3.2.

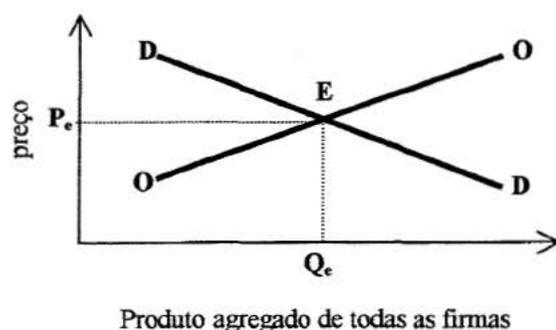


Figura 3.2 Equilíbrio de mercado: a demanda de mercado é DD e a oferta de mercado é OO, com o ponto de equilíbrio E situado na intersecção das duas curvas, refletindo uma quantidade Q_e e um preço P_e de mercado.

O ponto de equilíbrio ou ótimo de mercado seria aquela situação econômica em que não haveria outra solução melhor levando-se em conta os interesses de todos os indivíduos. Atingir-se-ia então a situação de máxima eficiência econômica, posição na qual seria impossível encontrar uma melhor combinação entre os recursos investidos para obtenção de um dado produto. A condição para alocação ótima de recursos é conhecida na teoria econômica como eficiência de Pareto, em homenagem ao economista e sociólogo italiano Vilfredo Pareto (1848-1923), que foi um dos primeiros a examinar as implicações das diferentes formas de alocar recursos (Varian, 1994). Em síntese, uma situação é “eficiente de Pareto” quando é impossível que um indivíduo ou grupo de indivíduos ganhe sem que outro tenha uma perda. Assim, quando uma alocação de recursos satisfizer a condição de Pareto, é impossível que todos os indivíduos ganhem numa troca posterior. Quando a condição de Pareto não é satisfeita,

há possibilidade, em princípio, de que pelo menos um indivíduo obtenha um ganho sem causar prejuízo a qualquer outro; conseqüentemente, todos os indivíduos podem lucrar numa troca posterior (Miller, 1981).

Como identificar e alcançar alocações de recursos socialmente eficientes é uma preocupação da “economia do bem-estar”. Na definição de Miller (1981), o estudo da economia do bem-estar preocupa-se com o conjunto de opções abertas à sociedade que contenha as “melhores” soluções possíveis de alocação de recursos e a seguir escolher o “melhor” ou “ótimo” entre as alternativas deste conjunto reduzido. Ou, nas palavras de Pearce (1985), a economia do bem-estar trata de avaliar o que seria uma configuração ótima de uma economia em termos de preços e quantidades de produtos e insumos. É justamente dentro dessa definição de bem-estar que se encaixa a questão dos danos ao meio, desde que se considere o tema como um problema de determinação inadequada dos preços. Isto porque os bens e serviços ambientais podem ter preços ótimos ou não, conforme sua apreciação pelos agentes do mercado. Quando esses bens possuem preço zero devido às falhas do mercado em não incluí-los nas transações constitui-se numa situação particular de preço não-ótimo. Portanto, quando a oferta e a demanda de um determinado produto transacionado num mercado incluir de forma inadequada ou simplesmente desconsiderar os preços dos bens e serviços ambientais, não poderá ocorrer o bem-estar máximo. Em tal situação ocorre uma divergência entre os custos privados, nos quais desconsideram-se ou subestimam-se os preços dos bens e serviços ambientais, e os custos sociais ou custos econômicos totais, que englobam todos os custos envolvidos nas transações, inclusive os privados. Na ótica econômica, é nessa divergência entre custos privados e custos sociais que reside a causa fundamental de todos os tipos de poluição (Ruff, 1970).

A divergência entre os custos sociais marginais e os custos privados marginais pode ser observada na Figura 3.3. Como os produtores e os consumidores não suportam todos os custos decorrentes da sua atividade, a parcela restante deverá ser assumida pela sociedade. A essa parcela se dá o nome de custo externo, externalidade negativa ou deseconomia externa. Como adotado por Lanna (1993), externalidades são efeitos econômicos colaterais de um processo de produção que não são considerados na formação do preço de mercado do seu produto. Assim, quando os efeitos são desfavoráveis, ou externalidades negativas, a curva de oferta do produto não é afetada; por outro lado, quando os efeitos são favoráveis, ou externalidades positivas, não se altera a disposição de pagamento dos consumidores pelo produto, ou seja, não há efeito sobre a curva de demanda.

Na Figura 3.3, o produtor enfrenta uma curva de demanda horizontal, característica de uma situação de concorrência perfeita, e irá produzir até que sua curva de custos marginais intercepte à da demanda, obtendo-se um produto Q_p , que é ótimo sob o ponto de vista privado. Na ausência de externalidades, Q_p também seria ótimo sob o ponto de vista social. Mas, supondo a presença de externalidades negativas decorrentes da atividade, os custos marginais sociais estariam locados numa posição superior na figura e, em Q_p , a diferença entre os custos representaria a parte a ser assumida pela sociedade. Do ponto de vista social, o ótimo se encontraria em Q_s , onde os custos marginais sociais interceptam a curva da demanda. A área hachurada na figura mostra a “quantidade” de externalidade indesejável, decorrente de uma produção demasiadamente elevada.

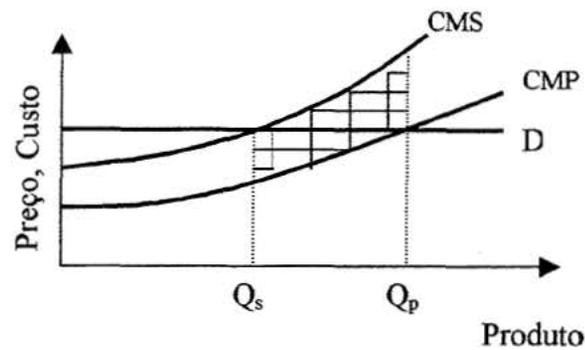


Figura 3.3 Custo marginal social (CMS), custo marginal privado (CMP) e demanda (D): os níveis de produção ótimos sob o ponto de vista privado e social são Q_p e Q_s , respectivamente (adaptado de Pearce, 1985).

Em geral, considera-se que o ambiente é capaz de receber uma certa quantidade de resíduos ou uma certa pressão de uso sobre seus serviços sem que sejam manifestados danos ou caracterize-se uma situação de poluição (na Figura 3.4, o ponto A indica a máxima capacidade de assimilação). Somente quando a atividade exercida no ambiente exceder a sua capacidade de assimilação é que um custo externo estará sendo imposto à sociedade (na Figura 3.4: níveis de atividade que excedem a Q_A).

Deve-se considerar, no entanto, que a própria utilização da capacidade de assimilação ocasiona custos externos. Neste caso, a utilização de parte da capacidade de assimilação ambiental por uma firma determina custos externos às outras, pois as possibilidades de produção destas acabam sendo influenciadas pelas escolhas da primeira. Ocorre o que Varian (1994) denomina de externalidade na produção (analogamente, uma situação econômica envolve uma externalidade de consumo se um consumidor se preocupa diretamente com a produção ou consumo de outro agente).

Assim, a capacidade ambiental de assimilação pode ser tratada como um insumo ou fator de produção semelhante aos demais e, dessa forma, ser negociada no mercado. Como consequência, a atividade estaria sujeita a ocasionar custos externos em todos os seus níveis de produção.

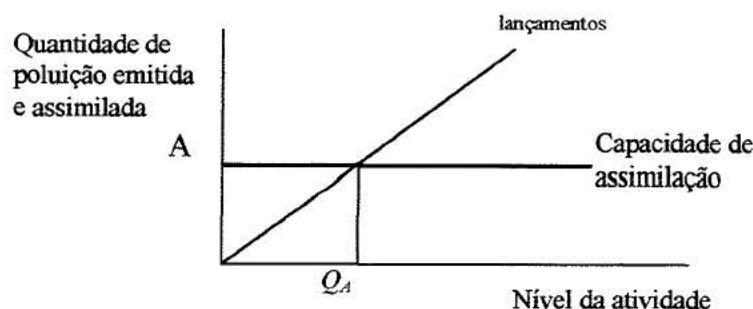


Figura 3.4 Capacidade de assimilação vs. lançamentos de poluentes para diferentes níveis de atividade (adaptado de Turner et al., 1994).

Ignorando, por enquanto, a consideração acima, pode-se afirmar que à medida que cresce o nível da atividade potencialmente poluidora, a partir do ponto de esgotamento da capacidade ambiental de assimilação aparecem os custos externos, que são crescentes com o nível da atividade (Figura 3.5a). No ponto de esgotamento da capacidade de assimilação, Q_A nas Figuras 3.5a e 3.5b, situar-se-ia o nível de atividade máximo tolerável pelos preservacionistas e adeptos dos mecanismos de regulação via instrumentos jurídico-administrativos. Aqueles que defendem a visão econômica, no entanto, afirmam que um nível de poluição zero nem sempre é desejável do ponto de vista social. A Figura 3.5b mostra que o nível de produção socialmente ótimo (Q_S) se encontra acima do nível de produção com poluição zero (Q_A , nível com lançamentos de resíduos dentro da capacidade ambiental de assimilação), mas abaixo do nível de produção que maximiza os benefícios privados (Q_P). O ponto Q_S é aquele em que a sociedade estaria disposta a enfrentar um determinado grau de dano ambiental, pois os custos desse dano ao menos estariam iguais aos benefícios provenientes da atividade produtiva.

Um nível intolerável de poluição para a sociedade é encontrado quando os custos externos marginais de uma determinada atividade executada por uma firma (ou grupo de firmas) excedem os benefícios líquidos marginais privados (BLMP, na Figura 3.5b). No entanto, uma firma com comportamento racional desejará produzir até que os BLMP se igualem a zero. A razão é clara: se houver possibilidade de ampliar os lucros pelo aumento de produção, a firma tomará essa decisão. Ficam estabelecidos, portanto, dois

conjuntos conflitivos de preferências: as dos produtores e as referentes ao restante da sociedade. O ponto Q_S da Figura 3.5b seria uma solução eficiente para o problema e a tarefa primordial dos instrumentos econômicos seria proporcionar meios para que se atingisse o ajuste. Cabe ainda ressaltar que a forma e a posição da curva de custo externo marginal (CEM, nas Figuras 3.5a e 3.5b) refletem a avaliação por parte da sociedade dos custos externos decorrentes da produção das firmas, o que certamente incorpora a visão coletiva sobre a tecnologia empregada na produção. Nesse ponto, a questão da completa informação torna-se evidente.

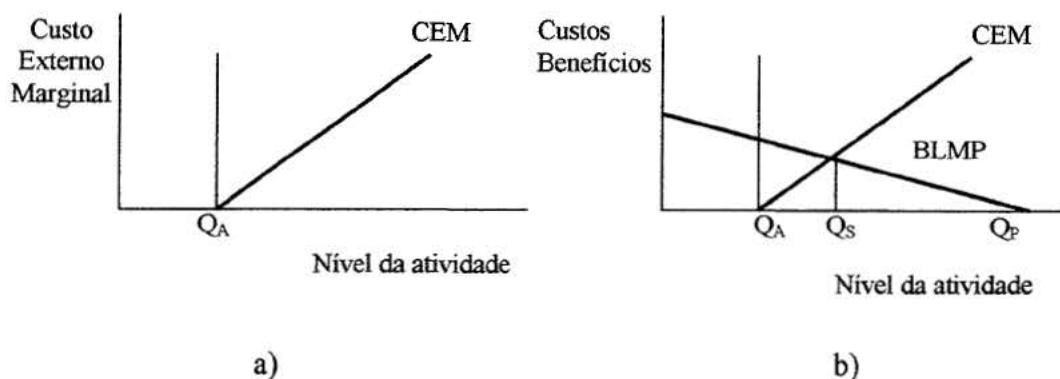


Figura 3.5 a) Curva de custo externo marginal (CEM) como função do nível de atividade, com Q_A representando o ponto de esgotamento da capacidade ambiental de assimilação.
 b) Curvas de custo externo marginal (CEM) e benefícios líquidos marginais privados (BLMP), com Q_S representando o nível de atividade ótimo sob o ponto de vista social e Q_P representando o nível de atividade ótimo sob o ponto de vista privado. (Adaptado de Turner et al., 1994)

Como já foi enfatizada, a existência de poluição em níveis intoleráveis para a sociedade se deve à divergência entre os custos privados e os custos sociais. Ou, de outra forma, a produção que as firmas estão dispostas a colocar no mercado é superior àquela desejável do ponto de vista social. O mecanismo econômico típico de aproximação dos custos privados aos sociais é impor às firmas medidas que as façam incorporar aos seus custos de produção os custos correspondentes ao dano ambiental causado. Em outras palavras, fazer com que as firmas “internalizem” os custos externos decorrentes do uso de bens e serviços ambientais. Esse processo está demonstrado na Figura 3.6. Observe-se que a aproximação entre os custos sociais e os privados resulta numa produção menor e, como consequência, numa elevação do preço do produto, considerando uma curva de demanda inalterada.

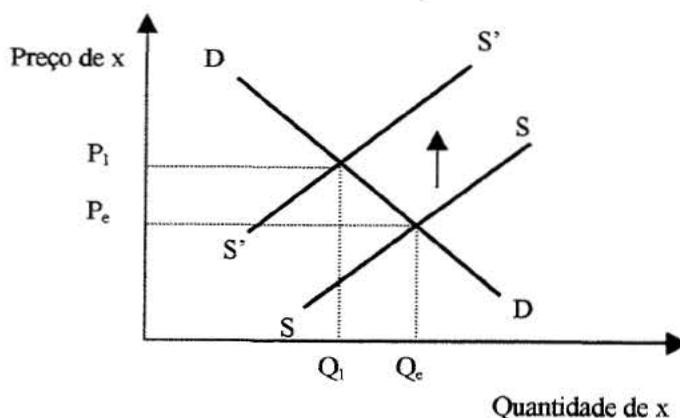


Figura 3.6 Ajuste entre custos privados e custos sociais: se as firmas consideram apenas os custos privados, a curva de oferta é SS . A quantidade demandada e vendida será Q_e ao preço P_e . Se os custos sociais forem levados em conta, a curva de oferta torna-se $S'S'$. Se fosse imposta uma taxa (igual ao custo externo por unidade produzida) de modo que o preço ao consumidor fosse P_1 , a quantidade demandada e vendida seria Q_1 . (Adaptado de Miller, 1981)

3.3.2 Eficiência, equidade

Reiterando, a incorporação dos custos dos danos ambientais aos demais custos que incidem sobre uma atividade produtiva é o mecanismo básico da visão econômica de controle da poluição. Tal mecanismo agiria como remédio para as distorções de mercado ocasionadas por externalidades e no final do processo de ajustamento seria atingida uma desejável situação de eficiência econômica ou de Pareto. O problema é que durante o processo de ajustamento os custos e benefícios se distribuem de maneiras sempre desagradáveis para alguns, como admite Campos (1998), incondicional defensor do mercado. Conclui ele: “a racionalidade do mercado não quer dizer que todos se sintam felizes”. Significa dizer que a busca de eficiência econômica pode levar a uma situação de ausência de equidade, que pode ser definida como uma disposição de se reconhecer igualmente o direito de cada um, ao se considerar as posições dos diversos agentes envolvidos no processo. O confronto entre eficiência e equidade pode ser resumido por meio das palavras de Ruff (1970): “a economia pode sugerir os modos de se atingir ‘estados de eficiência’, e pode tentar descrever as considerações de equidade envolvidas em qualquer sugestão de política social; mas as decisões finais sobre ‘imparcialidade’ ou ‘justiça’ não podem ser tomadas no campo econômico”.

A passagem de um sistema de produção que ignora os custos ambientais para outro que os internaliza altera a posição dos agentes que transacionam num mercado, ou são afetados por ele, em termos de ganhos-perdas de bem-estar. Tal consequência será discutida no exemplo a seguir.

3.3.3 Mudança de um sistema de produção: mercado de produtos agrícolas alternativos

Quando determinados produtores adotam sistemas de cultivo alternativo, sem agrotóxicos e com adubação orgânica, eles obtêm produtos diferenciados, os quais os consumidores estão dispostos a pagar um valor adicional para adquiri-los. Claramente, esse produto diferenciado é um bem superior e sua demanda está associada à renda do consumidor. O preço desses produtos diferenciados está diretamente associado àqueles obtidos por meio de sistemas convencionais de cultivo, comportando-se como bens substitutos. Ou seja, o preço dos produtos diferenciados é regulado pelo preço do produto normal. Além disso, deve-se ressaltar que o adicional de preço nos produtos diferenciados reflete um desejo do consumidor e não necessariamente está ligado a um custo maior de produção. Devido à menor produtividade, o custo médio por unidade tenderia a ser maior, mas essa situação só pode ser verificada em análise rigorosa dos custos de produção. Em muitos casos, o custo de produção diminui mais do que a queda de produção, ao se abandonarem determinadas técnicas que são utilizadas por tradição local. A maior mudança, muitas vezes, está ligada aos aspectos de qualidade visual do produto agrícola, como tamanho, cor, forma e lesões externas.

O desejo do consumidor, então, faz com que seja ofertada uma determinada quantidade de produtos agrícolas diferenciados. A essa quantidade ofertada pode-se associar um decréscimo na utilização de certos insumos, abandonados quando da mudança de sistema de cultivo. Supondo que esse decréscimo na utilização de insumos é benéfico do ponto de vista dos usuários dos recursos hídricos, poder-se-ia admitir então que esses usuários beneficiam-se de uma externalidade positiva decorrente do consumo dos produtos agrícolas diferenciados. Dito de outra forma, seriam os consumidores desses produtos diferenciados que arcaiam com o custo necessário para a redução da poluição hídrica, pois o adicional pago motivaria os agricultores a aderirem ao sistema alternativo. Portanto, num arranjo desse tipo, ganham os produtores que aderem ao sistema alternativo (ou ficam indiferentes) e também ganham os usuários dos recursos hídricos. Pode-se considerar que os consumidores dos produtos diferenciados também ganham, pois aumentam sua satisfação ao consumir esses produtos

(alimentação mais saudável, desejo de uma vida ambientalmente correta, etc). A rigor, as perdas, se ocorrerem, irão situar-se no âmbito do mercado de insumos e no dos produtos convencionais, desde que a oferta de produtos diferenciados afete esses mercados significativamente.

Explorou-se acima uma possibilidade de curto prazo, em que alguns recursos e a tecnologia podem ser considerados fixos. No longo prazo, com todas as variáveis podendo ser alteradas, incluindo políticas e a tecnologia, qualquer análise torna-se mais difícil e complexa. Supondo, por exemplo, uma alteração completa da preferência do consumidor pelos produtos diferenciados, esses passam a ser os bens “normais” e o mercado será composto unicamente por eles. Naturalmente, o benefício do ponto de vista da qualidade dos recursos hídricos seria pleno. Mas o que se poderia esperar quanto aos preços e quantidades transacionadas no mercado? Em princípio, tomando o insumo que foi abandonado como fator de real acréscimo na produtividade, mesmo que às custas de uma certa degradação ambiental, pode ser verificado um deslocamento da curva de oferta do produto para a esquerda - com o significado normal de redução da quantidade comercializada e aumento no preço de equilíbrio (como pode ser verificado na Figura 3.6). Essa possibilidade será tratada a seguir, mas desde já se pode afirmar que a situação de atendimento parcial do mercado de um bem agrícola através de uma forma alternativa de produção é perfeitamente distinguível da situação em que esta forma alternativa passa a ser o padrão. Em outras palavras, um mercado que transaciona um certo produto agrícola obtido através de dois métodos distintos, com e sem agrotóxicos, por exemplo, comporta-se de maneira diferente de um mercado em que o produto transacionado é homogêneo. No primeiro caso, configura-se uma situação típica de mercado de um produto com substituto “quase-perfeito”; no segundo, os substitutos em geral seriam produtos de natureza diferente.

3.3.4 Uma possível consequência da redução ou eliminação do uso de agrotóxicos sobre a oferta de um produto agrícola

Numa dada situação de equilíbrio de mercado, os fatores de produção são utilizados em proporções tais que condicionam a forma da curva de oferta de mercado de um dado produto, pois, como é sabido, tal curva corresponde ao custo marginal dos produtores. Em outras palavras, a curva de oferta indica as possibilidades de produção dentro de uma determinada tecnologia. Na situação de equilíbrio, as curvas de oferta SS e demanda DD se interceptam no ponto E , ocasionando um preço de equilíbrio P_e e uma quantidade de equilíbrio Q_e , como é demonstrado na Figura 3.7.

No caso de uma restrição ao uso de agrotóxicos¹ num sistema de produção em que eles forem necessários, pode-se intuir que ocorrerá um decréscimo na produtividade e um conseqüente aumento no custo por unidade de produção, aumento esse potencializado pelo fato de que cada produtor individual procurará empregar mais os outros recursos variáveis, como mão-de-obra e fertilizantes, por exemplo.

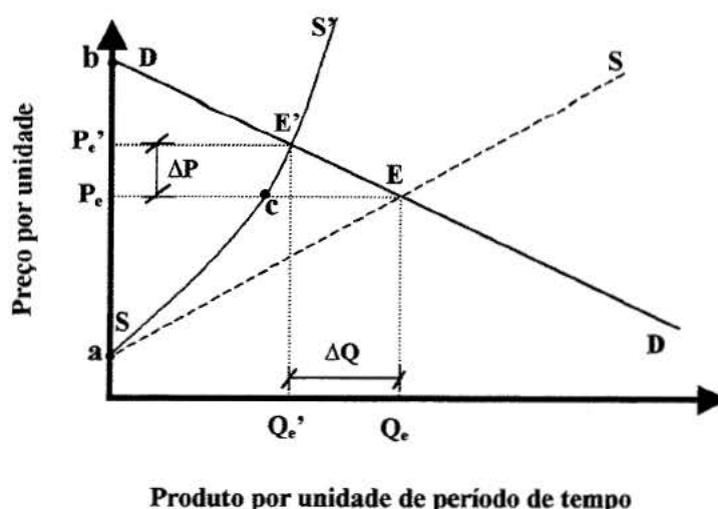


Figura 3.7 Restrição ao uso do insumo agrotóxico em uma atividade agrícola e as conseqüências esperadas nos preços de equilíbrio (P_e e P_e') e nas quantidades de equilíbrio (Q_e e Q_e'). A curva DD é a demanda, SS é a oferta original e SS' é a oferta modificada pela restrição (adaptado de Miller, 1981).

O uso mais intensivo dos recursos não restringidos e a queda na produtividade, decorrentes do não uso de agrotóxicos, deslocará a curva de oferta para a esquerda. Surge então um novo ponto de equilíbrio E' , com um novo preço de equilíbrio P_e' aumentado em ΔP e uma nova quantidade de equilíbrio Q_e' diminuída em ΔQ (Figura 3.7).

3.3.4.1 Contabilizando as perdas por meio dos excedentes do consumidor e produtor

No caso acima, a passagem de um sistema de produção para outro ocasionou perdas tanto para produtores como para consumidores. Uma forma tradicional de abordar essas perdas é realizar uma análise dos excedentes do consumidor e produtor. Como pode ser observado na Figura 3.7, o excedente do consumidor na situação original equivalia à área do triângulo $P_e b E$. Com o deslocamento da curva de oferta, o excedente se reduz para $P_e' b E'$, com o trapézio $P_e P_e' E' E$ representando o excedente

¹ O caso apresentado é idêntico ao programa de solos descrito em Miller (1981).

perdido do consumidor. Da mesma forma, o excedente do produtor, originalmente representado pelo triângulo aP_eE , com o deslocamento da curva de oferta passa a ser a área entre o novo preço de equilíbrio P_e' e limitado pelo segmento de curva $E'a$. Como parte do excedente perdido do consumidor é transferido aos produtores (área $P_eP_e'E'c$), o custo em bem-estar da restrição de produção é a área compreendida entre $aE'E$ (Miller, 1981). Essa perda ou custo em bem-estar representa o valor econômico perdido devido a fração não produzida e não consumida do bem agrícola, em decorrência da restrição ao uso de um insumo. Vale notar que nessas perdas não estão incluídas aquelas resultantes da própria retração na produção-consumo do fator restringido, que no presente exemplo são agrotóxicos, produtos com alto “valor adicionado”. Evidentemente, tais perdas seriam significativas no caso de a restrição ao uso do insumo afetar *todo* mercado do produto agrícola. Ocorre que uma restrição geral ao uso de agrotóxicos na produção de um determinado bem agrícola possivelmente não seja custo-efetiva e, o que é mais plausível, não seja uma decisão político-administrativa viável. O que se quer dizer com medida “não custo-efetiva” é que talvez não seja possível eliminar ou reduzir o uso do insumo agrotóxico em algumas regiões agrícolas, pelo menos não sem eliminar a própria atividade que depende desse insumo, dado que diferentes locais demandam mais ou menos o insumo em função de suas peculiaridades climáticas, edáficas, fitotécnicas, etc. Salienta-se que as perdas econômicas são mais uma constatação obtida a partir das relações funcionais expressadas na Figura 3.7 do que uma justificativa para o uso de insumos agrícolas potencialmente degradadores do meio. No entanto, esse tipo de discussão pode ser uma justificativa para a posição que defende a ótica econômica no tratamento das questões ambientais, como pode ser depreendido das palavras de Turner et al. (1994): “os benefícios materiais dos sistemas econômicos modernos não aparecem com risco ambiental zero, decorrente de exposição zero à poluição. É necessário algum tipo de procedimento que confronte custo-e/ou risco-benefício de modo que surjam escolhas conflituosas ‘aceitáveis’ entre os níveis de risco e os custos de redução da exposição”.

Em relação ao caso de proteção ou recuperação dos recursos hídricos, pode-se simplificar a discussão anterior para uma situação em que a restrição ao uso de um insumo se dá em apenas uma pequena fração do número total de produtores. Isso é razoável quando as ações de controle limitam-se a uma pequena bacia hidrográfica rural, por exemplo, na qual a quantidade produzida de um determinado bem agrícola é parte muito pequena do mercado. Nesse caso, os produtores da bacia enfrentam uma demanda horizontal e ajustam sua oferta até o ponto de equilíbrio E , como mostrado na Figura 3.8. Novamente, é imposta uma restrição no emprego do insumo agrotóxico, o que desloca a oferta para a esquerda (linha SS' , na Figura 3.8), gerando um novo ponto de equilíbrio E' .

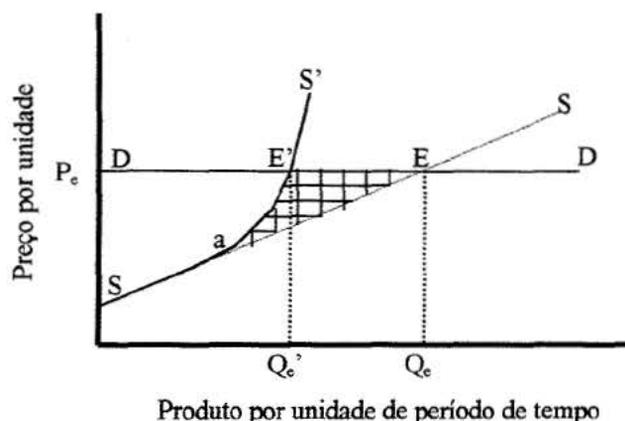


Figura 3.8 Restrição ao uso do insumo agrotóxico numa atividade agrícola e as conseqüências esperadas na quantidade de equilíbrio (Q_e e Q_e'). A curva DD é a demanda, SS é a oferta original e SS' é a oferta modificada pela restrição.

A redução na oferta se dá pela queda na produtividade e/ou pelo uso mais intensivo dos outros insumos não restringidos, o que ocasiona aumento nos custos de produção. Eventualmente, a oferta diminui pelo decréscimo da área cultivada, tanto pelo abandono da atividade por alguns agricultores como pela necessidade do uso mais intensivo de fatores geralmente escassos na propriedade agrícola (mão-de-obra, por exemplo), o que limita a área cultivada por agricultor.

Na Figura 3.8, a área hachurada $E'Ea$ representa o excedente perdido do produtor pela alteração do sistema de produção. Esse excedente perdido significa uma renda econômica² que os produtores perdem em virtude da redução ou supressão do uso de agrotóxicos. Note-se que os consumidores não sofrem perdas, pois os preços de mercado não se modificam. Ou seja, os consumidores sempre poderão adquirir o bem agrícola proveniente de outros locais e sem alteração de preço induzida pela redução da oferta na bacia hidrográfica afetada pela mudança no sistema de produção.

Dessa forma, dois grupos principais são “prejudicados” pelo não uso de agrotóxicos: os agricultores e a indústria de agrotóxicos. Como é razoável supor que essa última tenha uma abrangência de mercados muito maior do que uma pequena bacia hidrográfica, também é razoável supor que suas perdas sejam pouco significativas. Portanto, é admissível pela discussão até aqui efetuada que o ônus decorrente da aplicação de uma medida que restringe a utilização de um insumo potencialmente poluidor recaia sobre o agricultor. A questão agora passa a ser a conveniência desse

² Miller (1981) denomina essa renda econômica de ‘quase renda de curto prazo’, pois ela remunera os fatores que são fixos no curto prazo.

arranjo e a sua própria exequibilidade no modelo agrícola vigente: mercado de insumos em geral oligopolizado, mercado de produto em livre concorrência e ausência de subsídios.

Uma produção agrícola com a utilização de agrotóxicos ocasiona um custo externo devido à poluição das águas da bacia hidrográfica (ou o risco de poluição). Esse custo externo é suportado por toda sociedade, mas mais diretamente pelos usuários da água. Os benefícios da produção agrícola e da comercialização de produtos e insumos são distribuídos por toda sociedade, mas é evidente que os maiores beneficiários são os produtores e consumidores diretos do bem comercializado e os produtores dos insumos diretamente empregados na atividade. Desses truísmos surge então a matriz de ganhos e perdas que está delineada abaixo.

3.3.4.2 *Matriz de ganhos e perdas*

Em termos econômicos, a utilização de insumos que poluem o ambiente ocasiona um resultado de soma zero quando se confrontam todos os grupos de agentes envolvidos. Significa dizer que quando todos os agentes e seus respectivos custos são considerados (o que sempre é improvável), atingir-se-ia uma situação de eficiência no sentido de Pareto – não haveria como melhorar a posição de um agente sem piorar a de outro. Certamente, nada se poderia afirmar sobre a equidade ou justiça de tal situação. Mas quem perde ou ganha com o uso agrícola de insumos potencialmente poluidores? As análises econômicas são os meios que geralmente se dispõem para obtenção de uma avaliação objetiva do problema. É questionável, no entanto, que toda subjetividade inerente aos processos humanos torne-se objetiva simplesmente pela atribuição de valores monetários a todos os recursos e serviços envolvidos. Porém, com o intuito de ordenar os ganhadores ou perdedores, montou-se a Tabela 3.1, em que quatro grandes agentes envolvidos na relação agricultura vs. recursos hídricos são listados. No grupo “usuários dos recursos hídricos” podem ser incluídos tanto os usuários do serviço de abastecimento público de água, a própria concessionária desse serviço ou mesmo outros usuários das águas.

Os valores 0 ou 1 em cada célula da Tabela 3.1 (com exceção da última linha e da última coluna) indicam perdas e ganhos, respectivamente. Adotou-se o seguinte esquema: o confronto linha vs. coluna indica agricultura com agrotóxicos, enquanto que o confronto coluna vs. linha indica agricultura sem a utilização do insumo “agrotóxicos”. Assim, quando se toma a linha “agricultores”, por exemplo, pode-se notar que se atribui o valor 1 no confronto com os “usuários dos recursos hídricos”, significando que se está considerando como “ganhos” para os agricultores o fato de eles

empregarem agrotóxicos na sua atividade e desconsiderarem o efeito nos recursos hídricos. Simetricamente, no confronto coluna “usuários dos recursos hídricos” vs. linha “agricultores”, o valor 1 significa que os primeiros levam vantagem quando a agricultura passa de uso de agrotóxicos para sem “agrotóxicos”. Empregando as somas das colunas ou linhas, pode-se hierarquizar os ganhos em cada sistema de produção. Dessa forma, pode-se visualizar de modo sintético e simples quem ganha e quem perde em cada sistema de produção: na situação de “agricultura com agrotóxicos” é inequívoco que a hierarquia de ganhos é produtores de insumos>agricultores>consumidores>usuários da água. A situação é perfeitamente simétrica na passagem para uma agricultura sem o insumo “agrotóxico”. É de interesse notar que a posição dos agricultores e dos consumidores é invertida quando se muda de um sistema de produção para outro. Sem agrotóxicos, a posição dos consumidores é superior àquela verificada na situação de agricultura com agrotóxicos, refletindo o fato de que os consumidores dos bens agrícolas também são usuários da água ou indiretamente afetados pela sua degradação.

Tabela 3.1 Matriz de perdas e ganhos entre quatro grandes agentes atuantes no processo agricultura vs. recursos hídricos, com e sem uso de agrotóxicos. O valor 1 indica “ganhos” e o valor 0 indica “perdas”. O confronto se dá linha x coluna, no caso da agricultura com utilização de agrotóxicos, e coluna x linha, no caso de agricultura sem agrotóxicos.

	Agricultores	Usuários dos recursos hídricos	Produtores de agrotóxicos	Consumidores	Soma
Agricultores	–	1	0	1	2
Usuários dos recursos hídricos	0	–	0	0	0
Produtores de agrotóxicos	1	1	–	1	3
Consumidores	0	1	0	–	1
Soma	1	3	0	2	

3.3.4.3 Equalizando ganhos e perdas

Mais do que uma mera tautologia, a simples hierarquização dos “ganhadores” e “perdedores” realça um ponto às vezes negligenciado nas discussões sobre políticas relacionadas à questão ambiental: a imposição de restrições ao uso de recursos ou serviços ambientais certamente implica em uma reordenação dos agentes quanto aos ganhos ou perdas, tal como sugerido na Tabela 3.1, mas os agentes não são passivos e reagem às restrições conforme a posição que ocupam no sistema não formal de forças

inscrito na estrutura formal de poder político e econômico. Portanto, a real hierarquia de ganhos e perdas observada numa alteração de sistema de produção pode ser muito distinta daquela desejada pelos defensores da alteração. Assim, uma certa meta ambiental atingida pode significar um indesejado dano social e repercussões negativas ao próprio meio, em virtude de novas relações que se manifestam de forma imprevista.

3.3.5 Estratégias para incorporação dos custos ambientais nas atividades poluidoras

Seja um modelo simplificado de transação de um bem com dois agentes: produtores e consumidores. Considerando, hipoteticamente, que a sociedade seja composta unicamente por esses dois agentes, a condição de economia de mercado é satisfeita se: (a) os preços formarem-se livremente pela ação da oferta e da procura; e (b) qualquer indivíduo puder comprar, consumir, produzir ou vender o bem desde que se sujeite a pagar ou receber o preço de mercado. Destaque-se que para Simonsen (1994), o funcionamento da economia de mercado ainda pressupõe, como moldura, o Estado de Direito sem restrições à propriedade privada. O efeito auto-regulador da economia de mercado faz com que a quantidade produzida do bem seja um reflexo das decisões de produtores e consumidores, sendo que os efeitos ambientais adversos resultantes da atividade serão tolerados e considerados inerentes ao processo que resulta na obtenção do bem. Equivale dizer que a presumível poluição atingida seja uma *poluição ótima*, pois incorpora os sistemas de produção vigentes e as necessidades (desejos) de consumo. Em outras palavras, o dano ambiental é considerado inevitável frente às possibilidades existentes para obtenção e consumo de um bem, havendo, portanto, a inexorável poluição devido à produção combinada de bens e males, como admitiu Boulding (1978).

Apesar da excessiva simplificação, esse modelo de comportamento econômico encontra-se amplamente disseminado. No entanto, duas questões tornam o modelo inconsistente: (a) os produtores e consumidores em geral desconhecem os danos ambientais decorrentes de suas ações e, mesmo quando os danos são evidentes, as pressões circunstanciais os mantêm insensíveis ao problema; e (b) a sociedade é heterogênea quanto às preferências pelos bens ofertados, e a obtenção desses bens resulta na ocorrência de externalidades negativas de produção e consumo.

Na ótica econômica, um mecanismo econômico seria uma prescrição adequada para a correção do problema. Adotando essa prescrição, a questão volta-se para o

destinatário do encargo, ou para qual dos agentes que transacionam o bem no mercado será atribuído o ônus do dano ambiental. Num modelo mais preciso, além de produtores e consumidores deve-se incluir outros agentes, como os produtores de insumos, autoridades de direito público e diversos grupos afetados direta e indiretamente pela ação dos produtores e consumidores do bem.

3.3.5.1 Direitos de propriedade e a estratégia de Coase

A internalização dos custos associados aos danos ambientais e a partilha dos respectivos ônus inicialmente remetem à questão do direito de propriedade. Na definição de Nicholson (1995), os direitos de propriedade estabelecem o possuidor legal de um recurso e especificam as formas pelas quais o recurso pode ser utilizado. Dois grandes tipos de direitos de propriedade são as propriedades “comum” e “privada”. Por definição, a propriedade comum é possuída pela sociedade em geral: nenhum indivíduo pode apropriar-se do recurso comum unicamente para seu próprio uso. A propriedade privada, por outro lado, é diretamente possuída pelo indivíduo, que tem, dentro de certos constrangimentos legais, controle sobre sua forma de utilização.

As definições acima são essencialmente corretas na simplicidade em que estão formuladas. Os grandes problemas que as embaraçam são o entrecruzamento das duas formas de direitos de propriedade – quando o uso da propriedade privada ocasiona prejuízos ao bem comum –, a falta de meios legais ou de fiscalização do uso adequado da propriedade privada (no tocante à conservação-preservação dos recursos) e a própria utilização da propriedade comum para interesse privado. A consequência da falha do regime de propriedade comum foi denominada de “tragédia” por Hardin (1968), que concluiu: “o homem racional descobre que sua parte nos custos decorrentes dos dejetos que lança na propriedade comum é menor do que o custo de purificar esses dejetos antes de liberá-los no ambiente. Uma vez que isso é verdadeiro para todos, nós nos fechamos dentro de um sistema no qual ‘sujamos a própria cama’, desde que nos comportemos simplesmente como empreendedores independentes, racionais e livres”.

Uma formulação devida a Ronald Coase diz que “não há sistema de produção eficiente sem que cada bem material ou recurso natural tenha um proprietário” (Simonsen, 1994). O argumento principal é que na ausência de custos de transação e de comportamento estratégico, as distorções associadas com as externalidades serão resolvidas através de barganhas voluntárias entre as partes interessadas (Cropper & Oates, 1992). Uma extensão direta desses argumentos ligados às questões ambientais diz que os problemas de deterioração do meio originam-se da superexploração dos recursos naturais devido à ausência ou indefinição dos direitos de propriedade.

Exemplificando: num rio com proprietário indefinido, seja ele um morador ribeirinho, o próprio Estado ou um terceiro interessado nos serviços do rio, não há custos que incidem sobre a firma com relação ao lançamento de substâncias que deterioram a qualidade da água, e nada impede que sejam lançadas quantidades muito acima do que o rio possa suportar (podem existir constrangimentos legais, evidentemente). A ineficiência econômica estará caracterizada pela não incorporação do custo do dano à água do rio aos custos totais de produção e consumo do bem. Ressalte-se aqui que o postulado *Coaseano* indica que a eficiência econômica pode ser atingida independentemente de quem for detentor dos direitos de propriedade: um dos requisitos é que eles sejam *bem definidos*. O caso corrente do rio pertencer ao Estado cai na situação da impraticabilidade do exercício dos direitos de propriedade, em função dos custos para fiscalizar sua utilização serem elevados ou da própria execução da fiscalização ser impossível.

O estabelecimento dos direitos de propriedade aos recursos naturais permitiria, segundo a ótica *coaseana*, alocar esses recursos de forma eficiente. O poluidor poderá comprar o direito de poluir ou, ao contrário, a vítima da poluição poderá pagar para que não haja poluição. Assim, os instrumentos econômicos derivados da estratégia de Coase baseiam-se sobretudo na idéia de barganha entre “vítima” e “poluidor”, rejeitando a intervenção governamental. No caso da poluição hídrica, pode-se caracterizar o poluidor como aquele que lança elementos nocivos à água pelas suas atividades, aquele que produz os insumos utilizados pela firma e que se constituem em poluentes ou aquele a quem se destina o produto que ocasiona a poluição em seu processo de obtenção. Da mesma forma, as vítimas podem ser os usuários atuais e futuros do recurso hídrico afetado pela poluição ou seus representantes. Certamente, a questão passa a ser mais intrincada do que no modelo simplificado produtor x consumidor.

3.3.5.2 Estratégia de Pigou

Em contraste à ótica derivada de Coase, a estratégia *Pigouviana*, devida a Arthur Pigou, aponta para a internalização dos custos externos dentro de uma dada estrutura legal de direitos de propriedade (Ring, 1997). O caráter de bem público dos recursos ambientais pede por intervenção governamental para que se impeça a discrepância entre custos-benefícios privados e sociais. Essa estratégia prescreve a adoção de taxas para garantir uma alocação ótima dos recursos.

Segundo Ring (1997), a internalização dos efeitos externos representa a estratégia decisiva para integrar os problemas ambientais ao sistema de mercado. Se se fizer uma diferenciação entre meios e fins, a internalização pode ser vista como a finalidade

última da economia ambiental. Aceita essa posição, a questão passa a ser então os meios para o alcance da internalização.

A Figura 3.9 revisita a questão do desencontro dos ótimos econômicos sob ponto de vista social e sob o ponto de vista privado e serve também para demonstrar a essência do enfoque custo-benefício. Observe-se que os custos marginais sociais (CMS) diferem dos custos marginais privados (CMP) por uma quantidade igual aos custos marginais externos (CME), que representam os custos marginais do dano ambiental. A firma desejará produzir até Q_p , quando o seu custo marginal se iguala à receita marginal (RM). Nesse caso, a atividade impõe custos externos iguais ao triângulo Ocd da Figura 3.9 (as duas áreas hachuradas). Por outro lado, o ótimo do ponto de vista social se dá quando se maximizam os benefícios sociais, que são definidos pelas receitas menos os custos de produção e menos os custos externos. Essa maximização ocorre quando não se pode aumentar os benefícios sociais por intermédio de um aumento ou diminuição da produção; ou, simplesmente, quando o custo marginal social (CMS) se iguala à receita marginal (RM). A produção ótima do ponto de vista social encontra-se em Q_s , na Figura 3.9. Pode-se observar nesta figura que a passagem do ótimo privado para o ótimo social reduz os custos externos numa proporção igual ao trapézio $abcd$, mas mantém a quantidade representada pelo triângulo Oab , que é então a quantidade “ótima” de externalidade (Pearce, 1985).

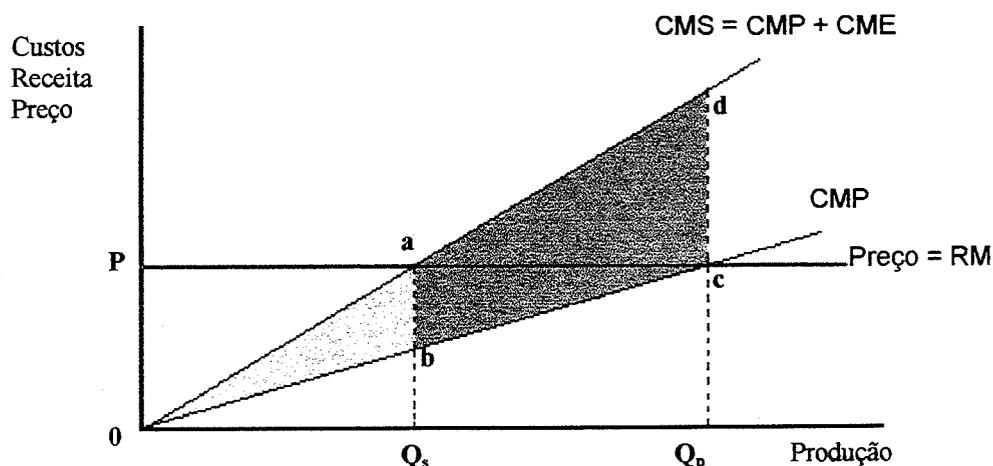


Figura 3.9 Custos marginais privados (CMP), custos marginais sociais (CMS) e custos marginais externos (CME) num mercado com demanda perfeitamente elástica, onde preço = receita marginal (RM). O produto Q_s indica o ótimo no ponto de vista social e Q_p o ótimo no ponto de vista privado (adaptado de Pearce, 1985).

A estratégia *Pigouviana* para internalizar os custos externos propõe simplesmente que a firma seja onerada com um imposto equivalente ao custo marginal externo decorrente da atividade poluidora. Ou seja, “maximiza-se o benefício social quando se estabelece um imposto igual aos custos marginais do dano ambiental no nível de produção ótimo, com a empresa suportando os custos externos na forma de um imposto tratado como um custo privado” (Pearce, 1985). Como alertado por Cropper & Oates (1992), o imposto ou taxa *pigouviana* (preço do efluente lançado e que se constitui em dano ambiental) deve estar associado diretamente à atividade poluidora e não àquelas relacionadas ao produto da firma, nem aos insumos. Em outras palavras, a taxa *pigouviana* deve tomar a forma de uma arrecadação por unidade de lançamento de poluentes ao ambiente – e não uma taxa sobre as unidades dos bens produzidos pela firma, nem sobre um insumo (por exemplo, combustível fóssil associado com a poluição). A explicação está em que taxas aplicadas nos produtos ou insumos não são custo-efetivas, pois as firmas podem diferir em muito quanto à capacidade de gerir sua produção, tanto na eficiência de utilização dos insumos quanto na emissão de resíduos.

3.3.5.3 As estratégias e o direito de poluir

Considere-se a seguinte possibilidade de ocorrência de poluição: um número definido e estável de agricultores cultiva determinada área invariável ano a ano e com emprego de certas técnicas de produção consolidadas pelo uso. Os poluentes agrícolas são carreados aos cursos de água que drenam essas terras cultivadas, mas eles não são suficientes para ocasionar problemas à água devido à capacidade de assimilação do sistema hídrico. Numa situação desse tipo, certamente não há razões para se falar de poluição hídrica, pois o problema não se manifesta. Mas é possível enumerar algumas maneiras que, isoladas ou em conjunto, poderiam fazer o problema surgir: (a) aumento da área cultivada e/ou do número de agricultores; (b) alteração das técnicas de produção para compensar o desgaste das terras, com conseqüente aporte de insumos potencialmente poluidores; (c) pressão do mercado consumidor por bens agrícolas esteticamente diferenciados ou por novos produtos, também induzindo a aplicação de insumos potencialmente poluidores; (d) aumento nas exigências de qualidade da água, seja pela mudança nos critérios de classificação ou na alteração das destinações; (e) modificações na quantidade de água comportada pelo sistema hídrico submetido à ação dos agricultores, sejam pelas retiradas não-agrícolas, pelo avanço das áreas impermeabilizadas (urbanização) ou devido à construção de obras de porte suficiente para interferir no regime hidrológico da região; (f) ocorrência de catástrofes naturais com grande tempo de retorno (eventos raros), com ação sobre o regime hidrológico; (g) pressões do mercado de fatores para que as técnicas de produção sejam modificadas (novamente levando ao maior consumo de insumos potencialmente poluidores).

Evidentemente, essa listagem é apenas uma de outras tantas que se poderia descrever. Mas ela é útil para demonstrar os argumentos defensivos tomados pelos agricultores e seus representantes quando interpelados pela sociedade quanto aos efeitos indesejáveis à água promovidos por suas atividades econômicas. De todos os itens enumerados, apenas os dois primeiros parecem ser de direta “responsabilidade” dos agricultores: a expansão das atividades e o mau uso dos recursos agrícolas. Mas é fácil notar que até mesmos essas vinculações são defensáveis.

Posto dessa forma, a questão da poluição hídrica originada do meio rural assume um caráter maniqueísta, opondo agricultores vs. usuários da água³ numa relação de conflito em que o bem e o mal mudam de lugar conforme o olhar de cada oponente. Em outras palavras, o conflito ocorre entre o direito de poluir e o direito à água limpa – e dessa maneira já não restaria dúvida a um observador externo a qual dos antagonistas atribuir a atitude inconveniente. Na prática, no entanto, como em geral não se pode conceber um observador com isenção para julgamento, a questão da atribuição de direitos liga-se diretamente à própria distribuição de poder na sociedade: sem concessões à ingenuidade, o lado que irá prevalecer será aquele que mais contribui para o conforto ou o bem-estar dos membros mais poderosos da comunidade. Para Galbraith (1988), são os interesses desses membros que atribuem uma “virtude social conveniente” a uma determinada atividade: “o reconhecimento moral do comportamento conveniente e portanto virtuoso pela comunidade serve, então, como substituto de uma recompensa monetária. O comportamento inconveniente transforma-se em comportamento anormal e fica sujeito à reprovação ou sanção da comunidade”. As atividades agrícolas, ao deixarem de atender o conforto e bem-estar dos membros mais poderosos, podem perder a posição de “comportamento conveniente” mesmo sem alterar seus processos de produção. E o direito pode “mudar” de lado. Da mesma forma, se a balança pender para o lado dos agricultores, atitudes reprováveis à luz da ótica ambiental podem ser justificadas pelas inegáveis conquistas econômicas decorrentes da atividade rural (além do sentimentalismo evocado por todas as coisas agrárias).

Bromley (1996) aborda a questão dos direitos aplicáveis ao setor agrícola utilizando a idéia da promoção de benefícios vs. prevenção de danos. Quando os agricultores lançam substâncias nocivas à água em função de suas atividades, os defensores dos usuários dizem que houve danos ao meio hídrico. Por outro lado, os agricultores, ao evitarem o lançamento dessas substâncias argumentam que estão promovendo uma melhoria da qualidade da água e, portanto, proporcionando uma forma de benefício. Sob o cerco de interesses ambientais, eles manifestam-se dizendo

que a guarda dos recursos rurais por eles efetuada constitui-se de uma provisão de benefícios ambientais para o grande público. Baseados nisso, eles reivindicam recompensas financeiras para executarem práticas de uso do solo conservacionistas. Tal reivindicação pode parecer desconfortavelmente análoga ao caso do “assaltante que apela para suas vítimas um financiamento para cobrir os custos de sua honestidade”, como ironicamente disseram Baumol & Oates (1988). Os contrários à prática desse tipo de “chantagem” dizem que os agricultores não devem receber pagamentos para fornecer aquilo que, na ausência de agricultura, seria obtido pela ordem natural das coisas. A questão está em aberto: a autoridade pública deve utilizar o “chicote” ou a “cenoura” para induzir padrões de comportamento socialmente desejáveis?

3.3.5.4 Controle da poluição e inovações tecnológicas

Freqüentemente analisam-se as questões suscitadas pelo problema de poluição agrícola em termos do emprego dos assim chamados “insumos modernos” e seus efeitos ambientais e sociais. Para muitos, esse tipo de poluição seria decorrência do uso desmesurado de técnicas que utilizam substâncias com alto potencial de causar danos ao meio natural e ao próprio homem e suas estruturas sociais. A opção pela produtividade faz com que sejam aplicadas ao solo e às plantas as mais diversas substâncias, com o intuito de aumentar e defender a produção e garantir o abastecimento das fontes de consumo e os estoques. Se, por um lado, há inegáveis avanços tecnológicos em termos de produção, por outro se dá uma também inegável degradação dos recursos naturais e um progressivo acúmulo de resíduos tóxicos no ambiente. A tecnologia avança no sentido do crescimento da produção (muitas vezes sem a contrapartida do aumento da renda dos agricultores), mas não na mesma proporção no sentido da diminuição dos impactos ao meio. O conflito agricultura vs. ambiente tem sido desfavorável para esse último – mas é em detrimento dele que se tem mantido o próprio crescimento das atividades humanas, em seus diferentes níveis. Poder-se-ia dizer, aliás, que o mito do crescimento contínuo é o fio condutor da atual estrutura e modelo econômico global.

Certamente que há incompatibilidade entre crescimento da produção e conservação dos recursos naturais, ao menos nos moldes técnico-científicos disponíveis. Usos mais intensivos de fatores de produção conduzem a riscos ambientais e a anulação ou redução desses riscos levam a um maior dispêndio em recursos. É um dos dilemas da sociedade contemporânea. Mas o que se quer apontar neste momento é que o avanço tecnológico na agricultura se dá em função da direta aplicação no meio rural dos

3 No sentido amplo que encerra todas as destinações do meio hídrico, como abastecimento da população, recreação, recursos pesqueiros, paisagismo, ecossistemas, etc.

resultados obtidos nos centros de desenvolvimento de empresas com interesses comerciais nesta área e, portanto, qualquer política de restrição ao uso dessas técnicas poderá ocasionar inibição dos investimentos em inovações agrícolas. Quando se prega uma agricultura orgânica, por exemplo, deve-se ter em mente que sua adoção ocasionará redução nas pesquisas voltadas ao controle químico de pragas e doenças das plantas. Cessariam as inovações nessa área e isso poderia trazer conseqüências futuras indesejáveis. Naturalmente, uma agricultura distinta da que predomina atualmente abriria novas perspectivas de “negócios” e seria de se esperar que ocorresse uma reordenação ou adaptação dos agentes econômicos para se acomodarem ao novo sistema. Seria o caso, por exemplo, da substituição do uso de agrotóxicos para controle de pragas pela criação de cultivares resistentes a essas pragas por meio da biotecnologia e engenharia genética. Para ilustração, pode-se citar o caso recente da soja transgênica, cujo diferencial em relação às outras cultivares é sua tolerância a um determinado herbicida, não por acaso produzido pela empresa que desenvolveu a tecnologia de obtenção dessa soja. Ao invés de negociar agrotóxicos, determinada empresa fabricante poderia dedicar-se à obtenção de cultivares geneticamente modificadas e que compensasse as perdas nas vendas de insumos. Tal hipótese é tão plausível quanto de ocorrência incerta ou de efeitos localizados, mas serve para exemplificar um arranjo possível da estrutura comercial-industrial dependente da agricultura.

3.3.6 Instrumentos para implementação das estratégias econômicas aplicadas à gestão de qualidade da água

Como a poluição é uma conseqüência de atividades econômicas executadas no ambiente ou às custas dele, nada mais coerente do que enfrentá-la por meio de instrumentos econômicos. Esta é a receita encampada pelos apologistas da economia como a instância mais adequada para o tratamento do problema. Numa síntese extrema, poder-se-ia dizer que num *sistema em que os direitos de propriedade são explícitos e bem definidos, a cobrança (subsídio) pelos lançamentos de substâncias prejudiciais à qualidade da água é o modo de se atingir determinado padrão de qualidade ao menor custo em recursos de toda a sociedade*. A consecução dessa sentença requer medidas delineadas pela teoria econômica ou obtidas pela experiência e que sejam aplicáveis às diversas situações encontradas no campo da gestão dos recursos hídricos.

Tratar economicamente o problema da poluição significa, em resumo, dotar o conjunto de bens e serviços ambientais com um dispositivo de preços – ou seja, incluir esse conjunto no sistema de mercado. Na situação idealizada, a principal virtude do

sistema é sinalizar aos consumidores quais são os custos de se produzir um determinado bem de consumo e sinalizar aos produtores quais são as avaliações relativas dos consumidores (baseadas nas suas disposições de pagamento).

Para Turner et al. (1994)⁴, há dois modos pelos quais os mercados podem ser reestruturados para assegurar que os serviços ambientais sejam neles incluídos de forma mais efetiva: (a) criação de mercados em serviços anteriormente livres, o que irá requerer restrições para o acesso por meio de encargos monetários e/ou alteração dos direitos de propriedade; (b) “modificação” dos mercados, principalmente por intermédio da decisão sobre o valor dos serviços ambientais e da garantia que esse valor seja incorporado nos preços de bens e serviços. O primeiro item estimularia o fim da propriedade comum e corrigiria os danos ambientais advindos da superexploração dos recursos naturais (evitando a “tragédia dos comuns” no sentido de Hardin, 1968) e tem como maior entrave a concreta possibilidade de ocasionar violação ou limitação da liberdade pessoal de algumas pessoas, já que o livre acesso será cerceado por restrições de ordem legal ou financeira. O item (b), por sua vez, é o reconhecimento que o uso do ar, água ou solo para lançamento ou armazenamento de resíduos constitui-se de um emprego de recursos da mesma forma que o trabalho e os materiais que entram em qualquer processo produtivo. É a própria doutrina básica do *princípio poluidor-pagador* (PPP): o preço de um bem ou serviço deve refletir completamente seu custo total de produção, incluindo o custo de todos os recursos utilizados. Os encargos que incidem sobre sua atividade permitem ao poluidor escolher como se ajustar ao padrão de qualidade ambiental instituído pela sociedade: poluidores com alto custo de abatimento da poluição preferirão pagar os encargos decorrentes dos lançamentos; poluidores com baixos custos de abatimento irão preferir instalar equipamentos (processos) de abatimento. Ou seja, em condições idealizadas, a aplicação do PPP compeliaria os poluidores para uma situação de redução dos danos ambiental via tratamento total ou parcial dos seus efluentes – o que se constitui em um “estímulo” para abatimento da poluição no local de sua geração –, ou para uma situação em que eles compensariam a sociedade pelos danos causados, alternativos em que os recursos arrecadados seriam aplicados na recuperação desses danos por agentes independentes do gerador da poluição (destinação mais aconselhável para os recursos financeiros obtidos). A eficácia do PPP como forma de controle dos problemas de poluição depende, então, de uma adequada apreciação dos bens e serviços do ambiente e dos danos a ele causados pelas atividades humanas. Talvez essa seja a principal restrição para a estruturação e implementação das alternativas econômicas na maior parte dos problemas reais de poluição ambiental.

⁴ A parte deste item que enumera os incentivos econômicos baseia-se sobretudo nestes autores.

O reconhecimento do valor monetário dos recursos ambientais para indução de comportamento positivo dos agentes econômicos pode ser efetuado de diversas maneiras. Entre elas, pode-se citar formas de alteração direta no preço ou no custo de obtenção de um certo bem, como a cobrança efetuada sobre os produtos ou sobre os processos que geram esses produtos (cobrança sobre os lançamentos de poluentes, cobrança sobre insumos); formas indiretas de alteração de preços ou custos, via meios fiscais (impostos, abatimentos de impostos) ou financeiros (subsídios diretos, empréstimos a fundo perdido, reembolso); ou formas de criação de mercados, como as permissões negociáveis.

A Tabela 3.2 apresenta uma série de incentivos econômicos implementados no passado ou ainda em uso em diversos países da OCDE (Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento). Observe-se que a maioria dos instrumentos envolve cobranças de diferentes tipos, com todos os países listados utilizando-se do método de cobrança dos usuários dos recursos ambientais e quase todos efetuando cobranças administrativas (licenciamento e controle).

As cobranças representam um modo direto de apreciação do uso do ambiente. Segundo os preceitos econômicos, o tipo mais eficiente de cobrança é aquela efetuada sobre as emissões: aplica-se um valor monetário correspondente ao dano ambiental presumível de cada unidade de poluente lançado no ar, na água ou no solo e pela geração de ruído. O objetivo é internalizar os custos ambientais decorrentes da atividade produtiva e induzir a redução dos respectivos danos ambientais, pois quando o custo marginal de abatimento da poluição for inferior ao valor da cobrança haverá um encorajamento das firmas no sentido de tomarem medidas que resultem em decréscimo da poluição. Uma outra alternativa, que apresenta a vantagem da gradualidade, é cobrar um preço suficiente para estabelecer uma redução da poluição, cujo montante pode ser estabelecido por negociação com a sociedade. Esta alternativa poderá fazer parte de uma política de controle que gradualmente despolua um ambiente, com uma velocidade compatível com as possibilidades de investimento da sociedade em obras de controle. Sob esta última ótica, as cobranças incidentes sobre os usuários de um certo bem ou serviço ambiental não estão diretamente ligadas ao custo do dano ao meio natural, relacionando-se principalmente aos custos de tratamento, coleta e depósito dos resíduos.

Outras variantes são as cobranças administrativas, que são aplicadas aos que desejam instalar-se num local ou fazer uso de determinados recursos ambientais. Porém, essas cobranças visam cobrir custos de controle e avaliação de danos e estão associadas aos licenciamentos necessários para verificar-se a adequação da firma aos regulamentos legais (está mais de acordo, portanto, com a visão jurídico-administrativa). Sob esse

Tabela 3.2 Incentivos econômicos utilizados em países da Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento (OCED), implementados no passado ou ainda em vigor.

País	Cobrança sobre emissões				Cobrança s/ usuários	Cobrança s/ produtos que contaminam		Cobrança administrativa (licenciamento)	Impostos diferenciais	Subsídios (incluindo empréstimos e abatimentos de impostos)	Depósitos - reembolsos	Criação de mercados	
	Ar	Água	Dejetos	Ruído		Ar/Água	Ar					Água	Ar/Água
Austrália		X	X		X	X	X	X	X	X			X
Bélgica		X	X		X	X	X	X	X	X			
Canadá					X	X			X	X	X	X	
Dinamarca					X	X	X	X	X	X	X		
Finlândia		X			X	X	X	X	X	X	X		X
França	X	X		X	X	X		X	X	X			
Alemanha		X		X	X	X		X	X	X		X	
Itália		X			X	X		X	X				
Japão	X			X	X	X			X	X			
Holanda		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
Noruega					X	X	X	X	X	X	X		
Suécia	X				X	X	X	X	X	X	X		
Suíça				X	X	X			X	X			
R. Unido				X	X	X		X	X				
EUA	X		X	X	X	X			X	X		X	X

Fonte: Opschoor and Vos (1989), citado em Turner et al. (1994). Atualizada com informações obtidas em Motta e Young (1997).

aspecto, não podem ser consideradas como instrumentos econômicos, pois não são suficientemente indutoras de controle de poluição.

A cobrança sobre os produtos adota a idéia de taxar aquelas substâncias prejudiciais ao ambiente quando elas forem utilizadas num dado processo produtivo, ou quando consumidas ou dispostas no meio. Engloba, dessa forma, a noção de que um bem econômico deve incluir em seu preço o dano ambiental ocasionado durante sua obtenção e/ou consumo. As taxas incidentes sobre os produtos-insumos parecem ser alternativas com potencialidades de aplicação ao problema de poluição não-pontual ou proveniente de fontes móveis.

Os impostos diferenciais são medidas fiscais que visam gravar (ou desonerar) aquelas atividades consideradas de comportamento ambiental indesejável (desejável) pela modificação do regime tributário normal que as empresas estão submetidas. Por exemplo, seria o caso das sobretaxas incidentes numa indústria cuja unidade de produção fosse estabelecida em local inadequado, com relação às recomendações técnicas constantes em regulamentos. Ou ainda, de modo oposto, a diferenciação pode ocorrer de forma positiva para a empresa na forma de isenções ou redução nas alíquotas dos impostos, desde que sejam tomadas medidas de melhoria ambiental. Ressalte-se que medidas de diferenciação fiscal não estão necessariamente ligadas a uma relação direta produção-poluição, pois muitas vezes a intenção é desestimular o ingresso de uma atividade numa região e seus conseqüentes desequilíbrios em termos de urbanização e requerimentos de investimentos públicos em infra-estrutura. As isenções ou reduções de impostos estão associadas à idéia da possível maior eficiência ou aptidão das empresas privadas na utilização de recursos financeiros em projetos de proteção ambiental.

As isenções ou reduções nos impostos podem ser consideradas também como uma forma de subsídio pelas ações de controle ou melhoria ambiental executadas por uma firma. Esses abatimentos e ainda os empréstimos com juros favorecidos ou a fundo perdido constituem-se em subsídios indiretos, para diferenciá-los dos que afetam diretamente o preço de insumos e/ou do produto final. Os subsídios agem com tendência oposta às cobranças, deslocando a curva de oferta da indústria para a direita, pois as firmas estarão dispostas a oferecer uma quantidade maior do produto devido ao crescimento da possibilidade de lucro (além de aumentar o número de firmas que entram no mercado). Assim, é concebível que a utilização de subsídios resulte num aumento da quantidade total de poluição, mesmo que individualmente as firmas reduzam seus lançamentos. Nesse ponto, deve-se fazer uma diferenciação entre subsídio e compensação. Enquanto a primeira alternativa tem efeitos no sentido de aumento ou manutenção da produção, a segunda atua como um ressarcimento para as perdas

financeiras decorrentes da alteração de métodos que reduzem a produção ou pelo próprio desestímulo à atividade produtiva.

No sistema de incentivo do tipo depósito-reembolso, parte do valor monetário cobrado por um produto potencialmente poluidor é depositado em um fundo destinado a servir como garantia dos riscos de danos ambientais ocasionados pelo consumo desse produto. O reembolso se dá quando o produto ou parte dele retorna a um ponto de coleta após ser utilizado, impedindo assim os efeitos prejudiciais ao meio. Na agricultura, um exemplo de tal incentivo é o caso das embalagens de agrotóxicos: ao retorná-las para depósito em local adequado, o agricultor receberia o reembolso de uma certa quantia anteriormente paga quando da aquisição do insumo. Variantes da medida depósito-reembolso são as cauções de garantia ou desempenho que as firmas devem depositar para se instalar num determinado local e executar certas atividades de risco ambiental. Se as firmas mantiverem um comportamento aceitável em termos de desempenho ambiental, os valores depositados são reembolsados após certo prazo.

As permissões negociáveis para lançamentos são medidas equivalentes às cobranças por emissões para se obter a quantidade “ótima” de poluição, como pode ser constatado em Cropper & Oates (1992). Nessa alternativa, a autoridade ambiental coloca no mercado uma certa quantidade de permissões para lançamentos de poluentes, ajustadas à quantidade agregada eficiente, e permite que as firmas façam ofertas por elas. As permissões são quotas ou tetos máximos para lançamentos, visando, em seu conjunto, atingir determinada meta ambiental. Do ponto de vista econômico, a negociação de permissões são medidas de mercado por excelência e sua correta implementação conduz a um resultado que satisfaz o conceito de máxima eficiência econômica (no mundo idealizado de conhecimento perfeito, naturalmente).

3.3.7 Medidas econômicas aplicáveis à poluição não-pontual

3.3.7.1 Medidas que envolvem cobrança

O problema da poluição de origem agrícola não é prontamente assimilável pelos produtores rurais, que não percebem ou não admitem que suas atividades, muitas vezes de pequena escala, possam ocasionar decréscimo da qualidade ambiental e a conseqüente degradação da água. Em uma bacia hidrográfica cultivada por um grande número de agricultores, possivelmente cada um deles é responsável por uma parcela pequena do total de poluentes lançados ao meio hídrico. Deve-se considerar também que na maioria das situações o tipo de atividade agrícola e o padrão tecnológico

exercido na bacia são comuns ao grupo de agricultores, havendo pouca diferenciação em relação aos insumos utilizados, apesar de haver variabilidade com relação ao manejo e as características do meio. Portanto, qualquer quantificação individual dos danos é uma tarefa muito complicada ou até impossível de ser realizada em se tratando de fontes agrícolas de poluentes. Tome-se, por exemplo, o nitrato como substância a ser controlada no meio hídrico: elevados níveis na água estão diretamente associados com adubações realizadas nos cultivos distribuídos a montante do ponto de medição; no entanto, em se tratando de um grande número de produtores, a não ser imputações qualitativas pouco se poderá empreender em termos da associação fonte x teor de nitrato na água, devido principalmente a grande mobilidade da substância e a sua disseminação ao longo dos aquíferos que abastecem o local da avaliação. Em termos estatísticos, é evidente que uma certa molécula de nitrato tem probabilidade não nula de ter sido originada em qualquer ponto da bacia que pode contribuir com água para o recurso hídrico avaliado. Torna-se claro, então, que em grande parte dos problemas de poluentes de origem difusa apenas se pode atribuir culpas para a coletividade e todas as tentativas de individualização passam por critérios subjetivos e não imunes a erros ou juízos de valor pessoal do avaliador.

Sendo assim, as alternativas de cobrança sobre lançamentos de determinadas substâncias e a própria cobrança pelo uso dos recursos naturais, como solo e água, são possibilidades pouco realistas quando indicadas para aplicação no meio rural. Entretanto, os partidários do instrumento “cobrança” alegam que os agricultores podem ser julgados de acordo com as ações e procedimentos efetuados nas suas atividades produtivas, empregando-se para tal medidas puramente qualitativas como formas de avaliação, entre elas a adoção ou não de certas práticas de conservação do solo, técnicas de agricultura “orgânica”, manejo de resíduos, reflorestamento, rotação de culturas e pousio, além de outras. Detectada a inadequação dos procedimentos em termos ambientais, os produtores seriam onerados diretamente via cobrança de taxas ou impostos diferenciados na mesma medida do dano presumível causado (considerando a possibilidade de sua quantificação); ou, de modo equivalente, seriam retirados incentivos ou vantagens econômicas daqueles produtores que praticam métodos agrícolas causadores de danos ao meio.

A principal impropriedade do uso desse tipo de cobrança reside na dificuldade de se avaliar a interação homem-meio e a qualidade das relações resultantes. Procedimentos tidos como altamente perniciosos podem circunstancialmente ser pouco agressivos ao meio, desde que empregados com preocupações ambientalistas. O uso de agrotóxicos, por exemplo, não implica necessariamente em poluentes lançados aos recursos hídricos, situação para a qual concorrem várias causas: superdosagem, manejo

inadequado dos resíduos e embalagens, técnicas incorretas de aplicação e despreparo cultural dos agricultores, entre outras. Assim, uma virtual cobrança seria mais pelo risco do que pelo efeito do dano propriamente dito. Aqui, na verdade, substitui-se o enfoque custo-benefício pelo enfoque “precaucionário”. Uma definição ampla desse enfoque dada por Turner et al. (1994) diz que, devido às incertezas, devem ser tomadas *precauções* quando do ajuste dos padrões de emissão, dando-se mais ênfase na prevenção da poluição via medidas de redução das fontes do que confiar nos tratamentos fim-de-linha.

Verifica-se então que a instituição do princípio poluidor-pagador e a elaboração do processo de cobrança sobre lançamento de poluentes na água, quando aplicados a um agricultor específico, tem poucas chances de atingir aqueles objetivos diretamente associados com o instrumento, quais sejam, inclusão dos danos ambientais aos custos de produção da firma – já que no caso agrícola não podem ser determinados os danos ambientais em termos de unidade de produção –, e incentivo para redução dos danos, ao menos no nível em que o *custo marginal da redução da poluição seja igual ao benefício marginal do dano evitado*. À exceção da situação pouco comum de propriedades agrícolas que ocupam a totalidade de uma bacia hidrográfica de porte significativo, a qual sempre seria possível atribuir os danos verificados no meio hídrico sob sua influência, nas outras situações as possíveis degradações apenas seriam atribuíveis à coletividade formada pelos integrantes da bacia e, neste caso, a cobrança deveria recair sobre a própria coletividade. De imediato pode-se contrapor a essa possibilidade o fato de que tal medida certamente não seria custo-efetiva, mesmo que se utilizassem parâmetros para atribuição de “culpas” individualizadas, do tipo usa-não usa determinadas técnicas; maior área cultivada, maior dano; proximidade dos cursos de água; presença de matas ciliares; etc. Gravar toda uma comunidade pode não ser garantia de estímulo individual para implementação de medidas que resultem em abatimento da poluição. Além disso, uma cobrança deste tipo poderia ser pouco eficiente na coibição da poluição, já que ao onerar a todos, o pagamento dos pequenos poluidores poderá reduzir o que os grandes poluidores pagariam, não os induzindo ao controle. Da mesma forma, não é tecnicamente factível cobrar-se pela derivação da água em cada pequena propriedade, pela impossibilidade de mensuração do montante utilizado. Caso medidas indiretas sejam utilizadas, baseadas na área irrigada, número de animais, etc, ela penalizaria aqueles que usam a água de forma econômica, o que deveria ser induzido, relativamente àqueles que não o fazem mas irrigam a mesma área. Cobrar da microbacia ou da associação de usuários teria o mesmo efeito anterior, ao diluir no todo aqueles com comportamento ambientalmente adequado e aqueles que agem de forma oposta.

Como alternativa à cobrança sobre efluentes, a cobrança incidente sobre o usuário de um determinado serviço é sempre uma medida atraente para a autoridade ambiental. Mas possui o inconveniente de não estar diretamente relacionada aos custos dos danos causados, mas sim aos custos de coleta, disposição e tratamento de certas substâncias empregadas no sistema de produção. Seria o caso, por exemplo, do recolhimento de determinados tipos de resíduos tóxicos, como embalagens e restos de agrotóxicos, no caso rural, e sua disposição/tratamento em locais apropriados. As distribuições das atividades agrícolas em extensas áreas e as dificuldades de fiscalização são entraves que desencorajam pelo alto custo de implantação.

Em substituição à medida acima, pode-se optar por cobrança incidente no produto final e/ou nos insumos empregados no processo de produção e que estejam associados a danos ambientais. Este é um instrumento potencialmente aplicável ao caso de poluição não-pontual e atua no sentido de redução da quantidade de equilíbrio de mercado de um bem econômico devido ao usual deslocamento para a esquerda da curva de oferta. Aplicada aos bens agrícolas em particular, estas medidas visam alterar o sistema de produção por meio de estímulos à substituição de cultivos (ou criações) e/ou de insumos que tornem a atividade agropecuária menos agressiva aos recursos ambientais. No entanto, tais medidas esbarram na baixa elasticidade-preço da demanda de alguns produtos e insumos agrícolas e, neste caso, para que haja uma redução significativa na quantidade transacionada os aumentos de preço devem ser expressivos, o que irá requerer uma taxação elevada nos produtos/insumos para que as medidas proporcionem os efeitos desejados. Naturalmente, tal política implica efeitos na renda dos agricultores e consumidores, com conseqüente surgimento de problemas de aceitação pública e impopularidade dos agentes políticos, principalmente quando as possibilidades de substituição dos produtos sobretaxados são mínimas.

O método das permissões negociáveis é uma opção que enfrenta os mesmos problemas da cobrança sobre os lançamentos de efluentes, pois a limitação básica é como atribuir os danos ao causador individual. Mesmo que isso fosse possível, como alocar as permissões dentro de um quadro de ocupação prévia numa bacia hidrográfica sem haver distinções e discriminações? Além disso, há um elevado grau de complexidade administrativa envolvida em tais sistemas e os custos de transação são altos devido ao grande número de “poluidores”. Uma adaptação do método poderia levar em conta a possibilidade de se considerarem sub-bacias como unidades poluidoras: a autoridade administrativa alocaria direitos de lançamentos para cada uma delas – utilizando parâmetros como área total, relevo ou mesmo a área previamente cultivada, por exemplo, – de tal forma que a quantidade agregada de poluentes permanecesse em um patamar fixado e de acordo com certo padrão ambiental. Para uma

sub-bacia, qualquer expansão de atividade (ou mudança no padrão tecnológico) que ocasionasse ampliação dos lançamentos além dos limites pré-estabelecidos apenas seria permitida caso houvesse negociação com outras unidades e uma eventual comercialização dos direitos de lançamento. Numa situação idealizada, esses direitos seriam transacionados via mecanismos de mercado, com a autoridade ambiental encarregando-se das avaliações periódicas, fiscalização e arbitragem de eventuais conflitos. Se por um lado não restam dúvidas quanto à eficiência econômica do método das permissões negociáveis, sua implementação no meio rural tem poucas chances de ser tecnicamente viável, tanto pelas limitações já discutidas como por ser de remota aplicação quando se tem mais do que um poluente simultaneamente lançado no meio hídrico, caso típico na agricultura (as negociações deveriam ser realizadas na base de poluente por poluente).

Por fim, como impedimento ao uso de medidas que resultem em cobrança financeira resta dizer que há, ainda, a suspeita de muitos críticos sobre a fúria fiscal do governo. Como já não há o que tributar, dizem eles, impõe-se um valor aos bens ambientais e estipulam-se cobranças monetárias para seu uso. Machado de Assis capturou com rara ironia tal sanha tributária, em seu famoso conto *O Alienista*:

“(...) A matéria do imposto não foi fácil achá-la; tudo estava tributado em Itaguaí. Depois de longos estudos, assentou-se em permitir o uso de dois penachos nos cavalos dos enterros. Quem quisesse emplumar os cavalos de um coche mortuário pagaria dois tostões à Câmara, repetindo-se tantas vezes esta quantia quantas fossem as horas decorridas entre a do falecimento e a da última benção na sepultura (...)”

Na verdade, as maiores desconfiças acerca do Estado como gestor dos recursos originados de cobranças pelo uso do meio referem-se ao retorno desses recursos sob a forma de melhorias ou recuperação ambiental. Em função da tradicional centralização administrativa, tais dúvidas não são infundadas. Porém, deve-se salientar que a introdução de um sistema que envolva instrumentos econômicos requer a implementação de uma estrutura descentralizada de gerenciamento ambiental, com a devida participação comunitária e de representantes dos diversos segmentos que competem pelo uso da água. Na realidade, qualquer proposta política de gerenciamento da qualidade da água deve ser antecedida pela implantação de uma estrutura organizacional na bacia hidrográfica, como previsto inclusive na Lei 9.433 (Política Nacional dos Recursos Hídricos), na qual está estabelecida a necessidade de formação dos Comitês de Bacia e das Agências de Água.

3.3.7.2 Medidas que envolvem subsídios ou compensações

A expressão “utilizar o chicote ou a cenoura” é muito empregada na literatura inglesa como metáfora para diferenciar os instrumentos que usam a coerção daqueles que usam indução como forma de se buscar níveis adequados de qualidade ambiental.

Entre os instrumentos de indução, o mecanismo de compensação estabelece que o produtor rural seja retribuído pela não-utilização de determinada técnica ou sistema de produção na sua atividade agrícola, a qual estaria associada com efeitos negativos à qualidade da água. A compensação seria necessária em função do decréscimo de renda ocasionado pela substituição da técnica ou sistema de produção “nocivo” por outro menos rentável, mas mais desejável do ponto de vista do usuário da água. De modo análogo, em determinadas circunstâncias o produtor poderia receber subsídios por ações de controle da qualidade da água, ao invés de alterar seu sistema de produção. Neste caso, a idéia seria promover a adoção de medidas mitigadoras pelos produtores, bancadas pela sociedade. Este tem sido o instrumento mais difundido em programas de conservação do solo, cujos alvos primários, evidentemente além do próprio solo, são justamente os recursos hídricos, principalmente visando o problema de assoreamento das estruturas hidráulicas para fins de geração de energia elétrica. Uma outra medida similar à anterior é a recompensa, o que equivale premiar aqueles produtores que adotam sistemas de produção minimizadores de danos ao ambiente. Os prêmios muitas vezes são distinções oferecidas por agentes promotores de qualidade ambiental como, por exemplo, a concessão da ISO 14000.

O impacto dos subsídios à produção nos preços e quantidades de equilíbrio pode ter efeitos como os observados na Figura 3.10. A consequência é um aumento na quantidade consumida de q para q' ; sobre os preços, ocorrem duas situações: os consumidores terão uma redução de preço igual a $p-p'$ por unidade de produto, resultando numa ampliação dos seus excedentes num valor equivalente ao trapézio $pp'ac$; os produtores, por sua vez, passam a receber um preço igual a $p'+s$ (com s representando o valor do subsídio concedido), significando um aumento de preço de $p'+s-p$. Os produtores ampliam seus excedentes num valor que equivale à área do paralelogramo $abcd$.

Evidentemente, já que os subsídios ocasionam uma expansão da produção pode-se esperar que as consequências indesejadas também se ampliem. Portanto, os subsídios podem acarretar efeitos colaterais que resultam em maiores danos ao ambiente, desde que haja correlação positiva entre produto e poluição, situação mais freqüente. Em tais casos, diz-se que os subsídios são “perversos” ao meio (OECD, 1997), e são propostos e

sustentados principalmente no caso de evidente conflito entre um objetivo social, tal como a manutenção do nível corrente de emprego no setor agro-industrial, e um objetivo ambiental, como redução dos efeitos prejudiciais decorrentes do uso subsidiado de fertilizantes. Certamente, o debate sobre o nível tolerável de externalidade ambiental negativa será equilibrado quando houver visíveis benefícios sociais oriundos de uma certa atividade, enquanto que a manutenção dos esquemas de subsídios será pouco convincente ao público quando não houver objetivos sociais claramente definidos.

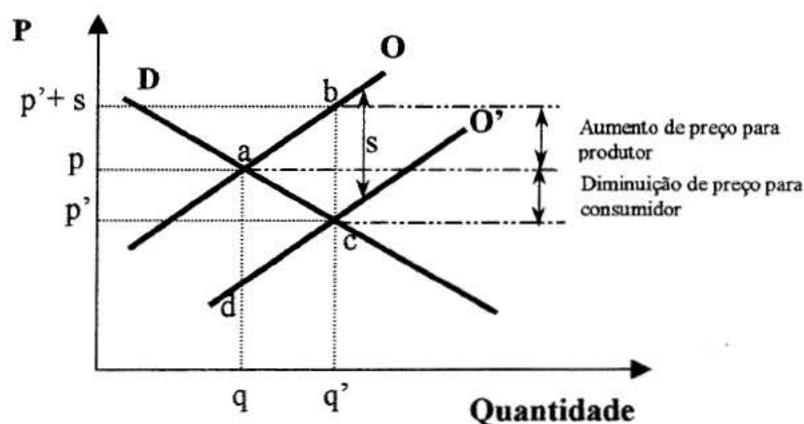


Figura 3.10 Efeito econômico de subsídios, com D indicando demanda e O ou O' indicando oferta. (Adaptado de Lanna, 1991).

Enquanto instrumento de promoção de melhorias ambientais, os subsídios agrícolas podem ser empregados como estímulo à substituição de cultivos e/ou para adoção de técnicas diferenciadas de produção. Tome-se, por exemplo, a situação do cultivo de plantas de cobertura do solo durante o período de inverno no Sul do Brasil: há conveniência sob o ponto de vista do controle da erosão e da diminuição do carreamento de sedimentos, poluente com grande repercussão na qualidade da água, mas não há atrativos econômicos nos cultivos comerciais disponíveis ao agricultor. Portanto, um esquema de subsídios ao cultivo de plantas de cobertura poderia trazer impactos positivos ao ambiente, não havendo “perversidade” na sua implantação. Adicionalmente, os benefícios sociais poderiam advir da ampliação da renda-consumo dos agricultores e de uma maior disponibilidade de um bem agrícola no mercado (trigo, no caso mais tradicional).

Em resumo, os subsídios podem ter consequências de agravamento dos problemas ambientais devido à ampliação da produção e consumo de bens agrícolas estimulados por preços compensadores, tanto do lado dos consumidores como dos agricultores. Mas,

quando empregados como estímulo à adoção de procedimentos mais “amigáveis” em termos ambientais, podem trazer benefícios sociais decorrentes das externalidades positivas desprendidas do próprio incremento das atividades que geram renda financeira.

A questão das compensações difere em alguns pontos dos subsídios. Num deles, pode-se observar que ao compensar um agricultor pelo abandono de um cultivo ou criação, ou ainda pela não utilização de determinada técnica considerada nociva ao meio, aqueles que arcam com o custo da medida não recebem a contrapartida de uma diminuição do preço de um determinado produto agrícola e nem haverá ganhos em termos da ampliação produção-consumo. Portanto, não há ganhos para a sociedade sob esse sentido. Mas é evidente que um esquema de compensações só seria implantado se houvesse equilíbrio entre os benefícios advindos da redução da poluição e o valor dos recursos financeiros transferidos aos agricultores. Em outro ponto, as compensações diferem dos subsídios na medida que estes tendem a ter seus custos distribuídos para uma parcela da sociedade que está muito além dos benefícios diretos resultantes de sua aplicação. As compensações tendem a ser opções destinadas a contrapor grupos de pessoas afetadas diretamente por danos ambientais com os seus causadores. Equivale dizer que a compensação é um efeito direto da barganha entre “poluidor vs. poluído”.

3.3.7.3 Venda de água

Uma proposta mais radical do que as anteriores e com especial significação para este trabalho é a que se poderia chamar de “formação de um mercado para água de qualidade”, entendendo-se qualidade como um padrão desejado para determinado fim. Um esboço geral dessa proposta é definido como na seqüência.

Os integrantes de uma determinada bacia detêm a posse “de fato” sobre os recursos hídricos que nela circulam, podendo deles se servir segundo seus próprios interesses. Assume-se que a posse “de direito”, em geral do poder público, tem pouca utilidade de aplicação nas situações reais de pequenas bacias hidrográficas com predomínio de uso agrícola (conhecidas como microbacias no jargão da extensão rural), basicamente devido às remotas possibilidades de o Estado fazer valer os direitos da coletividade quanto à manutenção de um certo padrão de qualidade estabelecido em regulamentos. Aplica-se diretamente aqui uma receita claramente derivada da ótica *coaseana*: “estabelecer os direitos de propriedade de modo bem definido”. Significa

atribuir aos agricultores a propriedade da água ou o próprio “direito” de lançar substâncias no meio, fato que eventualmente pode ocasionar poluição hídrica.

Em uma situação particularizada, os usuários da água seriam representados pela população abastecida pelos recursos hídricos cujas fontes são afetadas pelas atividades agrícolas. Como o abastecimento é um uso da água dos mais exigentes, pode-se pressupor que uma vez satisfeito o seu nível de qualidade haverá atendimento de requisitos para atividades como recreação, preservação da vida aquática e produção aquícola.

Fica assim estabelecido um modelo em que há “produtores” e “consumidores” do produto “água”, havendo uma oferta e demanda tanto quantitativa como qualitativa condicionadas pelas influências usuais de mercado⁵, com o preço como o habitual sinalizador das avaliações relativas de cada agente. Quando houver possibilidade de haver livre negociação entre as partes, o preço de equilíbrio irá refletir a melhor situação entre as preferências dos consumidores e as oportunidades de obtenção da água com uma dada qualidade. Aqui cabe uma ressalva: o número de agentes que transacionariam num mercado como o da água seria muito grande e isso inviabilizaria a adoção do princípio *coaseano* devido aos elevados custos de negociação. Mas tal problema poderia ser contornado pelo sistema de gerenciamento dos recursos hídricos, que prevê a formação de instâncias representativas dos diversos segmentos de interesse pelo uso da água.

A reação do lado dos agricultores seria de expectativa por ganhos não-agrícolas resultantes da manutenção de uma certa quantidade-qualidade da água. Existiria por parte deles uma disposição de aceitar uma retribuição financeira pela proteção dos recursos hídricos, cujo montante deveria ao menos equivaler ao que deixasse de ingressar na atividade em função das restrições ao uso de alguns insumos ou técnicas. Ou seja, para um certo valor de retribuição o agricultor seria indiferente entre produzir com determinada técnica/insumo ou executar procedimentos de proteção à água.

O lado dos usuários do serviço de abastecimento desejaria que o produto água possuísse um dado nível de qualidade e para isso estaria disposto a pagar uma certa quantia pelo seu fornecimento de forma adequada. Como usuários do serviço de abastecimento se enquadram a empresa concessionária – encarregada dos processos de

⁵ Naturalmente, tanto a oferta como a demanda de água são fortemente condicionadas por fatores ligados ao clima. No entanto, aqui se considerará que os efeitos climáticos sejam intrínsecos ao “sistema de produção de água”.

tratamento, armazenamento e distribuição –, e os consumidores finais. Cada um deles reage de forma distinta frente às disponibilidades qualitativas de água.

À empresa interessa obter o máximo de qualidade ao menor custo, lembrando que na situação atual ela pode retirar dos mananciais tanto quanto eles possam suprir e sem necessidade de pagamentos (esta situação tende a ser modificada à medida que forem sendo implementados os princípios de gestão propostos na Lei 9.433 – Política Nacional dos Recursos Hídricos). Significa dizer que a empresa concessionária apenas estaria disposta a pagar aos agricultores um valor correspondente à quantia que ela eventualmente economizaria, em processos e materiais, para corrigir os problemas qualitativos da água decorrentes da atividade agrícola. Logo, a empresa concessionária possui a alternativa de realizar atividades defensivas para atingir um dado patamar de qualidade da água e o custo dessas atividades irá condicionar a disposição de pagamento aos agricultores pelas suas ações mitigadoras de danos aos mananciais hídricos. Se por um lado é verdadeiro que praticamente todo e qualquer dano à água pode ser revertido por processos de engenharia, por outra parte deve-se atentar que os custos às vezes são muito elevados, tornando-se atrativa a possibilidade de se evitarem os danos na origem e com isso viabilizando a opção de se pagar pela preservação.

Os consumidores finais de água, que constituem a população em geral, são servidos pela empresa concessionária do serviço de abastecimento, para a qual pagam tarifas correspondentes ao volume consumido (geralmente as tarifas são progressivas). A qualidade da água que deve ser fornecida é padronizada segundo consenso técnico, cabendo à concessionária os procedimentos de tratamento e purificação necessários para que os padrões sejam atingidos. Uma vez que a água é essencial, a disposição de pagamento por ela é alta em se tratando de consumidores urbanos. Ou, em terminologia econômica, a demanda pela água é pouco elástica, significando que ocorreria pequena variação na quantidade demandada em função da variação de preços. E este ponto deve ser fixado, pois é nesta característica que reside a maior possibilidade de transferência de recursos para financiar as medidas de compensação.

Um problema que faz com que a empresa e os consumidores finais reajam de forma idêntica é quando a água recebe poluentes que a desqualificam para consumo e não há soluções técnicas (viáveis economicamente) para a tomada de atitudes defensivas, seja por medidas de tratamento da água ou por meios jurídicos que impeçam a atividade poluidora. Num caso extremo, a empresa ficaria impedida de operar e a população sofreria com a falta de abastecimento; na maioria dos casos, o abastecimento seria mantido, mas haveria restrições quanto aos usos da água e surgiriam riscos à saúde pública. Frequentemente, tais riscos são ignorados ou desprezados pela população, seja

por absoluta falta de informação ou pela própria impossibilidade de buscar outras fontes para consumo. A omissão de informações por parte da empresa fornecedora não é algo que se possa descartar, muitas vezes ocasionada pela falta de condições técnicas para avaliação e monitoramento da qualidade da água ou até por comportamento estratégico frente aos interesses puramente comerciais.

Em decorrência de um maior nível de preocupação por parte dos consumidores quanto à qualidade da água fornecida, inclusive com relação aos poluentes sobre os quais há um crescente aporte de informações que os relacionam a riscos à saúde (agrotóxicos, por exemplo), as empresas têm sido pressionadas pela opinião pública a revelarem o estado real dos recursos hídricos destinados ao abastecimento. Significa dizer, em resumo, que há um crescente apelo para que os padrões tornem-se mais rigorosos, fazendo com que a empresa responsável pelo abastecimento invista em procedimentos de adequação da água às novas exigências e em meios de avaliação e monitoramento.

No caso dos poluentes de origem agrícola, há alguns entraves que concorrem para dificultar a execução dos procedimentos necessários para que sejam atingidos os requisitos de qualidade da água. Talvez o principal deles seja a diversidade de produtos⁶ empregados na agricultura dita “moderna”, para a qual há uma enorme disponibilidade de agrotóxicos (herbicidas, inseticidas, fungicidas, etc), fertilizantes de alta solubilidade, hormônios sintéticos e outras substâncias de origem industrial, todas elas passíveis de terem como destino final os rios e outros mananciais hídricos. Devido às complexas características moleculares dessas substâncias, em geral derivadas de processos de obtenção em indústrias químicas “pesadas”, ocorrem barreiras técnicas para sua remoção da água, quando não da sua própria detecção ser impraticável com os recursos hoje existentes (tais substâncias podem sofrer modificações sob ação ambiental, resultando em novas composições químicas, via de regra com efeitos desconhecidos e de avaliação virtualmente impossível). Outro entrave se deve ao caráter episódico ou sazonal do aporte de poluentes agrícolas ao meio hídrico, ocasionando em geral um fluxo não-permanente dos elementos nocivos à água. Pode ser que, em algumas situações, o problema ocorra em algumas épocas específicas do ano, coincidentes com os períodos de intensificação das atividades agrícolas e/ou com os períodos de maior ocorrência de eventos pluviométricos. A implicação desse entrave é no montante dos investimentos necessários às instalações físicas e de equipamentos destinados aos

⁶ Aqui existe um dilema: o aumento da complexidade da cadeia produtiva faz aumentar o consumo de bens e serviços potencialmente poluidores e o lançamento de uma variedade cada vez maior de substâncias estranhas ao meio hídrico. Por sua vez, a evolução do conhecimento em saúde pública exige que os padrões sanitários da água sejam mais rigorosos.

procedimentos de avaliação, tratamento e monitoramento da qualidade da água: o custo do investimento necessário pode ser muito alto frente à pequena utilização anual das instalações. Além disso, há o problema da rápida obsolescência dos procedimentos, principalmente devido à contínua alteração das formulações dos insumos agrícolas e dos novos produtos sempre em lançamento. Há uma evidente defasagem entre a emissão dos poluentes e os mecanismos de controle.

4 MEDIDAS ECONÔMICAS COMPENSATÓRIAS E PROTEÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

4.1 PRODUÇÃO AGRÍCOLA E PROTEÇÃO AMBIENTAL

Pode-se assumir que a sociedade, normalmente dominada pelo interesse urbano, sempre que almeja um resultado proveniente do meio rural via de regra utiliza instrumentos de mercado ou legais para indução de comportamento adequado por parte dos agricultores. Os instrumentos de mercado passam necessariamente pela adoção de medidas que atingem os preços dos produtos ou dos insumos ligados à atividade agrícola, inclusive pela atribuição de preços àqueles bens e serviços tradicionalmente fora do mercado, como é o caso típico dos bens e serviços ambientais. As medidas econômicas utilizadas (apenas propostas, na maioria das vezes) compreendem cobrança de taxas incidentes sobre os produtos ou insumos, subsídios sobre produtos/insumos, cobrança pela utilização de bens ou serviços ambientais (ou pagamento pela sua proteção), entre outras possibilidades. Os instrumentos legais, por sua vez, empregam medidas jurídico-administrativas estabelecidas em regulamentos e que são impostas à população rural no que tange ao uso do meio para exercício das atividades agrícolas. Entram nesse grupo todas as medidas que proíbem ou limitam o emprego dos recursos necessários a produção agrícola ou quanto à liberação de certas substâncias ligadas ao processo de produção, além daquelas medidas que visam regular a emissão de certos poluentes ou até destinar certas áreas para determinados cultivos específicos ou restringi-las para certas finalidades que possam comprometer interesses difusos (preservação de ecossistemas, por exemplo).

Neste momento, já não é intenção tratar das possibilidades existentes de controle ambiental. Mas a agricultura é reconhecidamente uma atividade conflitante com os objetivos preservacionistas, que normalmente são vinculados a grupos que não convivem diretamente no local onde se desenvolve o conflito, mas que têm adquirido poder crescente de pressionar as autoridades constituídas na tomada de decisão acerca dos mecanismos de controle a serem utilizados. Os agricultores, por seu lado, muitas vezes estão pressionados entre a necessidade do exercício de atividades econômicas, que eventualmente degradam o ambiente, e a obrigação de proteger esse mesmo ambiente naqueles itens que a sociedade (por meio dos preservacionistas-conservacionistas) seleciona como prioritários. Ressalte-se aqui o papel da educação como promotora de atitudes ambientalmente favoráveis, pois muitas vezes não há conflito econômico nos atos preservacionistas-conservacionistas e sim

problemas ligados à ignorância e à ausência de comprometimento do homem com o meio que o cerca. Destaque-se, no entanto, que a educação também é resultado do investimento de recursos econômicos.

Observe-se que o dilema “produzir ou preservar” deve ser colocado no plano da sociedade como um todo, pois a ninguém ainda cabe o direito de ignorar que os bens agrícolas (como de resto qualquer outro tipo de bem) são obtidos às custas de impactos nocivos ao ambiente rural. Apesar de evidente por si, sempre existe a necessidade de se reafirmar que apenas haverá produção enquanto houver demanda, e ao consumidor cabe uma parcela da responsabilidade pelos danos decorrentes da obtenção de um determinado bem ou serviço. Da mesma forma, e como tal nem sempre é efetivamente considerada, à parcela não-rural da sociedade cabe a responsabilidade pela manutenção (ou até ampliação) da renda no campo, pois, considerações românticas à parte, aos agricultores se dá a guarda dos recursos naturais e deles poder-se-ia esperar atitudes que implicassem em zelosa manutenção da qualidade ambiental apenas em uma situação em que estivesse satisfeito um certo nível mínimo de desenvolvimento material e cultural nas comunidades rurais.

É possível se afirmar que não há um padrão que possa ser seguido quando se trata das questões que envolvem homem vs. meio. As diversidades do meio físico e das respostas humanas às motivações sócio-econômicas resultam em possibilidades virtualmente infinitas. Um padrão de conduta aceitável ou condenável, em princípio, pode ser montado a priori como função de uma lista de parâmetros de possível identificação. Mas sempre haverá um caráter subjetivo nos parâmetros escolhidos e na sua flutuação permissível em termos quantitativos, condicionando uma hierarquia nos usos e adequações que se pode conferir ao meio. E essa hierarquia reflete a própria estrutura de poder da sociedade e todas as imperfeições que dela podem ser resultantes.

Tratar da avaliação comportamental não é tarefa das mais simples. Ligadas às complexas relações que o homem empreende com o meio que o cerca é talvez tarefa pretensiosa em demasia. Nas questões agrícolas, por exemplo, para considerar um nível de manejo do meio como adequado ou não deve-se levar em conta as próprias objeções e impedimentos de um ambiente nem sempre favorável ao exercício de certas ações humanas, muitas vezes absolutamente impróprias, mas inevitáveis em face das imposições de ordem econômica e social. Assim, não basta considerar os danos *per se*, mas

contextualizá-los: buscar o que levou ao dano, mais do que apenas quantificá-lo. Muitas vezes, a poluição pode ser evitada; o problema real é o que fazer com o poluidor.

4.2 ESTRUTURAÇÃO DO MERCADO PARA QUALIDADE DA ÁGUA

A negociação corrente do objeto qualidade da água, quando existe, envolve ao menos os quatro agentes dispostos no ciclo da Figura 4.1. Sob influência do agente poluidor, a água sofre alterações indesejáveis para os interesses da concessionária do serviço de abastecimento público, que deve fornecer um certo padrão de qualidade aos usuários desse serviço. A concessionária não tem ingerência sobre o poluidor e, quando o problema torna-se mais grave e ultrapassa sua capacidade de tornar a água novamente aceitável para consumo, ela repassa aos usuários ou diretamente aos seus representantes (poder público) a tarefa de enfrentar a questão. É o poder público, de posse de instrumentos legitimados pela sociedade, que fará a arbitragem do conflito e buscará as alternativas políticas de resolução. Esse sistema organizacional é típico da própria estrutura da sociedade burocrática, em que a solução dos conflitos passa necessariamente por intervenções do estado. Nessa estrutura, há uma enraizada crença de que o estado é onipresente e está apto a resolver tecnicamente e de maneira imparcial todas as questões. Mesmo naquelas democracias contemporâneas que se pode considerar como exemplares, em que supostamente os representantes escolhidos pela população possuem conduta ética irrepreensível, é discutível se o poder público está aparelhado o suficiente para contornar os problemas derivados de condutas individuais e localizadas. A propósito, quanto mais refinada a democracia, o processo de negociação se torna mais complexo devido à entrada em cena das minorias e suas reivindicações pontuais.

Como se tem procurado enfatizar ao longo de todo o texto, a qualidade da água observada num local é o resultado de todo um processo que envolve motivações sociais e econômicas. Ou seja, pressupõe-se que uma eventual poluição de origem agrícola não é uma responsabilidade que deve ser atribuída unicamente ao agricultor: em tais casos, há razões de ordem econômica ou mesmo culturais que estão subjacentes ao problema da poluição e devem ser encampadas pela sociedade como um todo. Não que uma permissividade ecológica possa servir como justificativa para necessidades ligadas à insaciabilidade humana, que por si já é injustificável, mas sim que se trata de distribuir as responsabilidades a todos que se envolvem direta ou indiretamente no processo de poluir,

mesmo que remotamente. Tirando os casos dos desvios de conduta flagrantemente patológicos (e também os atos poluidores como forma de protesto), não há voluntariamente ações de poluir por poluir. Pode haver, na verdade, toda uma herança cultural de ausência de preocupações ambientais que resulte em atos fortemente danosos ao meio. O mais provável é que ocorra uma mistura entre necessidade de uso do meio e negligência quanto a sua manutenção. Mas isso já é a própria essência da “tragédia dos comuns” no sentido dado por Hardin (1968): a necessidade de produção (renda) é individual e imediata, enquanto que a proteção ambiental é uma necessidade coletiva, difusa e diluída no tempo.

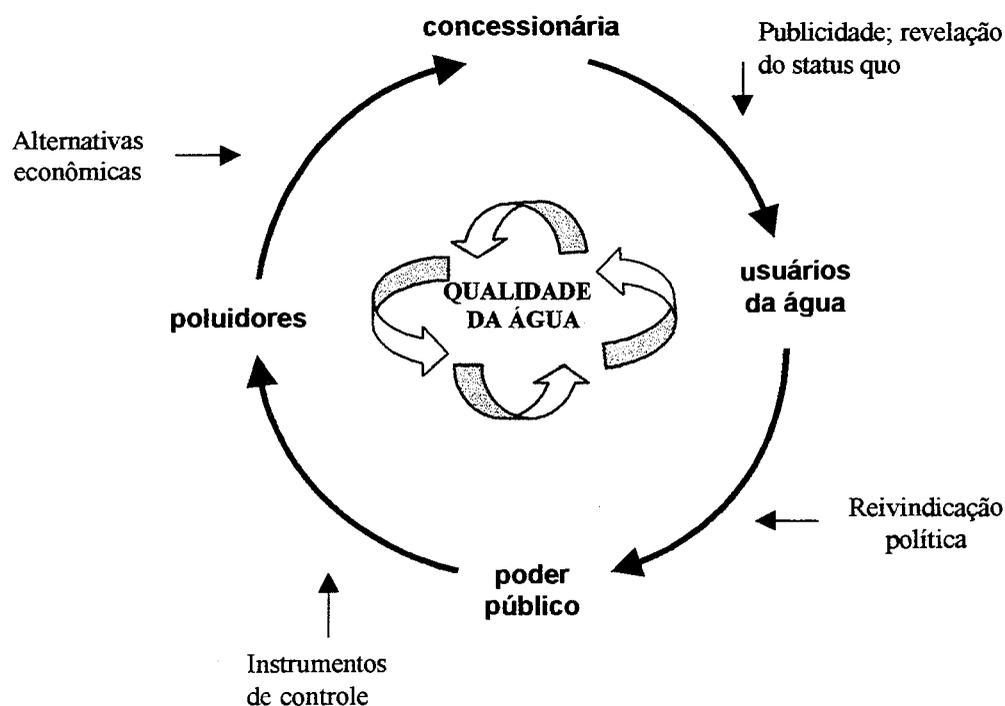


Figura 4.1 Processo cíclico na gestão de qualidade da água (analogia montada sobre esquema básico proposto por Jones, 1987).

Em suma, as reivindicações sociais quanto ao fornecimento de bens e serviços ambientais no meio rural são maiores do que aquela provisão que um agricultor em particular estaria disposto a manter. Como compatibilizar as distintas posições? Sob uma ótica puramente jurídica, os ajustes seriam promovidos via aplicação de medidas legais e submissos a elas os agricultores seriam compelidos a executar procedimentos de proteção ambiental. A falha dos instrumentos regulatórios se deve principalmente aos benefícios decrescentes das práticas conservacionistas: o nível que convém conservar é muito maior

para a sociedade do que para o agricultor, e ele sempre seria tentado a investir contra as normas de controle estabelecidas pela política ambiental. De uma forma mais pragmática, alguns instrumentos econômicos visam promover um comportamento ambiental mais adequado por meio de mecanismos de preços: o agricultor, frente a um estímulo monetário, se veria animado a adotar técnicas ambientalmente mais favoráveis do que quando deixado ao seu próprio interesse. E para a sociedade seria mais vantajosa a opção de retribuir financeiramente para os agricultores pelos benefícios de manutenção ou melhoria ambiental do que despender recursos na fiscalização e no julgamento de questões relativas ao uso e conservação de recursos naturais.

Em outros termos, poder-se-ia fazer a seguinte declaração: *a sociedade possui uma disposição de pagamento pela proteção ambiental, enquanto que os agricultores estão dispostos a aceitar um pagamento pela correspondente adoção das medidas de proteção.*

Reconhecendo-se a legitimidade da implementação de medidas que compensem os agricultores pela adoção de comportamento ambientalmente favorável, o próximo passo é a estruturação do “mercado” onde se dará o processo de negociação do objeto “qualidade da água”. Esse mercado deve proporcionar as seguintes condições ideais: (a) atender a demanda dos usuários da água e satisfazer os padrões de qualidade fixados por consenso técnico ou por necessidades de saúde pública; (b) situar o valor das compensações aos agricultores em torno da disposição de pagamento dos consumidores por água de maior qualidade; (c) as compensações devem equilibrar as perdas resultantes das modificações do processo agrícola; (d) os valores transacionados entre usuários da água e agricultores devem ser inferiores aos referentes às possibilidades de tratamento da água por parte da empresa concessionária do serviço de abastecimento público; (e) os custos de intermediação, avaliação e controle do sistema devem ser baixos o suficiente para não inviabilizar as transações.

Pode-se apontar pelo menos três conjuntos de informações necessários para que se desenvolva o processo de negociação: (i) avaliação do estado atual da água e estabelecimento do padrão desejado; (ii) disposição de pagamento dos consumidores pela garantia de obtenção de água no padrão desejado; (iii) disposição dos agricultores em aceitar um pagamento pela modificação das técnicas de cultivo, pela redução da atividade agrícola ou até mesmo pelo seu abandono. O conjunto (ii) pode ser alterado para incluir a concessionária do serviço de abastecimento, em substituição aos consumidores como

agentes de negociação. A posterior transação entre concessionária e consumidores se daria em outra instância.

4.3 QUANTIFICANDO A COMPENSAÇÃO

Seguindo o ciclo de gestão da qualidade da água esquematizado na Figura 4.1, uma vez revelado um problema que afeta significativamente o padrão de qualidade exigido pelos usuários, seja pelas incertezas que cercam os efeitos de certas substâncias sobre a saúde pública ou mesmo pelos riscos imediatos em que a população está submetida, e não havendo alternativas técnicas ou econômicas viáveis para que a concessionária ou os usuários enfrentem o problema (medidas defensivas), o que resta é aplicação de controles públicos sobre os causadores diretos do “mal”.

No caso da poluição de origem agrícola, pelo que já anteriormente se discutiu, há todo um conjunto de dificuldades para se implementarem medidas de controle, principalmente dado o caráter difuso da poluição e ao próprio número elevado de agricultores, cultivos, sistemas de produção e propriedades físicas do meio. Medidas eficazes, como proibição de uso de certos insumos, do cultivo de certas espécies e mesmo os zoneamentos e limitações de área cultivada são freqüentemente apontadas como alternativas disponíveis aos tomadores de decisão, sem, no entanto, haver considerações relativas à ineficiência econômica e/ou aos efeitos sociais adversos decorrentes das coações legais.

Analisando-se sob uma ótica estritamente econômica, a modificação do processo de produção por uma restrição imposta pelo poder público tende a ocasionar a redução da receita líquida auferida pelos agricultores, seja pela diminuição da produção física, aumento nos custos ou limitação da área cultivada; a não eliminação de resíduos ou a redução dos lançamentos, por sua vez, proporciona uma redução nos custos de tratamento da água. Numa situação idealizada, não ocorreriam perdas econômicas desde que o montante da redução nestes últimos custos equilibrasse as perdas resultantes da redução total de receita dos agricultores mais aquelas derivadas do abandono de certos insumos agrícolas e mesmo daqueles materiais empregados nos procedimentos de tratamento da água. No novo arranjo, os agricultores e o setor de insumos/materiais ficam numa posição inferior àquela que

assumiam antes das restrições. Sob o frio critério da eficiência econômica, no entanto, não importa quem perde ou quem ganha: o único julgamento permitido é quanto à melhor alocação dos recursos.

Na situação anterior, os usuários da água obtêm um ganho real (mesmo que não mensurável) em termos de aumento da qualidade da água. Esses mesmos usuários, no entanto, podem sofrer perdas decorrentes da eventual redução na oferta de bens agrícolas e do conseqüente aumento geral nos preços. Evidentemente, tais perdas apenas podem adquirir significância dependendo do “tamanho” do mercado de bens agrícolas que é afetado pelas restrições nos seus respectivos sistemas de produção.

Em uma situação real, a concessionária pode ser indiferente à mudança tecnológica na agricultura, pois os contaminantes que deixam de ser lançados na água poderiam não ser considerados anteriormente nos processos de tratamento, seja pela falta de exigência nos padrões de qualidade ou pela inexistência de formas de tratamento ou de avaliação (ausência de tecnologia de monitoramento e controle). Portanto, não existiriam custos de tratamento da água a serem abatidos e que pudessem servir como contrapartida pelas eventuais perdas agrícolas decorrentes da mudança no sistema de produção. De modo semelhante, o setor de insumos/materiais pode ser afetado de modo insignificante, seja pela pequena expressão do mercado abandonado ou pela capacidade de as firmas absorverem a queda de demanda via mecanismos de preços ou alterações no sistema de produção (ou ainda, substituição de produtos na linha de produção). Aqui, não se podem ignorar questões ligadas ao tipo de mercado em que as empresas do gênero atuam (oligopólios, em geral).

Pode-se afirmar, então, que os agricultores são os que efetivamente *perdem* quando a não utilização de insumos potencialmente poluidores faz decrescer a produção individual e, conseqüentemente, a renda da atividade agrícola. Considera-se, aqui, que o mercado de bens agrícolas não é afetado significativamente pelo decréscimo de produção verificado no local onde se restringiu o uso de insumos potencialmente poluidores, caso em que os consumidores dos bens agrícolas também perderiam. Presume-se que a produção da região afetada pelas medidas restritivas é uma fração muito pequena do total de mercado e, portanto, é incapaz de afetar os preços dos bens agrícolas.

De maneira simplificada, tome-se o caso ilustrativo do não-uso de agrotóxicos em uma determinada bacia hidrográfica: perdem os agricultores, pela provável redução na

produção (renda), e ganham os usuários abastecidos com água proveniente dos mananciais hídricos disponíveis na bacia, já que há um aumento na qualidade da água ofertada (ignoram-se aqui os eventuais ganhos no aumento da qualidade dos bens agrícolas produzidos sem agrotóxicos).

Mas *quanto* perdem os agricultores? E *quanto* ganham os usuários da água?

É certo que os ganhos são de difícil mensuração, como, aliás, em todas as situações que se buscam avaliações objetivas dos benefícios ambientais. Há uma série de procedimentos com esta finalidade, como pode ser verificado em textos como o de Turner et al. (1994), por exemplo. Mas, no momento e para as finalidades deste trabalho, os ganhos poderiam ser avaliados por meio da disposição de pagamento dos usuários pela água que apresentasse melhor qualidade para consumo (ou menores riscos à saúde, o que é equivalente). A identificação dessa disposição de pagamento é um problema a ser tratado oportunamente neste texto.

Por sua vez, as perdas dos agricultores devido às mudanças de técnicas de cultivo ou abandono da atividade podem ser avaliadas objetivamente, mesmo que existam empecilhos quanto à obtenção dos dados necessários para estimativa da grandeza das perdas de produção (ou renda).

A quantificação das perdas dos agricultores pode ser efetuada por meio da tradicional expressão que define lucro (L) como a diferença entre as receitas totais (RT) e os custos totais (CT), ou:

$$L = RT - CT \quad (1)$$

sendo que: $RT = Q \times P \quad (2)$

e $L = (Q \times P) - CT \quad (3)$

Em que: Q = quantidade produzida
P = preço

Portanto, uma avaliação das perdas ou ganhos relativos ao abandono ou introdução de certa técnica/insumo pode ser realizada verificando-se as variações em Q , nos CT e eventualmente no preço P .

Com relação ao abandono do uso de agrotóxicos em um determinado cultivo, pode-se ter a expectativa de uma diminuição na quantidade produzida Q , devido à menor produtividade, e uma tendência de diminuição nos custos totais CT , já que os gastos com insumos se reduzem (no entanto, os CT podem inclusive aumentar devido ao uso mais intensivo de outros fatores de produção, na tentativa que os produtores fazem para manter o nível de produção). Uma vez que também se pode esperar uma diminuição em CT proporcionalmente menor do que a queda na produção Q , é evidente que o lucro L da atividade diminui. É também fácil de observar que, se P aumentar, como no caso do preço-prêmio pago pelos consumidores por produtos sem agrotóxicos, poderá haver equilíbrio ou até aumentos no resultado econômico da atividade agrícola.

Dessa forma, apesar de haver possibilidades objetivas de se quantificar a possível redução no lucro dos agricultores, o predomínio é uma forte incerteza quanto aos resultados da atividade agrícola quando se deixa de utilizar certos insumos de uso corrente, já que as variáveis que determinam o lucro podem sofrer modificações imponderáveis. Uma alternativa à incerteza é buscar socorro nos resultados empíricos, mas eles são escassos e quando obtidos num local são de aplicação limitada em outros. No entanto, as informações sobre impactos negativos à renda da atividade agrícola permanecem fundamentais no processo decisório que envolve a proposta de medidas compensatórias, devendo, portanto, serem ao menos obtidas de forma especulativa e mesmo imprecisa para balizar as negociações relativas aos valores a serem atribuídos ao objeto qualidade da água. Os ajustes que possivelmente se façam necessários podem ser efetuados a posteriori, dentro de um sistema flexível de negociação entre as partes envolvidas.

4.4 DISPOSIÇÃO DE PAGAMENTO DOS USUÁRIOS DA ÁGUA

É correto supor que a grande maioria da população deseja um ambiente saudável para viver e que, dentro da lista de preocupações dessa maioria, há algumas que se ligam diretamente à proteção dos recursos naturais e da vida selvagem. Também há um número

significativo de pessoas que se preocupam com a provisão futura de bens e serviços ambientais e que reconhecem a necessidade de abdicar de parte do consumo atual em benefício do consumo futuro, delas próprias ou das próximas gerações. Mas, também é razoável supor que poucas são as pessoas que voluntariamente abdicam de certas imposições de consumo (tornadas “necessidades”) devido aos danos ambientais comprovados ou presumidos que tal consumo ocasiona.

Certamente, se o último caso predominasse, o nível de conscientização seria tal que grande parte dos problemas ambientais não existiriam ou estariam num patamar muito aquém dos verificados atualmente. No entanto, como o contrário prevalece, ao menos duas hipóteses simples podem ser formuladas: (i) a preferência dos indivíduos recai sobre o consumo, mais do que sobre a proteção ambiental; e (ii) o nível de informação dos indivíduos acerca das repercussões ambientais dos seus atos de consumo é muito baixa. Essas hipóteses, tomadas isoladamente ou em combinação, estão ligadas ao caráter difuso das questões ambientais: o indivíduo não se percebe ameaçado pelos danos ao meio ocasionados pelas suas atividades de produção-consumo ou, como caso geral, não se sente co-responsável por esses danos. Pode-se esperar que essa percepção se modifique quando o indivíduo é confrontado com riscos imediatos e concretos ao seu bem-estar e das pessoas que o cercam.

A qualidade da água, colocada sob o ângulo dos riscos ao bem-estar do indivíduo, pode ser vista como um recurso de avaliação mais objetiva do que aquela realizada sobre outros tipos de bens e serviços ambientais nos quais o caráter instrumental não está muito bem delineado, como a preservação de espécies ameaçadas ou a manutenção de um determinado ecossistema, por exemplo. Significa dizer que o indivíduo atribui um valor positivo ao objeto qualidade da água e não é indiferente aos motivos que a degradam. Mas, em que grau esse mesmo indivíduo seria sensível a uma proposta de aumento nas tarifas de água como forma de destinar recursos aos agricultores, no intuito de compensá-los pelas atitudes favoráveis à manutenção de uma certa qualidade da água?

Uma série de indagações poderia ser colocada pelos contrários à idéia. Entre elas: (i) por quê deveriam os usuários da água de abastecimento pagar um adicional para obter água de melhor qualidade? (ii) Um pressuposto tácito não seria o fornecimento de água adequada ao consumo? (iii) Não consta da legislação que a prioridade é o abastecimento público? (iv)

Se os padrões sanitários estão aquém daqueles minimamente indicados para satisfazer as necessidades públicas não estaria havendo desrespeito ao interesse público? Crime? Dolo?

A indagação (i) remete à discussão efetuada na parte 3.3.5.1 deste trabalho, onde se procurou mostrar que as falhas nos mecanismos de proteção ambiental residem na indefinição dos direitos de propriedade ou, mais adequadamente, nas dificuldades de fazer valer esses direitos de forma efetiva. Atribuir um preço à qualidade da água e incluí-la num sistema de mercado poderia ser uma forma eficiente de efetuar as transações entre usuários e aqueles que afetam os mananciais por meio de suas atividades econômicas ou modo de vida. O item (ii) apela para uma idealização que ignora os conflitos de uso da água, uma vez que satisfazer plenamente uma destinação pode resultar em supressão total de outra, o que em geral é indesejável sob diversos outros pontos de vista. Por sua vez, nos itens (iii) e (iv) invocam-se meios legais para correção dos desvios de conduta que afetam a qualidade da água. Nesse momento, já é desnecessário retornar aos problemas ligados à aplicação dos preceitos jurídicos como forma de solução de conflitos, mas é importante reforçar o fato de que a crença generalizada nas soluções técnicas conduz a uma desmedida espera por intervenções das autoridades públicas nesses conflitos, o que nem sempre é possível e nem mesmo desejável.

Apesar das objeções, há claras evidências de que uma parcela da população dispõe-se a pagar mais pela água que consome, desde que isso proporcione melhorias na qualidade da água e/ou na manutenção de um certo padrão ambiental a ela condicionado.

Uma primeira defesa dessa hipótese é que pagar pelo abastecimento não é algo estranho ao usuário, que habitualmente paga pela água que chega a sua residência ou local de exercício de atividades econômicas. Ele é ciente de que os valores desembolsados ligam-se em parte à necessidade de cobrir os custos de armazenamento, tratamento e adução de água. Como tradicionalmente o serviço é realizado por uma empresa concessionária, é natural que o usuário não se preocupe com a origem da água, mas, em tese, não há grandes empecilhos de ordem cultural ou de costume para que se desenvolva a idéia de “tratamento” da água não apenas em estações construídas para esse fim, mas também sob a forma de prevenção dos lançamentos de substâncias potencialmente poluidoras na bacia hidrográfica que abastece as fontes hídricas. Ressalte-se aqui que essa talvez seja a alternativa mais indicada para o problema de poluição não-pontual. Por outra parte, pode-se esperar um nível de aceitação muito inferior quando se tratar de pagamentos pela

manutenção de certas funções ambientais no meio rural, já que em geral os usuários dessas funções são em menor número e o caráter instrumental delas pode ser indefinido ou mesmo inexistente. Aqui, questões ligadas aos valores educativos-morais assumem importância decisiva.

Um reforço para a hipótese de que a população dispõe-se a pagar adicionais pela melhor qualidade da água reside na crescente demanda por bens agrícolas obtidos em cultivos sem insumos industrializados (agricultura orgânica, biológica ou alternativa). As mesmas indagações citadas anteriormente e atribuídas aos virtuais indivíduos contrários à idéia das compensações podem ser novamente colocadas. Afinal, não é paradoxal que se permita a comercialização de produtos agrícolas que ofereçam riscos aos consumidores?

4.5 EXPERIÊNCIA EM MECANISMOS COMPENSATÓRIOS E NAS RELAÇÕES AGRICULTURA vs. RECURSOS HÍDRICOS

4.5.1 Retornando à questão agricultura vs. ambiente

Giampetro & Pimentel (1994) chamaram a atenção para o caráter dual da agricultura: ela deve atender em conjunto as necessidades sociais e as dos ecossistemas naturais. Com o rápido crescimento populacional e o desenvolvimento tecnológico da sociedade, os agricultores defrontam-se com demandas por altas produtividades e que devem ao mesmo tempo ser obtidas por práticas agrícolas que proporcionem proteção ambiental. Entretanto, essa compatibilidade dual está cada vez mais difícil de ser mantida, uma vez que para prover um ecossistema sustentável por longos períodos de tempo (relativos às expectativas humanas) são necessárias técnicas de produção e estruturas sócio-econômicas típicas dos tradicionais sistemas agrícolas de subsistência. E tais sistemas conferem uma baixa qualidade de vida aos seus integrantes, ao menos quando comparados aos modernos sistemas agrícolas ocidentais, pois há uma menor expectativa de vida, baixo nível de escolaridade, ausência de serviços sociais, etc. Os autores destacaram: “os sistemas agrícolas de subsistência tornam-se economicamente não-sustentáveis quando as sociedades que deles se utilizam interagem com sistemas sócio-econômicos mais desenvolvidos”.

Há um certo grau de fatalidade em tais argumentos, mas é natural que os agricultores visem manter sua renda compatível com a de outros setores da sociedade. Uma das alternativas que eles usam é tornar sua atividade mais rentável por meio de técnicas agrícolas que utilizam larga quantidade de insumos e equipamentos industrializados, passíveis todos eles de acarretar impactos negativos ao ambiente. Tais impactos incluem erosão do solo, redução da biodiversidade, contaminação química do meio por fertilizantes e agrotóxicos e excessiva exploração dos aquíferos subterrâneos, entre outras adversidades. Como alertaram Giampetro & Pimentel (1994), uma agricultura intensiva baseada em pesados subsídios em energia de origem fóssil é ecologicamente insustentável. Aceitando-se esse vaticínio, e não parece haver possibilidades de refutá-lo, deve-se partir para a adoção de sistemas agrícolas que minimizem os danos ecológicos, ou os tornem suportáveis, e ao mesmo tempo proporcionem retornos financeiros satisfatórios aos agricultores e evitem a escassez de alimentos. Evidentemente, não cabem dúvidas quanto às dificuldades para atender tais metas.

Sob uma forma idealizada, então, a agricultura deveria proporcionar produção de bens, padrão de vida relativamente adequado aos agricultores e proteção ambiental. Não é surpresa o fato de que o preenchimento desses três requisitos seja pouco freqüente nas situações reais. Na verdade, poder-se-ia dizer que mesmo a combinação de dois desses requisitos foge à regra, já que o modelo agrícola dominante é essencialmente “produtivista” – justamente aquele em que os esforços coletivos se dão no sentido da contínua busca por aumentos na produtividade, tratando o ambiente como um mero substrato ou provedor de insumos e desprezando o fato de que a oferta ampliada de bens agrícolas pode significar decréscimos na renda dos agricultores.

Para melhor retratar as dificuldades que envolvem essa questão, deve-se recuperar as implicações ambientais da agricultura. Tomando-se uma classificação sintética efetuada por Bromley (1996), pode-se dizer que há implicações quanto aos aspectos relativos às “amenidades” rurais, nos habitats e nos processos ecológicos. No primeiro caso, por “amenidades” entendem-se aqui todos aqueles atributos da zona rural que têm um significado de agradar (ou desagradar) o sentido visual das pessoas. Entram aqui as paisagens rurais e seu caráter hedônico, já que essas “amenidades” são produtos da agricultura tanto quanto as próprias mercadorias típicas que a caracterizam. O que os diferencia, no entanto, é que os últimos bens são definidos pelo próprio nome, ou seja, há um mercado estabelecido para eles, enquanto que as “amenidades”, em geral, carecem de

um mercado onde possam ser transacionadas. Com relação aos habitats, eles são aqueles atributos da paisagem agrícola que fornecem espaço e sustentação para plantas e animais e que não fazem parte da empresa rural. À semelhança das “amenidades”, inclusive porque estão intimamente ligados a elas, os habitats são bens raramente comercializáveis e, portanto, desprovidos de um mercado. Entretanto, os efeitos da agricultura sobre os habitats são mais tratáveis do ponto de vista das estratégias políticas, já que sempre é possível impor uma legislação restritiva ou mesmo sanções econômicas para forçar os agricultores na execução de medidas protetoras (enquanto que as “amenidades” são atributos subjetivos).

Por sua vez, as implicações ecológicas da agricultura são aquelas que afetam, positiva ou negativamente, as funções ecológicas além do limite da unidade agrícola. Na maior parte das vezes, essas implicações são negativas e, neste trabalho, importam particularmente aquelas que afetam os recursos hídricos. Um componente diferencial destas implicações com relação às “amenidades” e habitats, além da propagação dos efeitos, são os impactos verificados em bens não-agrícolas transacionados em mercados, como é o caso das águas utilizadas no abastecimento público. Significa dizer que, nesse caso, as possibilidades de atribuição de valores monetários aos danos são maiores e mais plausíveis, havendo reais chances de se considerar a qualidade da água como um bem econômico qualquer. Essas possibilidades serão brevemente apresentadas a seguir.

4.5.2 Valor da água e disposição de pagamento por água de melhor qualidade

Na Tabela 4.1, apresenta-se um panorama do preço da água no âmbito dos países da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE). Pode-se observar uma variação desde um mínimo de 0,34 dólares/m³, na Coreia do Sul, até valores que chegam a 3,18 dólares/m³, na Dinamarca. Considerando-se todos os países (ou regiões de países) listados, o preço médio da água chega a 1,72 dólares/m³.

Para fins de comparação, a Tabela 4.2 exhibe a estrutura tarifária para a água nas localidades de Santa Catarina (SC) atendidas pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento – Casan. Tomando-se a média simples dos valores referentes a todas as

categorias e faixas de consumo, o preço médio da água em SC é de 1,42 reais/m³ (0,72 dólares/m³, na taxa de câmbio de outubro de 1999).

Tabela 4.1 Preço da água de abastecimento para países ou regiões de países da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD).

País ou região	Ano	Preço/m ³ (US\$)
Dinamarca	1995	3,18
Holanda	1998	3,16
País de Gales	1998-9	3,11
França	1995	3,11
Finlândia	1998	2,76
Suécia	1998	2,60
Flanders (Bélgica)	1997	2,36
Valônia (Bélgica)	1997	2,14
Japão	1995	2,10
Bruxelas (Bélgica)	1997	2,06
Alemanha	1997	1,69
Austrália	1995-7	1,64
Turquia	1998	1,51
Escócia	1997-8	1,44
Suíça	1998	1,29
EUA	1997	1,25
Grécia	1995	1,14
Espanha	1994	1,07
Áustria	1997	1,05
Luxemburgo	1994	1,01
Itália	1995	0,84
Hungria	1997	0,82
Canadá	1994	0,70
República Tcheca	1997	0,68
Coréia do Sul	1996	0,34

Fonte: El Pais (1999)

No entanto, comparado ao preço de outros serviços, a água ainda é uma mercadoria barata. Jordan (1998) cita o exemplo dos EUA, onde os consumidores residenciais pagam pela água cerca de 50 centavos de dólar por dia (ou 182 dólares por ano) – ao redor de 0,5% da renda familiar média. Os custos da eletricidade atingem 2,03% da renda familiar média, o gás natural 0,87% e os serviços de telefone 1,61%. Em termos brasileiros, pode-se utilizar os dados da Tabela 4.3 como indicativos da distribuição de gastos nos serviços essenciais.

Tabela 4.2 Estrutura tarifária para a água em localidades do estado de Santa Catarina atendidas pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento, com vigência a partir de agosto de 1999.

Categoria	Faixa	Consumo (m ³)	Preço (R\$/m ³)
RESIDENCIAL "A" (SOCIAL)	1	0 a 10	0,26
	2	maior que 10	0,54
RESIDENCIAL "B"	1	0 a 10	0,99
	2	11 a 25	1,72
	3	maior que 25	2,44
COMERCIAL INDUSTRIAL PODER PÚBLICO	1	0 a 10	1,53
	2	maior que 10	2,44

Fonte: Casan (1999)

Considerando a média de todas as regiões metropolitanas listadas, obtém-se uma despesa média mensal familiar em água e esgoto que chega a 1,03% das despesas correntes de cada família. As despesas com energia elétrica atingem, em média, a 2,59% das despesas correntes e com telefone, a 2,31%. Tomando-se um valor médio de 1.044 reais para as despesas correntes, em 1996 o valor médio de despesa familiar com água e esgoto situava-se ao redor de 11 reais.

Em muitas regiões, os moradores tratam a água que recebem em suas casas antes de bebê-la ou adquirem água envasada. Considera-se que isso impõe custos adicionais para a sociedade, já que são despendidos recursos nos procedimentos de tratamento ou na compra de água envasada. A captura desse custo adicional pode servir como indicativo do valor que a população atribui ao dano ou presunção do dano (risco). Com esse objetivo, Rosado (1998), com dados do estado do Espírito Santo, modelou seis alternativas disponíveis de tratamento domiciliar de água, buscando detectar a disposição de pagamento dos consumidores residenciais por água de maior qualidade. As alternativas consistiram do uso de três tipos diferentes de filtros, em fervura da água, na aquisição de água envasada e no não tratamento da água de beber. Nesse trabalho, a autora empregou um modelo intrincado para obtenção da função de utilidade dos usuários, que exigiu uma série de dados para ser processado, tal como custos de tratamento da água sob as diferentes opções, variáveis sócio-econômicas (escolaridade, idade, renda e presença em casa de crianças com menos do que 2 anos) e dos tempos despendidos nos procedimentos fervura da água e aquisição de água envasada. Um dos resultados obtidos indicou que os moradores urbanos estariam dispostos a pagar, em média, um adicional de 0,98 dólares por mês para receberem água de

beber com qualidade mais alta. Considerando um número de cerca de 481 mil moradias no Espírito Santo, os benefícios anuais para a população urbana desse estado, decorrentes da obtenção de água de maior qualidade, chegariam a mais de 5,6 milhões de dólares. Esse montante é um fiel indicativo das potencialidades da transferência de recursos para aqueles setores que ocasionam poluição hídrica (como é o caso agrícola), no sentido da execução de medidas que previnam a contaminação das águas.

Tabela 4.3 Valor da despesa média mensal familiar em despesas correntes e percentuais relativos a essas despesas destinados ao pagamento de água e esgoto, energia elétrica e telefone. Informações obtidas no ano de 1996 em nove grandes regiões metropolitanas brasileiras.

Região Metropolitana	despesas correntes (reais)	água e esgoto (%)	energia elétrica (%)	telefone (%)
Belém	1.002	1,40	3,75	2,82
Belo Horizonte	1.205	1,14	2,16	2,61
Curitiba	1.280	0,93	2,23	1,99
Fortaleza	764	0,75	2,46	3,12
Porto Alegre	1.166	1,20	2,31	1,64
Recife	807	0,81	2,46	1,72
Rio de Janeiro	974	1,12	3,69	1,72
Salvador	876	0,72	1,92	3,36
São Paulo	1.326	1,24	2,35	1,81
<i>MÉDIA</i>	<i>1.044</i>	<i>1,03</i>	<i>2,59</i>	<i>2,31</i>

FONTE: IBGE – Pesquisa de Orçamentos Familiares (1999)

Em uma realidade distinta da brasileira, Suckaromana & Supalla (1998) obtiveram para o estado de Nebraska, EUA, uma disposição de pagamento média de 9,72 dólares por mês para redução de todos os prováveis contaminantes da água. As informações coletadas (via questionários enviados a moradores selecionados) permitiram aos autores constatarem empiricamente a aversão quase total dos moradores com relação ao risco de contaminação da água, resultado, aliás, pouco surpreendente, mas que explica em parte a elevada disposição de pagamento média revelada pelos consumidores daquela região. Neste aspecto, como alertado por Jordan (1998), deve-se notar que os consumidores freqüentemente afirmam desejar água segura a qualquer custo, mas os aumentos de tarifas são assuntos contenciosos em qualquer comunidade. Apesar disso, quando as pessoas estão

razoavelmente informadas a respeito dos aspectos sanitários da água, poucos são aqueles que ainda colocam o preço como uma das principais preocupações (dentro de certos limites, evidentemente). Dito de outra forma, o nível de tolerância das pessoas em relação aos riscos à saúde é próximo a zero. Em outro trabalho publicado nos EUA, Cho & Easter (1996) realizaram uma avaliação da disposição de pagamento dos moradores do estado de Minnesota por água de melhor qualidade. As respostas variaram desde zero até 30 dólares por mês, com 90% delas caindo entre zero e 10 dólares por mês. Em termos globais, 60% dos respondentes disseram estar dispostos a pagar ao menos um dólar por mês para que houvesse uma melhoria na qualidade da água a eles fornecida.

A partir dos exemplos citados, é possível afirmar que há boas perspectivas de se propor à população uma melhoria na qualidade da água em troca de pequenos acréscimos nas tarifas, destinado-se o montante arrecadado (menos os custos para operacionalizar o sistema) para distribuição entre os agricultores que aceitem aderir a métodos agrícolas que assegurem proteção às águas. Considerando que a água ainda é um produto de baixo custo relativo, os acréscimos nas tarifas tendem a ter pequena ou nenhuma repercussão nos orçamentos domésticos, fato que torna mais plausível sua aplicação. Consumidores de baixa renda, já contemplados com as ditas “tarifas sociais”, podem ficar isentos das contribuições de melhoria ou arcarem com valores substancialmente menores. Para fins de aumento da participação da sociedade nas questões que envolvem os recursos hídricos, a proposta deverá ser acompanhada de um amplo debate e de campanhas de esclarecimento quanto às metas almejadas. Pelos efeitos didáticos que incorpora, a população deverá ser informada rotineiramente sobre o destino dos recursos arrecadados e sobre a eficácia do sistema em promover um uso mais adequado dos recursos hídricos. Em suma, tanto aqueles que pagam, como aqueles que recebem, devem-se perceber integrantes ativos de um processo de melhoria de um recurso ambiental. Na verdade, essa é uma condição *sine qua non* para o êxito de uma proposta que inclui a “cláusula” compensação em sua estrutura, principalmente porque é necessário não caracterizar essa medida como mais um simples aumento de preço da água.

A propósito, como é possível considerar que a demanda residencial por água seja do tipo inelástica, ou seja, variações nos preços da água ocasionam alterações menos do que proporcionais na quantidade demandada, em geral eventuais aumentos nas tarifas decretados pelo poder público (ou poder outorgante) podem gerar excedentes monetários que facilmente poderiam ser revertidos para a promoção de melhorias na qualidade da água

por meio de ações executadas diretamente na bacia hidrográfica (prevenção, educação, subsídios, etc). Embora tal procedimento muitas vezes seja necessário e até mesmo seja o mais indicado em alguns casos, principalmente quando há urgência em se tratar um problema de certa gravidade, as medidas compensatórias requerem participação ativa da sociedade para que, por intermédio da negociação, discuta-se os montantes necessários às compensações.

Para fins ilustrativos, a Tabela 4.4 apresenta algumas estimativas da elasticidade-preço da demanda⁷ de água para fins residenciais. Observe-se que os valores absolutos das elasticidades apresentadas são menores que 1, o que caracteriza uma demanda inelástica para a água de uso residencial. Tal fato sustenta a possibilidade de os acréscimos no preço das tarifas de água não reduzirem significativamente a receita da concessionária do serviço de abastecimento público, fator que poderia ser mais um real impedimento à adoção das compensações.

Tabela 4.4 Estimativas da elasticidade-preço da demanda da água de uso residencial em países em desenvolvimento.

Região	Elasticidade
Jakarta, Indonésia	0,37
Bogor, Indonésia	0,29 a 0,33
Costa Rica	0,37 a 0,44
México	0,38
Brasil	0,60

FONTE: Bhatia et al. (1995), citados em Ribeiro et al. (1999).

4.5.3 Medidas compensatórias

No formato geral que se propõe neste trabalho, não há muitas experiências que possam ser apresentadas sobre medidas compensatórias. Pode-se considerar que tal ausência se deve, em parte, ao uso preferencial das medidas jurídico-administrativas na

⁷ O coeficiente de elasticidade-preço da demanda (E_p) expressa a variação relativa da quantidade demandada de um bem ($\Delta Q/Q$) diante da variação relativa de preço daquele bem ($\Delta P/P$), ou: $E_p = - (\Delta Q/Q) / (\Delta P/P)$, com Q = quantidade, P = preço e o sinal menos indicando que há uma relação inversa entre variação no preço e a variação resultante na quantidade demandada.

gestão dos recursos hídricos. De outra parte, o nível de organização da sociedade em geral é baixo, principalmente no meio rural, havendo claras deficiências em termos de habilidades e motivações para as negociações sociais. Em regra, atribui-se sempre aos agentes do poder público a escolha e condução das políticas de gestão, fato que pode gerar mais impasses do que soluções, haja vista a tendência de esses agentes servirem mais à estrutura de poder vigente do que aos próprios interesses sociais. Um outro motivo, ainda, senão o principal, reside nas dificuldades operacionais para implementação do esquema de compensações. Há tarefas de arrecadação, partição dos recursos, assistência técnica para introdução e instrução dos métodos agrícolas alternativos, controle e avaliação dos procedimentos, entre outras necessidades. No entanto, neste trabalho considera-se que tais complicações são comuns a quaisquer alternativas destinadas à promoção da qualidade ambiental em sistemas reais.

Embora alguns autores incluam as compensações como uma forma de subsídio, neste trabalho assume-se a seguinte distinção: subsídios são incentivos à produção ou ao uso de um determinado insumo julgado mais conveniente para a sociedade (que pode inclusive ter efeitos benéficos ao ambiente) e que visam sobretudo aumentar ou manter a oferta de certo bem econômico; as compensações, por outro lado, têm como objetivo manter (aumentar) a renda do produtor quando ele for restringido nas suas possibilidades de produção. São pagamentos que visam contrabalançar as perdas relativas aos “custos de adesão” decorrentes do ingresso do produtor em sistemas de produção ambientalmente mais adequados, considerando-se que a oferta agregada do bem afetado não se altera (o mercado não contrabalança o decréscimo de produção com aumentos de preços nos bens) ou até porque o produtor fica impedido de permanecer na atividade original. Discutiu-se outros detalhes na seção 3.3.7.2.

No âmbito dos países da Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento (OECD, 1997), pode-se destacar algumas experiências de uso dos instrumentos compensatórios e similares. Na República Tcheca, costuma-se estabelecer compensações financeiras aos agricultores que obtêm perdas devido às limitações de cultivo em zonas de proteção aos mananciais de água. Na Irlanda, há um “Programa de Proteção ao Ambiente Rural” que, entre outras coisas, estabelece subvenções (auxílios pecuniários) para os agricultores que adotam planos de manejo de nutrientes com o propósito de proteger a qualidade da água. Na Suécia, desde 1988 há uma ampla variedade de programas que instituem compensações aos agricultores. Em 1989 e 1990, por exemplo, em algumas regiões foram concedidos pagamentos compensatórios de forma a promover

cultivos que fixam nitrogênio diretamente da atmosfera (leguminosas em geral), pretendendo-se reduzir a utilização de fertilizantes nitrogenados comerciais, os quais são potencialmente poluidores da água. De forma a reduzir o uso de pesticidas, seja por meio de ingredientes ativos mais eficientes ou pelo uso de doses mais baixas, os agricultores suecos foram encorajados por essas compensações a testar novos produtos e técnicas de aplicação. Além disso, em 1989, introduziu-se um esquema de compensações temporárias para os agricultores que convertessem toda ou parte de suas áreas de cultivos em produção orgânica. No Reino Unido, aplica-se um conjunto de esquemas compensatórios que visa proteger ou melhorar a qualidade do ambiente rural. Dentre aqueles voltados aos recursos hídricos, os mais importantes são os ligados ao programa “Áreas Sensíveis ao Nitrato - ASN” e a um outro programa que proporciona consultoria ou assistência aos agricultores em termos de avaliação dos riscos de poluição e sua capacitação no manejo de resíduos. O ASN, que visa reduzir a perda de nutrientes do solo por intermédio de práticas agrícolas, compensa os agricultores que voluntariamente alteram suas técnicas de cultivo com o objetivo de reduzir significativamente a lixiviação de nitratos. Para acordos com duração de 5 anos, foi pago um total de 3,6 milhões de libras no biênio 1995/96 (cerca de 5,8 milhões de dólares), com pagamentos que variaram desde 55 libras por hectare (88 dólares) para situações em que se restringe o uso de fertilizantes nitrogenados, até 590 libras (950 dólares) por hectare para aqueles que optaram pela conversão das terras aráveis em pastagens nativas.

A noção de pagamentos compensatórios não é nova nos Estados Unidos. Russel & Fraser (1995) lembram que já nos anos 30 havia nesse país uma estrutura de pagamentos destinada aos agricultores que eventualmente executassem determinadas atividades. Nessa época, a eventualidade relacionava-se à participação do agricultor em programas de controle da oferta. A compensação se daria por eventuais razões de mercado: o excesso de oferta ocasiona abaixamento dos preços dos produtos agrícolas, com conseqüente ampliação dos gastos do governo para satisfazer a política dos preços mínimos. Mais recentemente, nos anos 80, foram propostas alterações nessa estrutura, de forma a penalizar os agricultores que não demonstrassem haver introduzido práticas de conservação do solo em seus estabelecimentos. As penalidades consistiriam de exclusão ou sensível redução nos valores das compensações destinadas aos mecanismos de controle da oferta ou mesmo condicionar o pagamento do preço mínimo à execução de certas medidas de proteção ambiental (originalmente, práticas de conservação do solo). Naturalmente, a compensação não está ligada diretamente à execução de uma determinada prática ambientalmente mais

favorável, já que o objetivo principal seria o controle da oferta, mas os efeitos são os mesmos em termos de indução a um comportamento mais adequado.

Talvez o caso da Suécia seja a experiência mais emblemática em termos de uso de medidas compensatórias como forma de estimular mudanças na agricultura, visando sobretudo torná-la ambientalmente mais adequada. Como relataram Lohr & Salomonsson (1998), a política na Suécia tem favorecido as alterações agrícolas no sentido da redução ou abandono do uso de substâncias químicas. Duas principais justificativas são apontadas pelos autores: proteção ambiental e redução nos excedentes agrícolas. Em 1985, a política agrícola sueca pela primeira vez estabeleceu como meta promover uma agricultura que “respeitasse a qualidade ambiental e reconhecesse a necessidade do uso sustentável dos recursos naturais”. Anteriormente, em 1982, já havia sido implantado um imposto sobre os fertilizantes para regular seus preços (em 1986 adotou-se também para os pesticidas), com o objetivo de inibir sua utilização, reduzir a produção agrícola e, conseqüentemente, reduzir os gastos em subsídios para exportação dos excedentes. Adicionalmente, em 1984 aplicou-se uma taxa de 5% sobre os preços dos fertilizantes e pesticidas. Para os fertilizantes, o conjunto de impostos e taxas representa hoje cerca de 20% do preço final. Os fundos provenientes das taxas são destinados às pesquisas voltadas à redução ou eliminação das substâncias químicas na agricultura e aos esforços de extensão e educação. Um dos resultados mais evidentes foi a redução pela metade do uso de pesticidas entre 1990 e 1995. Além dessas medidas, para impulsionar o uso de práticas de produção orgânica, em 1989 foi estabelecida uma compensação⁸ temporária àqueles agricultores que aderissem aos regulamentos das agências nacionais de certificação por pelo menos seis anos. A compensação cobriria as eventuais perdas que ocorressem na fase de transição entre um sistema de cultivo e outro, uma vez que o período necessário para obtenção do certificado “orgânico” naquele país requer três anos de adesão às normas, período em que o agricultor fica impedido de rotular seus produtos e não recebe os preços-prêmio típicos pagos por eles. Na primeira etapa do programa, 1.781 agricultores foram contemplados, o que representa cerca de 4% dos 45.000 agricultores em tempo integral e parcial da Suécia. Um levantamento realizado com esses agricultores revelou que a maioria teve uma adequada assistência para a adoção de métodos orgânicos, confia no sistema de inspeção e tem razões primárias não econômicas para aderir aos métodos orgânicos, apesar de as compensações terem desempenhado papel importante na hora de aderir ao programa. O valor das

⁸ No texto citado, os autores originalmente empregam o termo “subsídio”, mas usou-se “compensação” para manter a coerência com a diferenciação entre os dois termos realizada neste trabalho.

compensações foi estabelecido entre 700 e 2.900 coroas suecas por hectare/ano (entre 85 e 300 dólares por hectare/ano), dependendo do tipo de uso e da qualidade das terras. O tamanho médio dos estabelecimentos agrícolas incluídos no programa foi de 35 hectares, variando na faixa de 5 a 200 hectares.

Em termos de eficácia, Lohr & Salomonsson (1998) consideram que as compensações são elementos atrativos aos agricultores, dado seu caráter de contrabalançar as perdas decorrentes dos custos de transição para os métodos orgânicos. Mas este não é único motivador. A própria existência das compensações demonstra que o governo e a sociedade reconhecem as externalidades positivas associadas com a agricultura orgânica e que há uma disposição de pagamento por esses benefícios. Políticas nacionais que favoreçam a agricultura orgânica sinalizam aos agricultores convencionais sobre as preferências sociais, induzindo-os a práticas agrícolas ambiental e socialmente mais adequadas.

No Brasil, ignoram-se experiências reais de aplicação das medidas compensatórias como forma de induzir os agricultores a um comportamento ambiental mais desejável. Historicamente, tem se privilegiado mais a produção agrícola do que a proteção ambiental, apenas voltando-se à conservação dos recursos naturais quando sua depauperação torna-se uma ameaça à própria continuidade das atividades deles dependentes (o solo é um exemplo ilustrativo dessas atitudes que vinculam a manutenção de um sistema de produção à necessidade de proteção do recurso que o suporta). Assim, a tendência é de se cuidar somente aqueles recursos imediatamente associados à atividade agrícola, desprezando-se aspectos relevantes ligados à qualidade da água, aos ecossistemas e mesmo às paisagens rurais. Numa ótica puramente “produtivista”, instituiu-se uma série de subsídios para aquisição de máquinas e insumos agrícolas, além de uma assistência técnica em geral destinada mais a instrução dos agricultores para uso adequado dessas máquinas e insumos, de forma a se tirar o maior proveito em termos de acréscimo das produtividades, do que ao próprio desenvolvimento do meio rural.

Exemplos de estímulos às práticas agrícolas ambientalmente mais adequadas podem ser encontrados em alguns programas de conservação do solo. É o caso dos subsídios (ou parcerias) para construção de estruturas físicas para controle da erosão em microbacias hidrográficas, muitas vezes de interesse para as empresas que administram hidrelétricas. Aqui, o objetivo direto sempre foi reduzir o aporte de sedimentos às bacias de acumulação

de água e manter a capacidade geradora de energia por mais tempo, ou conservar sua vida útil programada no projeto. A adesão dos agricultores, neste caso, em geral foi obtida por instrumentos de crédito: condicionava-se a liberação do custeio agrícola à adesão ao programa. Naturalmente, a contrapartida seria a manutenção ou melhoria da capacidade produtiva do solo, com evidentes ganhos futuros para os agricultores (mais adequadamente, para a sociedade). Portanto, mesmo com as empresas absorvendo parte dos custos de implantação do programa, e considerando os condicionantes para os agricultores, tais “estímulos” devem ser categorizados como instrumentos punitivos (uma vez que impõem penalidades), ao invés de serem incluídos dentre os que aplicam medidas compensatórias.

Não obstante a ausência de estímulos positivos diretos, uma parcela de agricultores passou a integrar grupos que praticam a chamada agricultura alternativa (ou orgânica, biológica, etc). Uma série de razões pode ser apontada, entre outras: motivações ideológicas, filosófico-culturais ou religiosas; preocupações com a saúde familiar em função da manipulação de substâncias químicas, em geral decorrentes de casos de intoxicações na família ou comunidade; garantia de mercado consumidor para os produtos “orgânicos”; e preços-prêmio pagos por esses produtos. Embora a presença de produtos orgânicos seja visível e venha crescendo em importância econômica, as quantidades transacionadas ainda se constituem numa fração pequena do mercado agrícola total. A seguir serão feitas outras considerações acerca do tema.

4.6 AGRICULTURA ALTERNATIVA: IMPACTOS NA PRODUÇÃO E RENDA DOS AGRICULTORES

4.6.1 Conceitos e tipos de agricultura alternativa

Ao conjunto de opções agrícolas originadas da crítica da agricultura moderna se dá coletivamente o nome de “agricultura alternativa”. Ela contrapõe-se à agricultura chamada convencional ou àquela que é correntemente praticada e encontra-se difundida no meio rural.

Há grandes divergências com relação à melhor definição de agricultura alternativa. A convencional, no entanto, é consensual em suas características gerais: para Vandermeer

(1995), ela é “um sistema de produção que emprega uma ampla variedade de operações de cultivo motomecanizados, pré ou pós-semeadura (arações, gradagens, capinas, etc); faz uso de fertilizantes e pesticidas sintéticos; apresenta alto grau de especialização (monoculturas); baseia-se sobretudo no uso de energia de origem fóssil; e traz conseqüências adversas aos recursos ambientais, como erosão do solo e contaminação das águas”.

Ao caracterizar a agricultura alternativa, Vandermeer (1995) destaca que esse modo de produção não se notabiliza por possuir um conjunto de práticas ou técnicas de manejo bem definidos, mas sim por constituir-se numa gama de opções tecnológicas e de manejo destinadas a reduzir custos, proteger a saúde das pessoas, manter a qualidade ambiental e aumentar as interações biológicas benéficas e os processos naturais. Apesar de um tanto vaga, dentro dessa caracterização podem ser enquadradas as diversas correntes ou tipos de agricultura alternativa: orgânica, biodinâmica, biológica, natural, ecológica, permacultura, poupadora de insumos, sustentável e holística, entre outras.

Neste trabalho, não se explorarão as particularidades de cada variante de agricultura alternativa, até porque não há uma clareza conceitual em nenhum dos termos. Mas há que se fazer, pelo menos, uma separação entre as correntes: de um lado, as que pretendem estabelecer uma agricultura com capacidade de minimizar os impactos ambientais e que visam enfrentar os modos convencionais de cultivo em seu próprio terreno, ou seja, no âmbito econômico; e de outro, aquelas correntes que propõem tais modificações na agricultura que seriam necessárias alterações estruturais profundas na própria sociedade. Em termos de postura, pode-se dizer que no primeiro grupo ela é realista, reformadora e pragmática, enquanto que no segundo é utópica, revolucionária e dogmática. Indo mais longe, pode-se dizer que as correntes do primeiro grupo não exigem que o agricultor abandone suas opções ideológicas ou filosófico-religiosas para aderir ao novo sistema, mesmo que as contradições sejam evidentes. Já no segundo, a adesão a um novo modo de vida é condição básica, destacando-se o caráter ritualístico que a agricultura assume nesses sistemas.

Para fins deste trabalho, vislumbram-se as correntes do primeiro grupo como eventuais integrantes de uma política que vise tornar a agricultura ambientalmente mais adequada em um certo local. Por ser de uso mais difundido, a denominação “agricultura orgânica” parece sintetizar todos os atributos desejáveis em termos de minimizar os impactos ao ambiente. Em definição do Departamento de Agricultura dos EUA (USDA), “a

agricultura orgânica é aquele sistema de produção que evita ou restringe o uso de fertilizantes, pesticidas, reguladores de crescimento e aditivos para rações animais sinteticamente obtidos. Para se tornar praticável, esse sistema considera o uso de rotação de culturas, dos resíduos culturais, de esterco, de leguminosas, adubos verdes, resíduos provenientes de fora da propriedade, cultivos mecânicos, minerais oriundos de rochas moídas, além de levar em conta o controle biológico para manter a produtividade do solo e suas condições estruturais, de modo a fornecer nutrientes às plantas, e para controlar insetos, plantas invasoras e doenças, entre outras pestes” (Cacek & Langner, 1986).

Admite-se que a conversão da agricultura para sistemas orgânicos possa trazer muitos benefícios, entre os quais pode-se citar a redução no consumo de combustíveis fósseis, redução nos custos sociais ligados à erosão e poluição das águas, diminuição dos riscos de intoxicações pela manipulação de insumos perigosos e por intermédio de alimentos contaminados por substâncias químicas, ampliação e resguardo de habitats para a vida selvagem e proteção da produtividade das terras para as futuras gerações. No entanto, duas principais repercussões podem ser sentidas: decréscimo nas produtividades das terras e do trabalho, e conseqüente queda na renda dos agricultores, e redução na oferta de bens agrícolas, com possíveis impactos nos preços e reflexos negativos no setor de consumo. Algumas dessas questões serão tratadas a seguir.

4.6.2 Agricultura orgânica e impactos econômicos

Devido ao inegável sucesso que a moderna agricultura apresenta em termos de aumentos na oferta de bens agrícolas, inicialmente pressupõe-se que quaisquer restrições em seu processo de produção ocasionam decréscimo nas produtividades e ineficiência econômica, no sentido de não explorar adequadamente os recursos disponíveis. Como ponto de partida, então, é razoável supor que a não satisfação dos requisitos exigidos pelo sistema de produção “moderno” acarreta menores produções por unidade de área e/ou por unidade de trabalho e pode determinar uma redução na receita líquida dos agricultores. Portanto, a passagem de um sistema de cultivo convencional para orgânico pode apresentar uma queda na renda dos agricultores, o que evidentemente é uma situação desvantajosa e que eles racionalmente tenderiam a rejeitar. Naturalmente, sempre é cabível questionar se o “sucesso” da agricultura moderna deve-se ao fato de satisfazer os anseios (necessidades) de renda do agricultor mais do que a outras razões, mas é incontestável que um agricultor típico apenas alterará seu sistema de produção quando perceber inegáveis ganhos em seu

sistema de referência prioritário, via de regra, o econômico (nem sempre o fator econômico é o principal, apesar de sempre ser importante. Há situações que o prestígio comunitário, as preocupações sanitárias e mesmo as preocupações ambientais têm primazia). Assim, é de fundamental importância a verificação dos impactos econômicos decorrentes da conversão de um sistema agrícola para outro, apesar do reconhecimento das dificuldades metodológicas existentes. Um ponto deve ser destacado: a ênfase no lado econômico se deve ao fato de que a produção por métodos “orgânicos” é viável tecnicamente para a maioria dos cultivos e os agricultores não teriam grandes dificuldades de se adaptarem ao processo. A sua adoção pelo agricultor, no entanto, passa necessariamente pelas perspectivas em termos de lucratividade, mais do que pelos possíveis impedimentos de ordem cultural ou pela exigência de um nível de escolaridade mais elevado.

Um aspecto chave a ser considerado quando se comparam sistemas agrícolas diz respeito às tecnologias empregadas em cada sistema. É evidente que uma avaliação apenas será consistente quando os elementos a serem comparados estiverem claramente definidos, o que freqüentemente não é o caso. As formas usuais de se confrontarem os sistemas baseiam-se em comparações insumo-insumo: substitui-se um insumo pelo seu similar na tecnologia alternativa e verificam-se os efeitos em termos de resultado econômico, produção física, danos ambientais, eficiência energética ou outra medida de comparação julgada conveniente. As dificuldades neste tipo de abordagem residem na impossibilidade de se controlarem os experimentos em situações reais, principalmente devido as múltiplas interações entre os fatores de produção. À medida que cresce o número de insumos ou técnicas a serem comparados, pode-se esperar então enormes dificuldades metodológicas na avaliação de sistemas agrícolas, razão pela qual a pesquisa positiva tem contribuído pouco no debate entre agricultura orgânica e convencional.

Generalizando, as pesquisas sobre viabilidade econômica da agricultura orgânica podem ser agrupadas em três categorias: (i) comparações diretas dos resultados econômicos entre estabelecimentos agrícolas “orgânicos” e “convencionais”; (ii) análises dos resultados econômicos com base em dados obtidos em experimentos controlados; (iii) utilização de modelos de simulação para comparar os dois sistemas.

O primeiro grupo tem sido o mais utilizado quando se procura avaliar integralmente o estabelecimento agrícola, uma vez que a agricultura orgânica envolve uma série de procedimentos ou etapas interdependentes, os quais não podem ser isolados (por exemplo:

produção de grãos → alimentação de animais → manejo de dejetos → biofertilização → produção de grãos). Neste caso, confronta-se o estabelecimento “orgânico” diretamente com o “convencional” em uma certa unidade de comparação, em geral baseando-se nas receitas líquidas. A dificuldade básica neste tipo de comparação é a identidade entre os estabelecimentos agrícolas considerados, haja vista a variabilidade existente no meio físico e nas aptidões de cada agricultor. Como um exemplo de trabalho dentro desse grupo pode-se tomar o de Carmo et al. (1989), em que esses autores compararam a rentabilidade econômica e a estrutura de custos para diversas atividades agrícolas, as quais foram analisadas sob agricultura convencional e em duas variantes de agricultura alternativa, “orgânica” e “biodinâmica”. Alguns dos resultados indicaram que houve expressivas reduções nas receitas líquidas para a maioria dos cultivos produzidos sob agricultura alternativa e quando se submeteu a produção aos preços do mercado convencional. As receitas líquidas da agricultura convencional superaram as da agricultura alternativa em 42%, 10%, 200% e 95%, respectivamente para arroz irrigado, feijão das águas, milho e soja. Essas disparidades não se deram em função apenas dos decréscimos de produtividade, como imediatamente poderia ser pensado, mas também pelos expressivos aumentos nos custos operacionais totais da agricultura alternativa, que foram superiores em 28%, 7%, 65% e 23% aos da agricultura convencional para cada unidade produzida de arroz irrigado, feijão das águas, milho e soja, respectivamente. Ocorreu aqui um resultado típico: frente às restrições impostas a determinados fatores de produção, para manter as produtividades procura-se intensificar outros fatores, com possíveis rendimentos decrescentes de escala.⁹

Os resultados acima, no entanto, estão longe de ser representativos. Nos EUA, Lockeretz (1981) analisou diversos estabelecimentos “orgânicos” e “convencionais” e constatou que as receitas líquidas originadas em cada tipo de agricultura foram semelhantes em 4 dos 5 anos estudados (de 1974 a 1977). Apenas em 1978 o sistema convencional apresentou vantagens consideráveis. Embora o valor da produção se apresentasse significativamente inferior em todos os anos para a agricultura orgânica, refletindo as

⁹ Um exemplo típico: a conversão para cultivo orgânico dita que não se utilizem fertilizantes químicos (industrializados). Espera-se que as produtividades do solo caiam. Para mantê-la, pode-se utilizar fertilizantes orgânicos como fonte de nutrientes às plantas. Em geral, para as mesmas quantidades de nutrientes são necessárias maiores quantidades de adubos orgânicos do que químicos, por sua própria natureza mais concentrados. Dessa forma, pode ocorrer que as operações necessárias à adubação (transporte, distribuição, incorporação no solo) sejam de tal forma aumentadas que requeiram equipamentos extras e mão-de-obra adicional para serem executadas. Adicionalmente, deve-se considerar que o custo dos fertilizantes orgânicos pode aumentar devido sua maior procura, ocasionando o que alguns autores denominam de deseconomia de escala.

menores produtividades nesse sistema, os custos operacionais mais baixos equilibraram o decréscimo na receita bruta. Mas o autor alerta: nos anos em que a agricultura orgânica se destacou, muitos dos estabelecimentos avaliados foram afetados por estiagens, enquanto que o ano de 1978 apresentou condições de tempo favoráveis à agricultura. Portanto, há indicativos de que o sistema orgânico ofereceria alguma proteção à renda do agricultor em anos de condições adversas, enquanto que sacrificaria as possíveis ampliações de renda durante os anos favoráveis.

Como exemplo de estudos baseados em experimentos controlados pode-se tomar o trabalho de Clark et al. (1998), em que estes autores compararam a efetividade, a eficiência econômica e o impacto ambiental de diversas práticas de manejo de pragas e doenças em tomate e milho. O trabalho estendeu-se por oito anos e considerou três sistemas agrícolas: convencional, “poupador de insumos” e orgânico. No convencional, foram aplicados fertilizantes e pesticidas sintéticos; no poupador de insumos, utilizaram-se plantas de cobertura do solo e os fertilizantes e pesticidas foram aplicados em quantidades reduzidas; no sistema orgânico, por sua vez, utilizou-se plantas de cobertura, esterco e pesticidas-fertilizantes aprovados pela “California Certified Organic Farmers”. Na média para o período de oito anos, comparando-se com o sistema convencional, a produção de tomate foi 17% e 6% inferior, respectivamente para o sistema orgânico e poupador de insumos. Para o milho, no entanto, o sistema orgânico apresentou apenas 5% a menos de produção e o sistema poupador de insumos obteve 11% a mais quando comparados com o sistema convencional. Para o tomate, os custos do manejo de pragas e doenças nos sistemas de agricultura alternativa (orgânica e poupadora de insumos) apresentaram-se entre 51-57% mais altos do que aqueles verificados no sistema convencional. Para o milho, esses custos variaram entre 48 e 54% a menos para os sistemas alternativos (os autores alertam para o fato de que as despesas de manejo de pragas e doenças no milho compreenderem uma pequena fração dos custos de produção, enquanto que são bem mais significativas no cultivo do tomate). Constatam-se aí as dramáticas diferenças no potencial de redução do uso de pesticidas no tomate e no milho, demonstrando, também, respectivamente as diferenças entre cultivos tipicamente intensivos e extensivos quanto à dependência de insumos. No caso do tomate, embora a quantidade de pesticidas possa ser reduzida em 50%, resultando em um potencial menor de degradação ambiental, há necessidade de preços-prêmio para compensar o aumento em cerca de 50% nos custos de manejo de pragas e doenças quando se compara ao sistema convencional.

Uma outra forma de se avaliarem impactos na produção ou nos custos é realizar uma análise parcial do sistema agrícola, seja pela substituição de um insumo ou pela alteração de uma técnica. O objetivo, neste caso, é buscar um maior controle dos fatores que afetam a produção. Adota-se o princípio experimental do “ceteris paribus”, ou seja, toma-se uma variável e procura-se manter todas as outras condições inalteradas. Em um trabalho desse tipo, Walgenbach & Estes (1992) buscaram determinar os benefícios econômicos associados com o uso de diversos inseticidas no cultivo de tomate. Os inseticidas sintéticos apresentaram maiores vantagens econômicas do que a utilização do inseticida biológico *Bacillus thuringiensis* e do que a supressão do controle de insetos. Para demonstrar que os resultados de tais pesquisas têm pequena abrangência, pode-se tomar o trabalho de Trumble et al. (1994), em que esses autores obtiveram lucros líquidos maiores em tomate cultivado sob controle biológico de insetos (uso de *Bacillus thuringiensis*), em confronto com os tratamentos químicos convencionais. Baseando-se em preços de mercado de um período de cinco anos, os autores concluíram que o controle biológico em tomate proporcionou receitas líquidas superiores aos tratamentos químicos convencionais em mais de 80% do tempo. Ambos os trabalhos analisaram apenas o ponto de vista do produtor, sem considerar os possíveis benefícios ambientais decorrentes do controle biológico de pragas agrícolas.

Sem dúvidas, a avaliação a campo ou em experimentos controlados é um componente importante para a seleção das melhores opções de técnicas e insumos disponíveis à atividade agrícola. No entanto, em função da enorme variabilidade dos fatores intervenientes, as possibilidades de se extrapolar os resultados obtidos de um local/sistema de produção a outro são restritas, inviabilizando o uso de modelos ou receitas gerais. Na medida do possível, as propostas para alterar um dado sistema de produção devem basear-se nas peculiaridades locais e conter em sua estrutura mecanismos de contínua avaliação de desempenho, até por que os sistemas agrícolas são tipicamente dinâmicos. Destaque-se que as avaliações objetivas, tais como produtividades, receitas e custos, são relativamente mais simples de serem implementadas. Os benefícios-custos ambientais e sociais, por outro lado, na maioria das vezes são variáveis complexas incomensuráveis em sistemas reais e para as quais ainda há um longo caminho a ser percorrido no desenvolvimento de métodos de avaliação adequados.

4.6.3 Mercado potencial para produtos orgânicos

Segundo dados do International Trade Centre and Sustainable Development (ITCSD, 1999), o mercado de alimentos “orgânicos” atinge 1,25% do mercado total de alimentos nos EUA e 1,2% na Alemanha, movimentando cerca de 4,2 bilhões de dólares nos EUA e 1,8 bilhão na Alemanha. Na Dinamarca e Suécia, a demanda por produtos orgânicos tende a crescer entre 30 e 40%, enquanto que na Suíça e Reino Unido as perspectivas são de crescimento entre 20 e 30%. Entre 1985 e 1997, o número de estabelecimentos agrícolas já certificados como “orgânicos” e em fase de conversão na Europa Ocidental cresceu mais de 10 vezes, saltando de 8.000 para um número pouco acima de 100.000 estabelecimentos. Por sua vez, nesse período a área sob cultivo orgânico cresceu cerca de 20 vezes, desde ao redor de 125.000 ha para 2.250.000 ha.

No Brasil, não há estatísticas sobre o assunto. No entanto, ao menos nas grandes capitais, há uma crescente demanda por produtos cultivados dentro do sistema “orgânico”. Abreu Jr. & Stoltenborg (1998), baseados em dados de pesquisa de opinião realizada na cidade de São Paulo, destacam que 71% da população está ciente de que os legumes e verduras vendidos em feiras e supermercados são produzidos com produtos químicos que fazem mal à saúde. Metade dos consumidores paulistanos já tomou conhecimento da existência de produtos sem agrotóxicos, sendo que esse percentual aumenta à medida que cresce a renda do consumidor. Baseados numa sub-amostra realizada com donas de casa da zona sudoeste de São Paulo, os autores constataram que sete em cada dez donas de casa escolheriam os legumes e as verduras orgânicos se os encontrassem lado a lado de legumes e verduras comuns numa próxima visita a um supermercado. Cerca de 37% delas admitem pagar de 20 a 30% a mais pelos produtos orgânicos.

Em pesquisa realizada em Florianópolis, um dos resultados obtidos por Kroth et al. (1996) demonstrou que 77% dos entrevistados estariam dispostos a adquirir hortigranjeiros classificados como alternativos, enquanto que 23% continuariam comprando produtos convencionais devido às melhores características visuais e pela diferença de preço, considerando que os alternativos custariam em torno de 20% a mais do que os convencionais. Uma outra constatação a que chegaram esses autores diz respeito à percepção dos entrevistados com relação aos benefícios proporcionados pelos produtos alternativos: a saúde individual é o mais importante benefício percebido pelos consumidores como justificativa da opção pelos produtos alternativos, havendo uma baixa

preocupação com relação aos danos ambientais e aos riscos de intoxicação do agricultor ocasionados pela agricultura convencional.

Em termos de comercialização, os produtos orgânicos atualmente já deixaram de ocupar unicamente pontos de venda “alternativos”, tais como lojas especializadas e feiras ecológicas, e estão sendo permanentemente ofertados junto aos produtos convencionais pelas grandes redes de supermercados, ao menos em algumas das grandes cidades brasileiras. Isso permite aos consumidores dessas cidades realizarem suas escolhas em locais que eles habitualmente freqüentam e que em geral são de fácil acesso. Por exemplo, em um supermercado de São Paulo (pertencente a uma grande rede) que atende via internet, pesquisou-se em 26/08/99 a oferta de produtos orgânicos e seus similares convencionais, com seus respectivos preços no varejo. Havia nesse dia 23 itens orgânicos na seção “hortifrutigranjeiros”, sendo que em 13 deles encontraram-se seus sucedâneos convencionais para fins de comparação de preços. Os preços dos produtos orgânicos custavam, em média, cerca de 60% a mais do que os convencionais, variando desde um mínimo de 6% de acréscimo, para o almeirão, até acréscimos superiores a 100%, como no caso da batata, beterraba e pepino japonês. Na mesma data, um supermercado de porte médio de Florianópolis ofertava 14 itens na seção de hortigranjeiros orgânicos, sendo que em 6 deles foi possível encontrar similares convencionais. Os produtos orgânicos custavam em média 26% a mais do que os convencionais, variando desde preços 15% superiores, como no caso do espinafre, até 42% a mais, nos brócolis.

Em resumo, é possível conjecturar que no Brasil há um vasto potencial a ser explorado em termos de produtos agrícolas diferenciados, tais como os “alternativos” ou “orgânicos”. O tamanho desse mercado ainda não é conhecido, até mesmo porque os produtos orgânicos estão sendo comercializados em poucos centros urbanos e, nessas praças, num pequeno número de pontos de venda. Em termos de preços-prêmio, parece haver uma forte disposição de pagamento por parte dos consumidores pelos produtos orgânicos, superior ao valor básico de 20% que é corrente nos países em que já há um mercado consolidado. Esses maiores preços podem servir aos agricultores como forma de estímulo à adoção de métodos orgânicos de cultivo, o que proporcionaria benefícios

paralelos à sociedade em função desses métodos em geral ocasionarem menores danos (ou riscos de danos) ao ambiente. Há evidências de que a produção física de bens agrícolas cairia em cerca de 10% caso não se utilizassem agrotóxicos (pesticidas) na agricultura (Pimentel et al., 1993, citado por Clark et al., 1998). No entanto, as perdas variam amplamente com o tipo de cultura: seriam negligenciáveis em algumas, desastrosas em outras. Com relação à renda dos agricultores, os estudos apresentam resultados conflitantes: ora é mais vantajosa a utilização dos métodos da agricultura convencional, ora é mais lucrativo adotar os processos orgânicos de cultivo. Também aqui parece haver dependência do tipo de cultura: as do tipo intensivo, do qual o tomate é um representante, apresentam quedas acentuadas nas receitas líquidas dos agricultores quando se passa de sistemas convencionais para orgânicos; culturas extensivas, como o milho, tendem a se comportar de maneira menos dramática, já que as perdas na produtividade nos sistemas orgânicos em grande parte podem ser compensadas pelos custos de produção mais baixos. No entanto, um fator de forte pressão no aumento de custos é a maior quantidade de mão-de-obra despendida nos cultivos orgânicos. De maneira genérica, deve-se considerar a possibilidade de queda nas receitas líquidas dos agricultores quando houver a conversão de sistemas convencionais para orgânicos (principalmente nos primeiros ciclos de cultivo), mesmo no caso de haver preços-prêmio disponíveis aos produtos diferenciados. A incerteza quanto aos resultados econômicos da agricultura orgânica sugere cautela na promoção da conversão em larga escala, pois ainda há uma premente necessidade de estudos comparativos ideologicamente isentos para verificação das implicações econômicas dessa conversão.

5 APLICAÇÃO DAS MEDIDAS COMPENSATÓRIAS À BACIA DO RIO VARGEM DO BRAÇO, REGIÃO DE FLORIANÓPOLIS (SC)

A proposta de medidas compensatórias será analisada em um caso real de conflito de uso da água. Para este trabalho, selecionou-se a Bacia do Rio Vargem do Braço (Figura 5.1), que compõe parte do sistema de abastecimento de água de municípios da região de Florianópolis (SC) e que também se constitui em um local de agricultura intensiva.

A bacia selecionada para estudo neste trabalho tem três grandes funções: proteção dos ecossistemas naturais, manancial hídrico para fins de abastecimento populacional e local de exercício de atividades econômicas para seus moradores, com destaque para a vocação agrícola do meio como forma de ocupação preferencial. E é justamente essa vocação agrícola que rivaliza com as outras funções atribuídas à bacia, devido principalmente ao modelo de agricultura tradicionalmente adotado pelos pequenos proprietários da região, caracterizado pelo cultivo de plantas hortícolas de ciclo curto, uso intenso de mão-de-obra (em geral familiar) e grande emprego de insumos potencialmente poluidores do ambiente, como agrotóxicos e fertilizantes minerais.

Devido à crescente pressão dos defensores dos ecossistemas naturais e mesmo dos usuários da água, a população residente na bacia tem sido colocada em posição crítica: por um lado, necessidade de exercício de atividades econômicas; por outro, manutenção ou melhoria da qualidade ambiental. Configura-se, assim, uma clara situação de litígio, para a qual há necessidade de se buscarem formas viáveis de tratamento no futuro próximo.

5.1 DIAGNÓSTICO DO PROBLEMA

5.1.1 A localidade de Vargem do Braço – alguns aspectos

A localidade de Vargem do Braço pertence ao município de Santo Amaro da Imperatriz, localizado a cerca 40 km de Florianópolis (SC) e com população total ao redor de 14.500 habitantes. Atualmente, a comunidade de Vargem do Braço é constituída por 32 famílias, com 133 integrantes.

A Vargem do Braço está inserida na área do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, unidade de conservação criada pelo governo catarinense em 1º de novembro de 1975. A

área inicial do parque englobava 90.000 ha, de nove diferentes municípios. Para Amaral (1998), em função das diversas alterações nos limites dessa unidade, atualmente é possível estimar que a área do parque seja de apenas 87.000 ha, com as indefinições dos limites ocasionando problemas de invasões e exploração ilegal de recursos naturais existentes na região (madeira e areia, principalmente). O Parque Estadual da Serra do Tabuleiro destaca-se por sua importância em termos de biodiversidade, já que contém ecossistemas tão variados como mata atlântica, planícies costeiras e mangues. O potencial hídrico é um dos mais importantes de Santa Catarina, pois no interior do parque situam-se as nascentes dos rios Cubatão Sul, da Madre, D'Una e Tubarão, expressivos sistemas hídricos da região costeira catarinense.

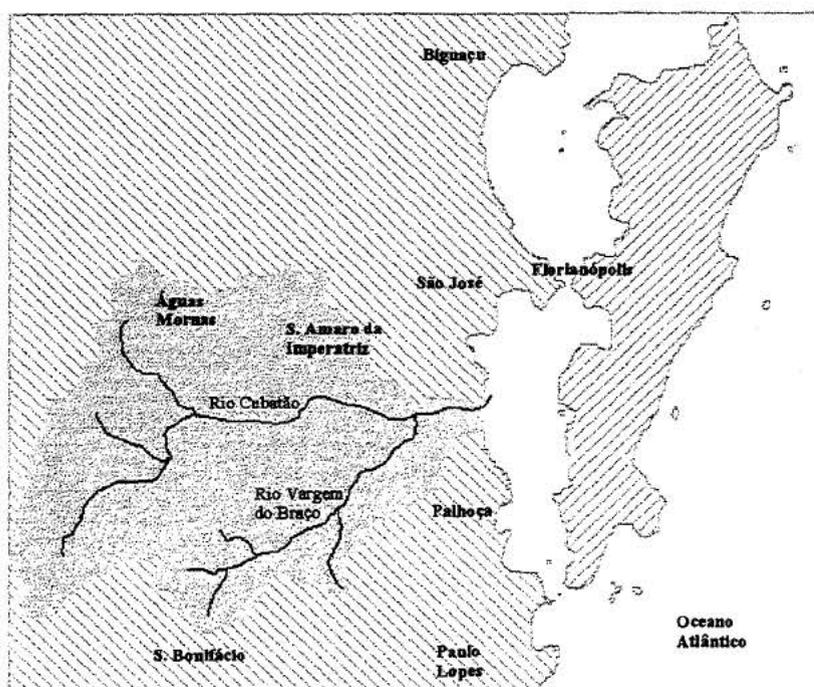


Figura 5.1 Bacia do Rio Cubatão Sul, Santa Catarina, mostrando o próprio Rio Cubatão, o Rio Vargem do Braço e os municípios que compõe a bacia e/ou se utilizam de suas águas.

A bacia do rio Vargem do Braço, que dá nome à localidade, faz parte da bacia do rio Cubatão Sul, que abrange totalmente os municípios de Águas Mornas e Santo Amaro da Imperatriz e parcialmente os municípios de São José, Palhoça, Paulo Lopes e São Bonifácio, compreendendo uma área de cerca de 738 km², dos quais 342 km² pertencem ao Parque Estadual da Serra do Tabuleiro e no qual grande parte da bacia do Rio Vargem do Braço está inserida. Por sua vez, essa bacia tem cerca de 185 km², distribuídos em relevo predominantemente acidentado, com altitudes que variam de 1300 m, nas porções mais

elevadas da formação denominada Serra do Tabuleiro, até 20 m, na foz do rio. A comunidade ocupa principalmente um vale situado em altitudes entre 280 e 400 m. Uma visão geral do relevo e hidrografia da bacia pode ser observada na Figura 5.2. O rio Vargem do Braço não possui medições sistemáticas de vazão. No entanto, a bacia possui uma boa capacidade de regularização das vazões mínimas. Próximo à foz, em medição isolada efetuada em 24/04/97, obteve-se uma vazão de 1,9 m³/s. Este valor pode ser considerado como um referencial para a caracterização do porte do sistema hídrico da bacia.

A formação vegetal Mata Atlântica ocupava todo o vale e as encostas da bacia. No vale, toda a floresta foi praticamente substituída por cultivos agrícolas e, nas encostas menos íngremes, por pastagens. Como relata Amaral (1998), a área começou a ser ocupada entre o final do século XIX e início do século XX por colonos alemães. Uma vez assentados, esses colonos passaram a exercer atividades agrícolas de subsistência sob a forma de manejo convencional à época: corte e queima das matas, cultivo por alguns anos e abandono da área (pousio), situação que desencadeava novos desbravamentos e repetição do ciclo. Essa forma de ocupação manteve-se incipiente até a década de setenta, quando a olericultura intensiva (cultivo de hortaliças) tornou-se uma atividade atrativa aos agricultores locais. Com ela, ao processo produtivo foram incorporados a mecanização agrícola e os insumos sintéticos (fertilizantes industrializados e agrotóxicos).

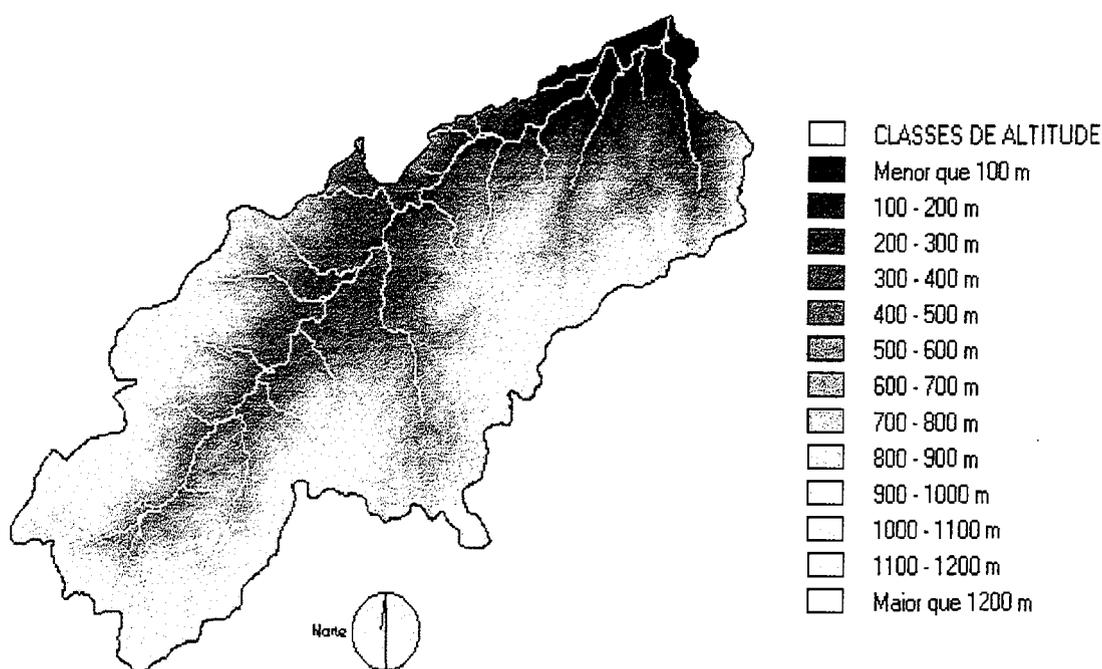


Figura 5.2 Distribuição das altitudes na bacia do rio Vargem do Braço, município de Santo Amaro da Imperatriz (SC).

Na Figura 5.3, apresenta-se um panorama atualizado das ocupações na bacia do rio Vargem do Braço. A Tabela 5.1 exibe a área e a percentagem da área total de cada ocupação do solo. Predominam na bacia as matas regeneradas ou remanescentes da formação Mata Atlântica, que ocupam 60,5% da área total. As matas estão alojadas nas partes mais íngremes da bacia, em geral inadequadas ao uso agrícola, razão pela qual houve preservação dessas áreas mesmo antes da demarcação do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. Nas encostas menos íngremes, no entanto, a vegetação nativa foi removida, dando origem à categoria capoeira/campo (28,1% da bacia). Nessa categoria incluem-se os pastos naturais e cultivados e áreas abandonadas (ou em pousio), em que a vegetação arbustiva inicia um processo de regeneração da cobertura vegetal original.

A área sob ação agrícola ocupa apenas 5,8% da bacia, sendo que somente 675 ha (3,6% da área total ocupada com a categoria “uso agrícola I”) podem afetar a água de abastecimento, por se situarem à montante da represa de Pilões, local onde se situa um ponto de captação de água que serve o sistema chamado Cubatão-Pilões. Destaque-se, no entanto, que essa relativamente pequena área de uso agrícola em parte destina-se a cultivos intensivos e localiza-se junto às margens do rio Vargem do Braço, situação em que o potencial de risco de ocorrência de efeitos adversos à qualidade da água é significativo.

Tabela 5.1 Distribuição das ocupações do solo na bacia do rio Vargem do Braço, município de Santo Amaro da Imperatriz (SC).

<i>Categoria</i>	<i>Área (ha)</i>	<i>% da área total da bacia</i>
Mata	11.200	60,5
Capoeira/campo	5.200	28,1
Uso agrícola I	675	3,6
Uso agrícola II	400	2,2
Afloramento de rochas	1.000	5,4
Reflorestamento	25	0,2
<i>Total</i>	<i>18.500</i>	<i>100,0</i>

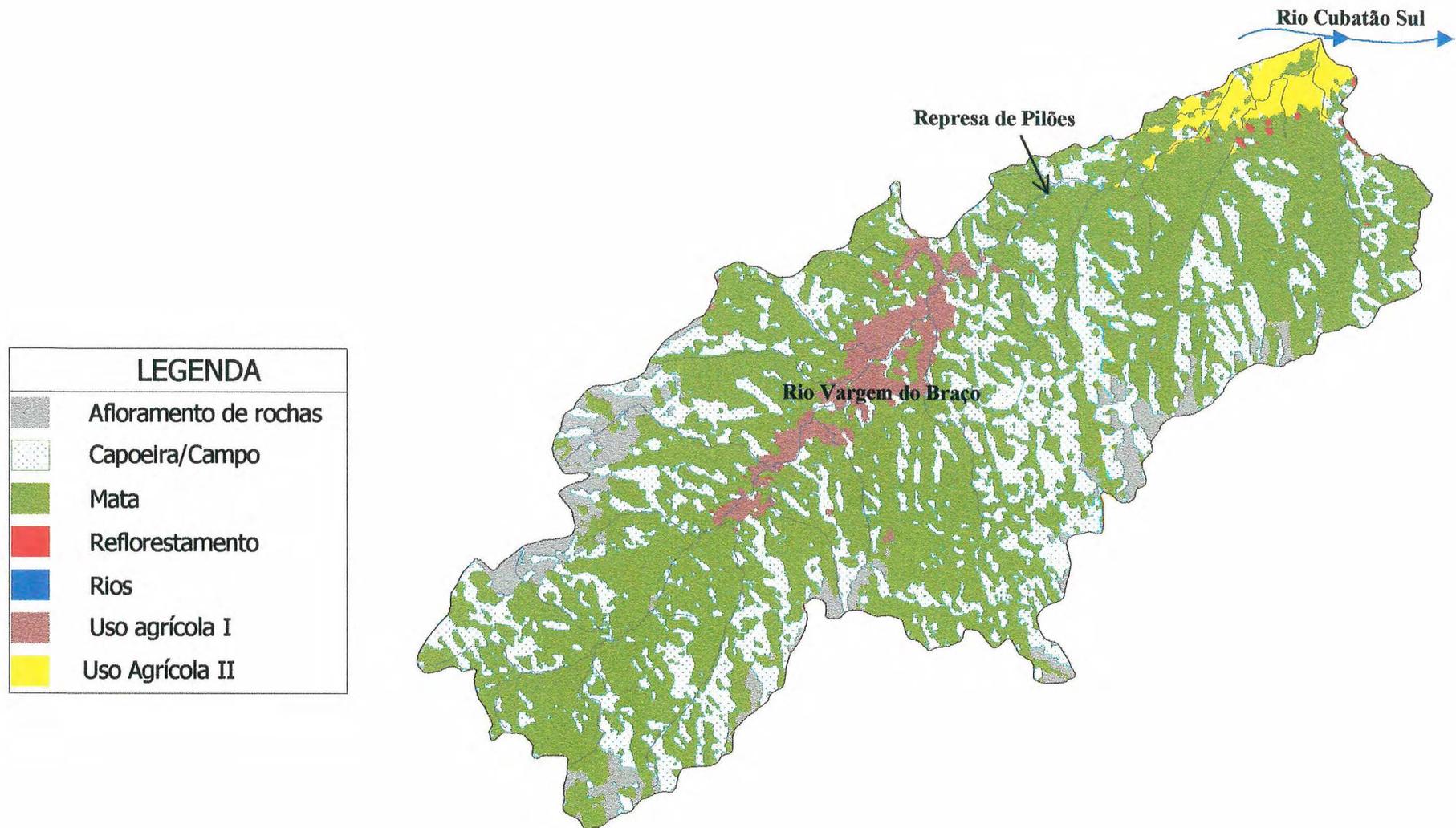


Figura 5.3 Uso do solo na bacia do rio Vargem do Braço, município de Santo Amaro da Imperatriz (SC).

A pequena área de cultivo na bacia do rio Vargem do Braço se deve principalmente ao fato de que a expansão agrícola foi detida pela criação do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, em 1975. Embora a situação fundiária seja confusa e embaraçada por inúmeras ações judiciais em curso, a área cultivada tem se mantido com poucas alterações desde a criação do parque. A idéia inicial e que ainda possui adeptos é a indenização dos proprietários das terras e a manutenção da área sem moradores, o que desestruturaria a comunidade de Vargem do Braço (e o problema focalizado neste exemplo). Tal idéia não tem sido implementada devido aos altos custos das indenizações e aos problemas sociais e comunitários envolvidos nesse tipo de processo. Uma alternativa que tem sido tratada nas discussões propõe a permanência na bacia dos atuais moradores e de suas respectivas atividades econômicas, desde que haja adesão a programas de proteção ambiental. Pela própria complexidade do problema agrícola, os avanços ainda estão lentos, justamente porque as possibilidades de ocupação econômica dos moradores da bacia são restritas.

5.1.2 A questão dos agrotóxicos na bacia do rio Vargem do Braço

O problema dos agrotóxicos na bacia do rio Vargem do Braço é motivo de preocupação oficial desde os anos 80, principalmente após esse rio ter sido enquadrado como classe 1 pela Portaria Estadual nº 24/79 e essa classe, conforme Decreto estadual 14.250, de 5/6/1981, não admite lançamento de efluentes, mesmo tratados. Conforme relata Amaral (1998), em um ofício do Serviço Especial de Defesa do Consumidor do Ministério Público endereçado a FATMA¹⁰, em 1986, pode ser lida a seguinte argumentação do promotor de justiça ao solicitar providências do órgão ambiental quanto ao problema: “Recebi comunicação de que entre 10 e 20 quilômetros acima do ponto de captação de água da Casan, nas nascentes de Pilões, na Vargem do Braço, (...) existem plantações de tomates, batatas e outros hortigranjeiros e que os lavoureiros estão aplicando pesticidas e jogando os invólucros no riacho que deságua nas nascentes de Pilões, comprometendo o meio ambiente”. Segundo Amaral (1998), em resposta à solicitação do promotor, uma equipe da FATMA efetuou levantamento na área e concluiu que “o uso desenfreado de agrotóxicos sem que haja a devida orientação de técnicos de instituições da área, (...) mais o hábito de limpeza dos implementos no rio Vargem do Braço, comprometem o meio ambiente, ocasionando a presença de elementos tóxicos na água do rio (...)”.

¹⁰ FATMA – Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina

A partir do levantamento efetuado pela FATMA na bacia do rio Vargem do Braço, Amaral (1998) estimou um consumo de agrotóxicos na ordem de 800 kg de ingredientes ativos, para o ano de 1986. O Anexo 1 exibe os tipos de agrotóxicos utilizados na bacia. Em levantamento mais recente (Projeto PADCT... 1998), estimou-se um consumo de quase 17 toneladas de agrotóxicos (em termos de ingredientes ativos) em toda bacia do Rio Cubatão Sul (Anexo 2), da qual 25% da área pertence à bacia do rio Vargem do Braço.

A suspeita de que houvesse contaminação por agrotóxicos na água do rio Cubatão Sul, bacia principal que contém o rio Vargem do Braço, conduziu a alguns esforços de pesquisa, como aqueles estabelecidos no Projeto PADCT... (1998). Em uma das ações desse projeto verificou-se a presença de resíduos de carbamatos nas águas, em concentrações abaixo daquelas permitidas pela legislação (Tabela 5.2). Contudo, as análises efetuadas não corresponderam a um programa sistemático de coleta de amostras e que contemplasse os aspectos de sazonalidade. Assim, o período em que foram realizadas as determinações não cobriu a época teoricamente mais crítica em termos de regime pluviométrico e intensidade de cultivo. Destaque-se que o principal objetivo dos estudos desenvolvidos ligava-se à formação de uma base analítica de suporte para análise de agrotóxicos em Santa Catarina, e uma das recomendações dos pesquisadores ressaltava o fato de que se deveria analisar as águas de forma sistemática e periódica, não somente para os compostos indicados na legislação mas também para aqueles rotineiramente utilizados pelos agricultores.

Especificamente para o rio Vargem do Braço, no Projeto PADCT...(1998) detectou-se a presença de inseticidas organoclorados na água, em teores abaixo dos permitidos pela legislação para águas da classe 2. No entanto, esses teores possivelmente devem estar relacionados com o uso passado desse tipo de inseticida, já que são substâncias persistentes no ambiente.

Empiricamente não está demonstrado que as águas do rio Vargem do Braço estejam contaminadas com agrotóxicos. No entanto, as razões de suspeita ainda se mantêm, pois a quantidade e variedade de agrotóxicos utilizadas na bacia não são negligenciáveis. Como destacam Gilliom et al. (1999), no que se refere à saúde humana e vida aquática são quatro os fatores que complicam a avaliação dos agrotóxicos e criam incerteza acerca dos seus riscos: exposição crônica a misturas de agrotóxicos, predomínio na água de produtos da decomposição de pesticidas, forte sazonalidade dos padrões de concentração (resultando

em repetidos pulsos de altas concentrações) e possibilidade de que alguns efeitos biológicos ainda não possam ser percebidos. Além disso, alguns compostos usados como agrotóxicos não podem ser medidos devido a restrições analíticas ou de orçamento. Devido a essas restrições, Gilliom et al. (1999) apontam diversos herbicidas e inseticidas de uso significativo que não estão sendo considerados em um amplo programa estadunidense de avaliação da qualidade da água. Já que essas omissões são importantes, eles recomendam cautela nas conclusões daquele programa. No caso dos rios Cubatão Sul e Vargem do Braço, portanto, há uma forte incerteza quanto à presença ou não de agrotóxicos na água, mesmo que se possa descartar a ocorrência de carbamatos e organoclorados em concentrações que possam ocasionar problemas à saúde da população.

Deve-se ressaltar que, no escopo deste trabalho, considera-se que as razões objetivas que motivam as ações de controle da qualidade da água muitas vezes são suplantadas por razões de ordem subjetiva, como a garantia plena da ausência de compostos químicos sintéticos na água, aversão ao risco de que algumas substâncias revelem-se danosas à saúde, anseio por um ambiente mais saudável, entre outras. Assim, o fato de não haver concentrações de agrotóxicos consideradas nocivas pela legislação em um certo corpo de água (o que geralmente não pode ser afirmado, no caso de bacias com ocupação agrícola), não impede que se promovam ações que atendam o requisito de manutenção da qualidade atual da água, tendo em vista a sua proteção *per se* ou mesmo uso imediato/futuro em finalidades humanas.

Tabela 5.2. Concentração de resíduos de inseticidas carbamatos em amostras de águas superficiais do rio Cubatão Sul (SC) coletadas em um ponto próximo a foz.

Substância	Concentração máxima observada (ppb)*	Limite permitido na legislação (ppb)**
Aldicarb	4,25	100
Carbofuran	23,97	100
Carbaryl	3,76	100
Methiocarb	1,82	100

* Em metil paration.

** Limites estabelecidos para águas destinadas ao abastecimento público, segundo resolução Conama 20 para classes 3 e superiores (Resolução CONAMA n° 20, 1986).

FONTE: Projeto PADCT... (1998).

5.1.3 Caracterização geral do sistema de abastecimento Cubatão-Pilões

O rio Vargem do Braço é a principal fonte de abastecimento de água dos municípios que formam a região de Florianópolis. Durante meio século esse rio foi a única fonte de abastecimento para a região, fato modificado a partir da década de 80, quando passou-se a aproveitar também a água do rio Cubatão Sul, principal integrante da bacia que leva seu nome e que tem como um dos seus afluentes o próprio Rio Vargem do Braço.

A empresa responsável pelo abastecimento da região de Florianópolis é a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento – Casan, sociedade de economia mista e controlada pelo governo estadual de Santa Catarina. O sistema denominado Cubatão-Pilões abastece a região composta pelos municípios de Florianópolis, São José, Palhoça, Biguaçu e Santo Amaro da Imperatriz. Na Tabela 5.3 apresenta-se o detalhamento operacional desse sistema. A população abastecida situou-se ao redor de 460 mil pessoas, em média, no período entre janeiro e agosto de 1999. Considerando-se a população total da região, obtém-se um índice de abastecimento de 87,70%.

A vazão projetada para o sistema é de 1.710 l/s, sendo que, em média, foram utilizados 1.438,8 l/s no período janeiro-agosto de 1999, ou cerca de 84% da capacidade de projeto. Essa vazão foi distribuída para 102.708 ligações, ou 166.915 economias, com 88,3% delas sendo do tipo residencial. O volume distribuído por economia no período foi de 21,15 m³/mês e, considerando um índice de perdas de 39,36%, o volume efetivamente consumido por economia foi de 12,8 m³/mês. Da vazão de projeto, aproximadamente 47% corresponde à água retirada do rio Vargem do Braço, ou 800 l/s. O restante é suprido pelo rio Cubatão Sul, principalmente, e por mananciais de pequena dimensão localizados no interior da Ilha de Santa Catarina, onde se situa parte de Florianópolis.

A água do rio Vargem do Braço é estratégica para o sistema Cubatão-Pilões, principalmente devido a sua melhor qualidade relativa. Tendo em vista as expectativas de saturação do sistema, uma das alternativas estudadas é a construção de uma represa nesse rio, o que implicaria em alagamento da comunidade residente à montante. Devido aos problemas de ordem social e ecológica, essa alternativa parece descartada, pelo menos em médio prazo.

Tabela 5.3 Informações operacionais do sistema de abastecimento de água Cubatão-Pilões, que serve a região de Florianópolis, 1999.

<i>Discriminação</i>	<i>Média*</i>
OPERAÇÃO	
População urbana (hab)	526.035,00
População abastecida (hab)	460.557,00
Consumo per capita (l/hab.dia)	247,24
Vazão (m ³ /h)	5.179,67
Vazão (l/s)	1.438,80
Vazão de demanda (20% de perdas) (l/s)	974,10
Período de funcionamento mensal (h/mês)	730,00
Período de funcionamento diário (h/dia)	24,00
Volume aduzido (m ³ /mês)	3.780.757,75
Volume processado (m ³ /mês)	251.533,33
Volume distribuído (m ³ /mês)	3.529.224,42
Volume de perdas (m ³ /mês)	1.397.011,42
LIGAÇÕES	
Com hidrômetro	92.488
Total	102.708
Economias residenciais com hidrômetro	137.625
Economias residenciais total	147.384
Economias total	166.915
COMERCIAL	
Volume micromedido (m ³)	2.014.751,50
Volume estimado (m ³)	117.461,50
Volume consumido (m ³)	2.132.213,00
Volume faturado medido (m ³)	2.599.920,25
Volume faturado total (m ³)	2.717.381,75
Volume micromedido residencial (m ³)	1.605.172,58
PERDAS RECUPERADAS PELO FATURAMENTO	
Perdas de faturamento (m ³)	811.842,67
Volume recuperado (m ³)	585.168,75
INDICADORES	
Índice de abastecimento (%)	87,70
Índice de hidrometração (%)	90,05
Índice de perdas (%)	39,36
Índice de faturamento (%)	77,31
Rede/ligação (m/lig)	11,68
Volume distribuído por economia (m ³ /economia)	21,15
Consumo médio diário (l/s)	1.317,66
Consumo máximo diário (l/s)	1.581,19
Reservação necessária (m ³)	45.538,27
Índice de recuperação (%)	43,14

*média referente aos meses janeiro a agosto de 1999.

Fonte: Casan, 1999.

Para fins de utilização no momento de quantificar as compensações, a Figura 5.4 apresenta o histograma de consumo do sistema Cubatão-Pilões e outras informações pertinentes, com detalhamento maior do setor residencial. Utilizou-se o mês de setembro de

1999 como referência por ser a informação mais atualizada disponível. Reconhece-se que há variações sazonais de consumo, tanto pelo aumento da demanda por economia, como pelo aumento progressivo das economias que entram no sistema. Entretanto, para a meta deste trabalho, a referência em questão é adequada (observe-se que o mês de setembro situa-se num período em que a demanda de água pode ser considerada como próxima da demanda média anual).

Uma inspeção no item “a” da Figura 5.4 revela que 52,8% dos consumidores residenciais da região de Florianópolis situam-se na faixa de consumo de até 10 m³/mês (ou aproximadamente 46% do total de consumidores ou economias). Esses consumidores utilizam 341.125 m³/mês, ou 22,1% do consumo residencial medido (cerca de 18% do consumo total medido). Uma implicação de tal distribuição é pensar-se em incluir adicionais destinados às compensações apenas nas contas dos consumidores não-residenciais e residenciais que utilizem acima de 10 m³ de água por mês, excluindo dos acréscimos nas tarifas aqueles consumidores de menor poder aquisitivo.

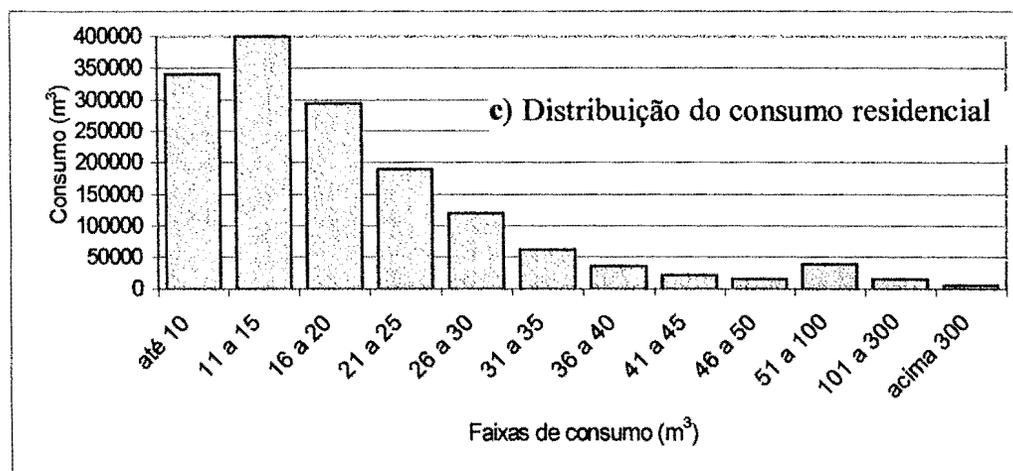
5.2 QUANTIFICANDO A NECESSIDADE DE COMPENSAÇÃO

Inicialmente é necessário voltar a caracterizar as compensações que se destinam ao setor rural como forma de estímulo à proteção das águas. O objetivo geral desse instrumento econômico seria proporcionar meios financeiros para que o agricultor atendesse o anseio público de proteção às águas mediante ações aplicadas diretamente em suas atividades produtivas. De forma mais ampla, esse instrumento agiria como indutor de um comportamento ambiental mais desejável. Em sua integridade, a sociedade seria favorecida pelo aumento (manutenção) da qualidade da água, tanto nos seus aspectos mais diretos, ligados aos usos básicos e econômicos, como nos aspectos mais abrangentes relacionados à preservação da biodiversidade. Em contrapartida, a sociedade destinaria recursos àqueles agricultores que aderissem a sistemas de produção minimizadores de danos ambientais, seja como forma de contrabalançar as eventuais perdas resultantes das alterações no sistema produtivo ou mesmo como cooptação das comunidades rurais no processo de proteção dos recursos naturais.

a) Distribuição das economias residenciais e histograma de consumo residencial

Faixas de consumo	Economias residenciais		Consumo medido (m ³)			consumo médio por faixa (m ³ /econ.)
	número	%	acumulado*	na faixa	% por faixa	
até 10	72.064	52,8	984.345	341.125	22,1	4,7
11 a 15	30.768	22,6	259.626	399.536	25,9	13,0
16 a 20	16.501	12,1	132.189	294.439	19,1	17,8
21 a 25	8.289	6,1	67.957	189.917	12,3	22,9
26 a 30	4.322	3,2	34.253	120.093	7,8	27,8
31 a 35	1.922	1,4	18.086	63.146	4,1	32,9
36 a 40	962	0,7	10.535	36.415	2,4	37,9
41 a 45	512	0,4	6.610	21.860	1,4	42,7
46 a 50	328	0,2	4.471	15.641	1,0	47,7
51 a 100	601	0,4	14.914	39.114	2,5	65,1
101 a 300	104	0,1	8.332	16.132	1,0	155,1
acima 300	13	---	2.753	6.653	0,4	511,8
Total	136.386	100,00	1.544.071	1.544.071	100,00	11,3

* Contém o consumo nesta faixa relativo às faixas subsequentes.



b) Distribuição das economias residenciais nas três faixas de consumo consideradas para fins de tarifação.

Faixas de consumo	economias		consumo	
	n ^o	%	m ³	%
1 (até 10 m ³ /mês)	72.064	52,8	341.125	22,1
2 (11-25 m ³ /mês)	55.558	40,7	883.892	57,2
3 (> 25 m ³ /mês)	8.764	6,4	319.054	20,7
total	136.386	100,0	1.544.071	100,0

d) Número e consumo mensal das economias não residenciais.

Economias não residenciais		consumo	
n ^o	% do total	m ³	% do total
20.464	13,0	387.293	20,0

Figura 5.4 Sistema Cubatão-Pilões, região de Florianópolis (SC), mês de setembro de 1999: a) tabela com distribuição das economias e histograma de consumo residencial; b) distribuição por faixas de consumo para fins de tarifação; c) distribuição do consumo residencial sob a forma gráfica; d) consumo não-residencial. (Fonte: Casan, 1999).

A defesa da idéia das compensações baseia-se em alguns pressupostos. Em primeiro lugar, esse instrumento apenas será legitimado socialmente quando a renda da atividade agrícola flagrantemente não suportar os encargos financeiros decorrentes de uma possível cobrança pelo uso dos recursos ambientais, que à luz dos preceitos econômicos talvez seja o instrumento mais indicado.

Entretanto, pode-se considerar a renda do homem do campo como deficitária e que isso por si já é uma forte justificativa à proposta das compensações, embora o argumento da baixa renda não possa ser generalizado para todas as situações rurais e fundiárias. Em todo caso, deve-se atentar que as compensações fazem parte de uma estrutura de negociação social mais abrangente, em que os atores possuem posições declaradas e definidas. É evidente, então, que outro pressuposto é a disposição que a sociedade tem em pagar pela proteção ambiental. Se ela for positiva, a sociedade reconhece a existência dos benefícios resultantes das práticas agrícolas ambientalmente menos agressivas e dispõe-se a retribuir monetariamente aos agricultores que utilizam tais práticas. Nesse reconhecimento, estaria implícito que a transferência de recursos financeiros ao campo não se configuraria em algo extravagante e impróprio. Um outro ponto que deve ser considerado é que as eventuais reduções na produção devidas às modificações nos sistemas de cultivo (convencional para orgânico, por exemplo) não devem afetar o mercado agrícola de forma significativa, ao menos sob o ponto de vista de não provocar escassez de alimentos e matérias-primas, situação em que a sociedade estaria inclinada a outros tipos de considerações completamente distintas das observadas em períodos de oferta regular de bens agrícolas.

Portanto, e com relação aos recursos hídricos, pode-se vincular a possibilidade de introdução das compensações à seguinte configuração geral: (i) meio rural com atividades agrícolas potencialmente poluidoras dos mananciais de água em que há interesse público; (ii) uso agrícola do meio com função social, econômica e comunitária (não há como suprimir esse uso sem causar impactos indesejáveis a essas funções); (iii) renda da atividade agrícola incompatível com os pressupostos necessários à implantação de outros instrumentos econômicos (tipo cobrança) ou para aplicação de restrições legais originadas na visão jurídico-administrativa; (iv) disposição de pagamento da sociedade pela proteção aos recursos hídricos; (v) presença de opções tecnológicas para substituição dos sistemas de produção vigentes por outros ambientalmente mais adequados; e (vi) comunidade rural com disposição de aceitar pagamento pelas medidas de proteção. Os itens (iii), (iv) e (vi) serão discutidos a seguir.

5.2.1 Renda da atividade agrícola

Encontra-se uma forte justificativa para a defesa do uso de medidas compensatórias no meio rural na baixa remuneração proporcionada pelas atividades agrícolas, ao menos em termos de agricultura familiar ou de pequeno porte – situação predominante no estado de Santa Catarina.

Segundo Rodrigues (1999), cerca de 27% da população catarinense reside na zona rural e recebe uma renda média familiar de aproximadamente 560 reais, contra cerca de 1200 reais na zona urbana. A renda média mensal de um habitante da zona rural não chega a 40% daquela obtida por um habitante urbano (391 reais per capita, na zona urbana, e 154 reais na rural). Destaque-se que essa renda mensal per capita no meio rural seria ainda inferior não fosse o efeito relativo das rendas provenientes de atividades não agrícolas, pois ao redor de 30% da população rural economicamente ativa de Santa Catarina já não depende diretamente do campo. Essa parcela que não exerce atividades agrícolas contribui com 43% da renda familiar do campo, contra 41% da renda das atividades agropecuárias e 16% proveniente de pensões, aposentadorias e outras fontes. Tomando-se unicamente a renda das atividades agrícolas, a renda mensal média per capita da zona rural de Santa Catarina é de 116 reais, ou 30% daquela que em média recebe um habitante urbano mensalmente.

A questão da baixa renda no campo em parte explica a intensa migração campocidade das últimas décadas, tanto em Santa Catarina como em todo país. Segundo dados demográficos apresentados por Rodrigues (1999), verifica-se que a proporção de população rural em Santa Catarina decresceu de 57%, em 1970, para 27% em 1996 (44% para 22%, em termos nacionais). Neste estado, a população rural decresceu em taxas médias de 0,89% ao ano, no período entre 1970 e 1996, enquanto que a população urbana apresentou crescimento médio anual de 4,12%, no mesmo período (-0,72% e 3,36%, considerando todo o país e respectivamente para população rural e urbana).

Há uma diversidade de fatores que motivam o deslocamento do homem do campo para a cidade e não caberia neste trabalho tal discussão. Mas há que se destacar um desses fatores que tem implicações diretas na proposta até aqui delineada: o preço relativo dos produtos agrícolas. Já está amplamente divulgada a queda no preço médio das mercadorias agrícolas nos últimos anos. Um estudo de Mattei, apresentado por Rodrigues (1999), mostra que, tomando-se o ano base de 1997, há uma queda acentuada no preço para a

maioria dos produtos agropecuários. Uma síntese dos resultados está reproduzida na listagem abaixo:

Trigo	18% do que valia em 1983
Milho	35% do que valia em 1983
Soja	37% do que valia em 1983
Suínos	45% do que valiam em 1984
Arroz	50% do que valia em 1983
Leite	51% do que valia em 1984
Mandioca	53% do que valia em 1983
Aves	58% do que valiam em 1984
Feijão	Preço igual ao de 1983
Fumo	Aumento de 21% comparado com 1990

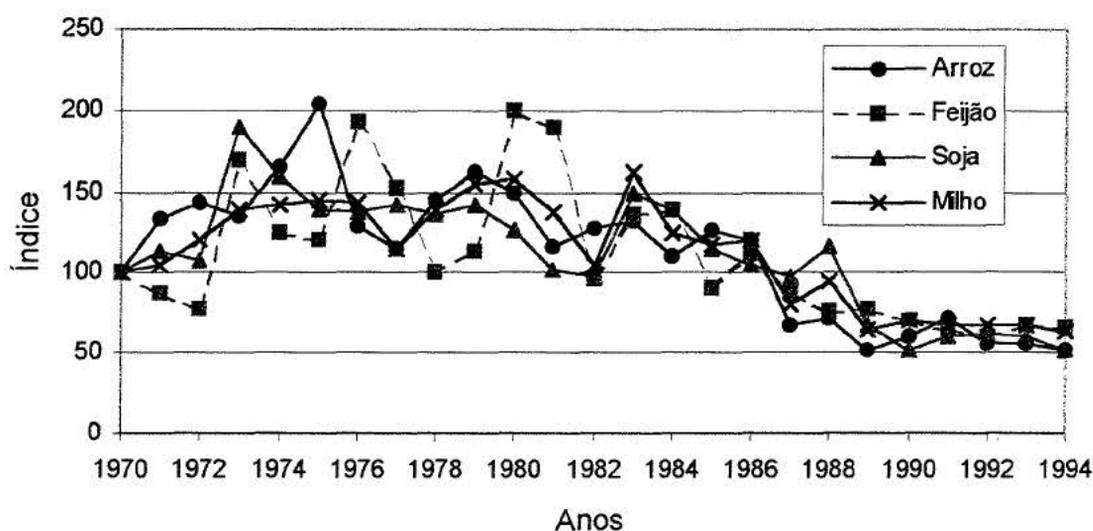


Figura 5.5 Índice de preços reais recebidos pelos produtores brasileiros de arroz, feijão, soja e milho no período de 1970 a 1994. Índices corrigidos pelo IGP-DI para valores de 1994 e base de comparação 1970 = 100 (adaptado de Vegro & Ferreira, 1996).

Para evidenciar essa queda nos preços, apresenta-se na Figura 5.5 uma evolução histórica do índice de preços para quatro cultivos de grande expressão econômica no Brasil. A tendência de declínio nos preços desses bens agrícolas é marcante, principalmente no período compreendido entre 1983 e 1994. Salvo oscilações episódicas, essa tendência de queda nos preços pode ser estendida à época atual. Deve-se alertar para o fato de que a

queda no índice de preços recebidos pelos agricultores pode não significar uma queda em suas rendas, pois no período pode ter havido ganhos de produtividade e/ou redução nos custos dos insumos, de transporte e de comercialização. Mesmo que essas possibilidades possam ser verdadeiras para alguns produtores, para o conjunto deles pode-se assumir que tais ganhos não contrabalançaram as perdas na receita devido aos preços mais baixos e, em consequência, pode-se generalizar que os agricultores sofreram decréscimo em suas rendas nos últimos anos.

5.2.2 Disposição de pagamento da população de Florianópolis e municípios vizinhos por água de maior qualidade

Certamente que água de reconhecida qualidade é um bem que as pessoas prezam, mesmo que a maioria não se preocupe com isso no seu dia a dia e considere como trivial a disponibilidade de água em suas residências. Não é de surpreender que o indivíduo urbano esteja alheio às questões da qualidade dos recursos hídricos, afastado que está dos locais onde se dá a captação, acúmulo e tratamento da água que chega em sua residência ou local onde exerce sua atividade econômica. Evidentemente, o sistema urbano exige um contínuo fluxo de água para se manter, às custas de um dispêndio financeiro/energético invertido no processo que sustenta esse fluxo. Portanto, não é de modo algum estranho às pessoas o fato de haver necessidade de pagar pela água consumida. Em outras palavras, o ato de pagar pelo serviço de abastecimento está inteiramente incorporado aos hábitos da população.

No entanto, enquanto que pagar pela água fornecida pelo serviço de abastecimento público pode ser considerado um ato de rotina, o mesmo não pode ser dito com relação aos pagamentos efetuados para proteção dos mananciais hídricos. A manutenção ou aumento da qualidade da água proporcionada por medidas preventivas executadas na bacia hidrográfica ainda não é uma idéia muito difundida e os pagamentos para esses fins podem causar reações contrárias por parte dos usuários. Evidentemente, espera-se que tais reações diminuam à medida que o nível de informação sobre a questão da poluição das águas aumente, principalmente com relação aos efeitos da poluição difusa.

Para a região de Florianópolis, Martini et al. (1999) realizaram uma pesquisa com o intento de obtenção do grau de percepção da qualidade da água pela população urbana dessa região e para verificar a disposição de pagamento por água isenta de resíduos de origem agrícola (agrotóxicos). Essa pesquisa foi realizada por meio da aplicação de um

questionário a usuários do serviço de abastecimento de água local, entrevistados em suas residências e em locais públicos. O questionário e os resultados brutos estão apresentados no Anexo 3. A pesquisa foi orientada no sentido de atender alguns pressupostos do método da “avaliação contingente” (ou “preferência expressada”), descrito em Turner et al. (1994).

Uma parcela significativa dos entrevistados (43%) manifestou um nível alto de preocupação com relação à contaminação da água fornecida pelo serviço de abastecimento público, notando-se, porém, uma clara divisão no grupo amostrado, pois 38% dos entrevistados confiam na qualidade da água que recebem em suas residências. Dentre os problemas citados, os entrevistados destacaram os aspectos sensoriais da água (cor, odor, sabor) como as maiores preocupações, com poucas respostas espontâneas nas opções transmissão de doenças e intoxicações por substâncias químicas. Contraditoriamente, a grande maioria dos entrevistados (92%) informou empregar atitudes (meios) defensivas com relação à água fornecida pelo serviço de abastecimento público, seja pelo uso de dispositivos de filtragem-purificação e/ou pela aquisição de água envasada. Tais atitudes foram tomadas principalmente por questões de segurança.

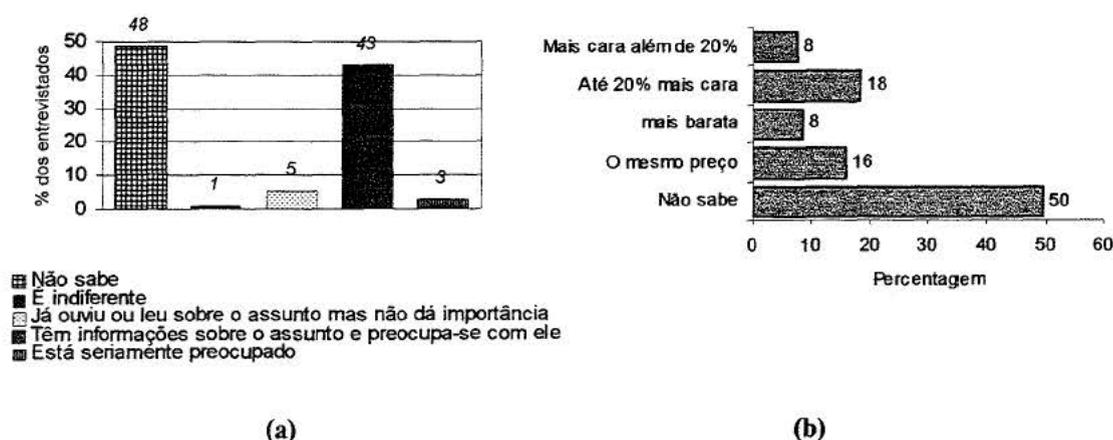


Figura 5.6 (a) Nível de preocupação de entrevistados da região de Florianópolis com relação à contaminação por produtos ou resíduos de produtos químicos (agrotóxicos) usados na agricultura e que podem contaminar a água fornecida pelo serviço de abastecimento público; (b) disposição de pagamento desses entrevistados pela água proveniente de locais onde se pratica agricultura sem uso de agrotóxicos.

Grande parte dos entrevistados (42%) citou o esgoto urbano como maior responsável pela poluição das águas e apenas 13% colocaram a agricultura como a maior responsável.

Apesar disso, quando questionados sobre a preocupação com a contaminação das águas por resíduos de origem agrícola, 45% deles declararam-se preocupados com o assunto – para um percentual de 50% de pessoas que se reconhecem informadas a respeito do tema. A Figura 5.6 traz a distribuição percentual do nível de preocupação com relação à contaminação da água por produtos ou resíduos de produtos químicos (agrotóxicos) usados na agricultura e a respectiva disposição de pagamento pela água com origem em locais onde não há uso de agrotóxicos.

Os resultados da pesquisa mostrados na Figura 5.6.b revelam que 26% dos entrevistados concordaram em pagar mais caro pela água que proviesse de locais onde não há uso de agrotóxicos. Mais do que o percentual em si, deve-se destacar que essa foi a segunda opção preferida pelos entrevistados, em termos absolutos, ou a primeira, quando se considerar apenas aqueles que souberam responder à pergunta formulada. Utilizando-se como amostra apenas esses entrevistados que souberam responder, apresenta-se na Tabela 5.4 as disposições de pagamento arranjadas em classes e suas respectivas frequências. Para evitar percentuais negativos de disposição de pagamento, atribuiu-se o valor 100 para aqueles que responderam que a água originada em locais sem uso de agrotóxicos deveria custar o mesmo preço. Portanto, valores abaixo e acima de 100 representam água mais barata e mais cara, respectivamente. A fim de realizar extrapolações para a população, testou-se a aderência dos dados a diversas distribuições estatísticas teóricas. A Figura 5.7 apresenta os dados de disposição de pagamento ajustados à distribuição Gamma incompleta. Destaque-se que a pesquisa não detectou efeitos significativos ligados à renda dos entrevistados, em todos os quesitos discutidos aqui.

Desprezando-se aquela parcela da população que não sabe responder, com base na Figura 5.7 pode-se efetuar algumas considerações: (i) apenas cerca de 10% da população estaria disposta a pagar adicionais de 40% ou mais pela água proveniente de locais sem uso de agrotóxicos; (ii) o valor mediano da disposição de pagamento situa-se ao redor de 2,5% acima do valor atual da água; (iii) 45% da população não se dispõem a pagar mais pela água; e, finalmente, (iv) cerca de 55% estaria disposta a pagar pelo menos 1% a mais pela água proveniente de locais sem uso de agrotóxicos.

Tabela 5.4 Classes de disposições de pagamento por água proveniente de locais sem uso de agrotóxicos e freqüências observadas. Pesquisa de opinião realizada na região de Florianópolis (SC), 1999.

Disposição relativa de pagamento*	Número de entrevistados	Freqüência relativa (%)	Freqüência relativa acumulada (%)
45 – 55	6	4,8	4,8
55 – 65	0	0,0	4,8
65 – 75	2	1,6	6,4
75 – 85	4	3,2	9,6
85 – 95	9	7,1	16,7
95 – 105	54	42,8	59,5
105 – 115	18	14,3	73,8
115 – 125	16	12,7	86,5
125 – 135	6	4,8	91,3
135 – 145	0	0,0	91,3
145 – 155	8	6,3	97,6
155 – 165	0	0,0	97,6
165 – 175	0	0,0	97,6
175 – 185	0	0,0	97,6
185 – 195	0	0,0	97,6
195 – 205	3	2,4	100,0

* O valor 100 indica mesmo preço. Valores abaixo e acima de 100 indicam respectivamente a porcentagem a menos e a mais que os entrevistados dispõem-se a pagar pela água originada em locais sem uso de agrotóxicos.

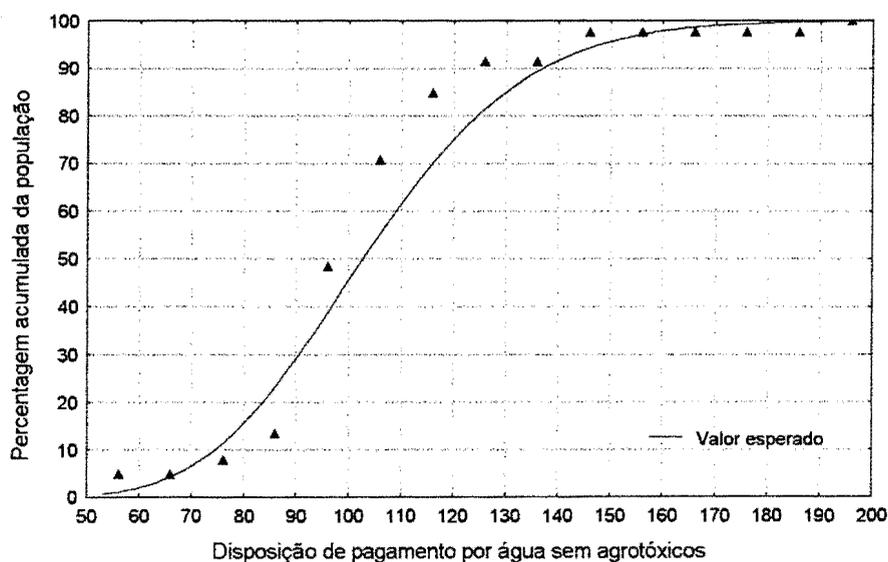


Figura 5.7 Disposições relativas de pagamento dos usuários da região de Florianópolis (SC) por água proveniente de locais sem uso de agrotóxicos. Dados ajustados à distribuição Gamma incompleta, com parâmetros $\alpha=19,245$ e $\beta=5,597$ (teste Kolmogorov-Smirnov com $D_{cal} \cong 0,14 < D_{tab. [n=126, \alpha=0,01]}$). O valor de $X=100$ representa o preço atual da água.

Os resultados da pesquisa mostraram algumas incoerências. Entre elas está o fato de que parte dos entrevistados respondeu que a água de maior qualidade deveria custar mais barata (8%) ou o mesmo preço (16%) que a água “normal”. Certamente, tal ocorrência deve-se em parte aos típicos desvios que ocorrem nas pesquisas de opinião, como, por exemplo, respostas irrefletidas pelo não entendimento do teor da pergunta ou simplesmente respostas irônicas. Por outro lado, pode indicar também que os usuários da água desejariam pagar menos pela água sob quaisquer circunstâncias. Racionalmente, no entanto, é possível supor que as pessoas estariam dispostas a pagar um adicional pela água de maior qualidade, por menor que viesse a ser esse valor adicional. Portanto, uma alternativa para avaliar a disponibilidade de pagamento da população por água de maior qualidade, e utilizando-se os dados da pesquisa de opinião até aqui discutida, é empregar apenas as respostas daqueles que se dispuseram a pagar mais pela água sem agrotóxicos. Essa alternativa é apresentada na Figura 5.8 abaixo.

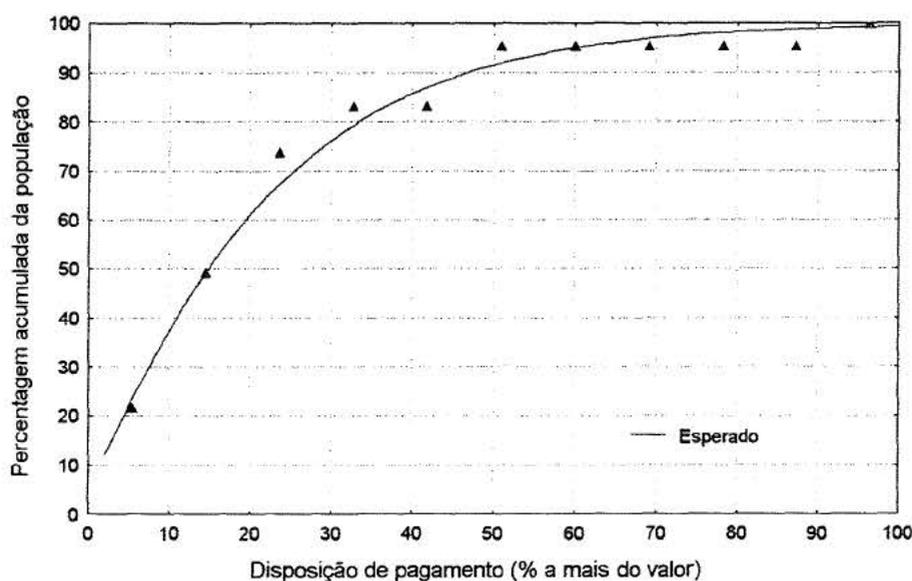


Figura 5.8 Disposição de pagamento dos usuários da região de Florianópolis (SC) por água proveniente de locais sem uso de agrotóxicos. Dados ajustados à distribuição Gamma incompleta, com parâmetros $\alpha=1,267$ e $\beta=17,77$ (teste Kolmogorov-Smirnov com $D_{\text{cal}}=0,14 < D_{\text{tab},[n=65, \alpha=0,05]}$). Os valores da disposição de pagamento estão indicados em percentagem acima do preço atual da água.

A opção de utilizar como amostra apenas os respondentes que se dispuseram a pagar mais pela água sem agrotóxicos é menos conservadora do que considerar na avaliação aqueles que desejariam pagar o mesmo preço ou até mais barato pela água. Dessa forma, empregando-se a Figura 5.8 pode-se obter o indicativo de que cerca de 90% da população se disporia a pagar pelo menos 3% a mais pela água proveniente de locais sem uso de agrotóxicos, enquanto que apenas cerca de 40% pagaria adicionais acima de 20% por essa água.

Em resumo, a pesquisa revelou indícios positivos de que parte da população da região de Florianópolis estaria disposta a pagar mais pela água que proviesse de regiões onde fosse praticada uma agricultura diferenciada. Embora os resultados devam ser tomados com cuidado, eles ao menos fornecem indicativos de que há um real espaço para a inclusão de medidas compensatórias em programas destinados a controlar ou evitar a presença de poluentes de origem agrícola nas águas de abastecimento público.

5.2.3 Disposição dos agricultores da bacia do Rio Vargem do Braço em aceitar pagamentos compensatórios

Entenda-se neste texto “aceitação” como a receptividade demonstrada pelos agricultores às eventuais medidas compensatórias oferecidas como contrapartida a um uso agrícola do meio mais desejável para a sociedade. Essa aceitação, medida em termos monetários, resultaria da resposta à pergunta “quanto o agricultor estaria disposto a receber em troca da modificação do seu sistema atual de produção?”. Na verdade, há duas etapas distintas a serem consideradas: uma, qualitativa, visa verificar a possibilidade de se introduzir a medida e outra, quantitativa, tem como meta descobrir o valor das compensações.

Para estimar essa disposição de aceitar pagamentos há pelo menos duas opções: (i) avaliação direta, por intermédio de entrevistas com os agricultores-alvo, e (ii) avaliação indireta, pela identificação do nível da renda atual dos agricultores ou pela obtenção das receitas líquidas da atividade agrícola. No primeiro caso, atendem-se as etapas qualitativa (eles dispõem-se ou não a aceitar) e quantitativa (o quanto eles aceitariam). No segundo, intui-se a priori que a aceitação seja tácita, desde que se satisfaça o pressuposto de manutenção (ampliação) da renda ou das receitas líquidas da atividade agrícola. Neste trabalho, utilizaram-se dois procedimentos para avaliar a disposição de aceitar pagamento

dos agricultores da localidade Vargem do Braço: uma pesquisa de opinião realizada com extensionistas rurais que atuam no local e nas regiões circunvizinhas e uma avaliação da renda dos moradores da localidade.

5.2.3.1 Consulta aos extensionistas rurais

A pesquisa de opinião com extensionistas foi realizada com o intuito de inferir-se indiretamente a reação da comunidade rural às compensações, já que se considerou inoportuno aplicar um questionário diretamente aos agricultores, seja por que eles tendem a ser arredios a esse tipo de consulta ou principalmente para que não se criassem falsas expectativas junto à comunidade e um posterior sentimento de frustração e aversão a outras iniciativas do gênero.

Para a consulta, estruturou-se um questionário (Tabela 5.5), que foi submetido aos extensionistas rurais da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. – Epagri, regional de Florianópolis, em março de 2000. Dos 22 questionários enviados, 20 foram respondidos (90% de retorno), o que é um ótimo índice para esse tipo de consulta.

Os principais problemas ambientais constatados pelos extensionistas em suas respectivas regiões de atuação são exibidos na Tabela 5.5, questão 1. Não há uma clara predominância de algum problema específico, mas o item “agrotóxicos” é o mais citado, com 32% das respostas. Considerando que aqueles que responderam “poluição das águas” como maior problema o fizeram também destacando os agrotóxicos como questão subsidiária, pode-se considerar que cerca de 50% dos extensionistas apontam os agrotóxicos como maior causa da poluição em suas regiões de atuação.

Para verificar como os agricultores acolhem as reivindicações urbanas ligadas à proteção ambiental, inquiriu-se os extensionistas sobre como os agricultores sentem-se quando a população urbana reivindica a necessidade de eles alterarem seus atuais métodos de produção para outros menos agressivos ao ambiente (questão 2). As opções do questionário variaram de “alheamento completo” até “concordância com os pontos de vista urbanos”. A maioria dos extensionistas pensa que os agricultores não estão alheios às questões ambientais, mas 20% responderam que os agricultores ignoram tais questões e 40% dos extensionistas julgam que os agricultores, mesmo quando admitem serem causadores de danos ambientais, sentem-se impossibilitados de evitá-los. É razoável supor

Tabela 5.5 Resultado de questionário submetido aos extensionistas rurais da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. – Epagri, regional de Florianópolis, no mês de março de 2000.

Questão	opções	n° de respostas¹	% de respostas
1. <i>Qual o principal problema ambiental (que já ocorre ou que seja um problema potencial) ocasionado pela agricultura na sua região de atendimento?</i>	Lixo, dejetos	3	12
	Uso inadequado do solo	6	24
	Desmatamento	4	16
	Poluição das águas	4	16
	Agrotóxicos	8	32
2. <i>Como os agricultores sentem-se quando a população “urbana” reivindica a necessidade de eles alterarem seus atuais métodos de produção para outros menos agressivos ao ambiente?</i>	Os agricultores estão completamente alheios às questões ambientais.	3	12
	Conhecem as reclamações da população “urbana”, mas as ignoram.	5	20
	Reconhecem-se causadores de danos ambientais, mas sentem-se impossibilitados de evitá-los.	10	40
	Estão dispostos a alterar seus métodos de produção para outros que diminuam os danos ambientais.	6	24
	Concordam com os pontos de vista da população “urbana” e procuram adequar seus métodos de produção com vistas à proteção ambiental.	1	4
3. <i>Que reação você acha que os agricultores iriam manifestar caso o poder público instituisse medidas restritivas a certas atividades e/ou ao uso de insumos agrícolas que causam danos ambientais (agrotóxicos, por exemplo)?</i>	Não tomariam conhecimento.	0	0
	Executariam as atividades “às escondidas” e/ou utilizariam clandestinamente os insumos restringidos.	17	68
	Acatariam as medidas, mas procurariam mobilizar-se pela revogação das medidas restritivas.	2	8
	Acatariam as medidas e procurariam alternativas para substituição dos métodos de produção atuais por outros que atendessem o requisito de proteção ambiental.	4	16
	Abandonariam a atividade que sofreu restrição.	2	8

Tabela 5.5 (continuação)

4. <i>Baseado no perfil dos agricultores com que você trabalha, que caminho você tomaria para incluir no processo de produção agrícola um programa de qualidade ambiental?</i>	Proibição de certas atividades e/ou de utilização de certos métodos/insumos que causam danos ambientais.	1	5
	Cobrar taxas do agricultor pelo uso de certos recursos ambientais (água, por exemplo).	0	0
	Aplicação de taxas aos produtos agrícolas/insumos que causam problemas ambientais.	0	0
	Estimular econômica e individualmente os agricultores para que eles abandonem certas atividades ou as executem de modo a minimizar os danos ambientais.	9	43
	Promover incentivos comunitários (benfeitorias comunitárias como escolas, estradas etc) como forma de induzir os agricultores a um comportamento ambiental mais desejável.	3	14
	Promover programas de educação/conscientização ambiental.	8	38
5. <i>No caso de se propor incentivos econômicos aos agricultores como forma de compensar as eventuais perdas de receita ocasionadas pela passagem de métodos convencionais para métodos de agricultura "orgânica", qual a receptividade que iriam receber no meio rural?</i>	Sob um regime de livre escolha, os agricultores resistiriam às mudanças nos seus métodos de produção.	3	11
	Alguns agricultores aceitariam os incentivos (desde que se pudesse demonstrar as vantagens econômicas da mudança nos métodos de produção).	7	26
	Grande parte dos agricultores aceitaria (desde que se pudesse demonstrar as vantagens econômicas da mudança nos métodos de produção).	7	26
	Os agricultores apenas aguardam tais incentivos para iniciarem o processo de mudança nos métodos de produção.	3	11
	Os agricultores já estão modificando seus métodos de produção de modo a incluir medidas de proteção ambiental.	7	26

¹ Alguns extensionistas escolheram mais do que uma opção em determinadas questões e, portanto, o número total de respostas em cada questão excede o número total de extensionistas pesquisados.

que esses agricultores estariam dispostos a aderir a um eventual programa de redução de danos ambientais, desde que se apresentassem alternativas viáveis técnica e economicamente. Portanto, em 68% das respostas percebe-se que há amplas possibilidades de os agricultores atenderem as reivindicações urbanas quanto à proteção do ambiente, desde que se apresentem a eles os meios técnicos e econômicos adequados. Evidentemente, tal resultado não pode surpreender.

Na questão 3 da Tabela 5.5 solicitou-se aos extensionistas rurais para que indicassem qual a reação que se poderia esperar dos agricultores caso o poder público instituisse restrições a certas atividades e/ou a determinados insumos agrícolas. Como mostram os resultados, a maioria dos extensionistas acredita na possibilidade de os agricultores burlarem as restrições, seja executando as atividades “às escondidas” e/ou utilizando clandestinamente os insumos restringidos. Possivelmente, o que leva a esse tipo de constatação são as experiências adversas com esse tipo de alternativa de controle ambiental. Pode-se citar como exemplos o uso clandestino de agrotóxicos proibidos (organoclorados, principalmente) e a não proteção das matas ciliares.

Perguntados sobre qual o tipo de instrumento que escolheriam para incluir no processo de produção agrícola um programa de qualidade ambiental, os extensionistas distribuíram suas respostas como exibido na Tabela 5.5, questão 4. A lista de opções apresentadas contém seis alternativas, englobando instrumentos jurídicos, educativos e econômicos. Houve uma maciça preferência pelas opções “educação ambiental” e “estímulos financeiros individuais” (40% e 45%, respectivamente). Aos extensionistas, os instrumentos que incluem cobrança (imposição de alguns tipos de taxas) e coerção legal (instrumentos jurídicos) não são atraentes. A escolha da opção educação ambiental prende-se ao próprio caráter da atividade do extensionista, que emprega principalmente instrumentos educativos em suas tarefas e isso possivelmente o induz a escolhê-los como meio de ação. A escolha da opção “estímulos financeiros individuais”, no entanto, traduz uma certa percepção de que os agricultores necessitam de suporte financeiro para implementar medidas de um eventual programa voltado à qualidade ambiental.

Finalmente, perguntou-se aos extensionistas qual a receptividade que se poderia esperar por parte dos agricultores no caso de se propor incentivos financeiros como forma de compensar as perdas decorrentes da passagem de métodos convencionais para métodos de agricultura dita “orgânica”. Como pode ser verificado na Tabela 5.5, questão 5, as respostas não se concentraram em nenhuma das opções apresentadas, revelando que os extensionistas têm opiniões diferenciadas ou trabalham em meios com realidades distintas. Destaque-se que cerca de um quarto das respostas indicou que os

agricultores já executam medidas de proteção ambiental, possivelmente porque já aderiram aos métodos de cultivo “orgânicos”. Nesse caso, os incentivos econômicos não agiriam como indutores, mas sim como incentivo aos agricultores para eles manterem-se no sistema de produção ambientalmente mais adequado.

Em síntese, a pesquisa com extensionistas rurais, apesar de não revelar nenhuma surpresa, demonstra que a questão “agrotóxicos” atualmente supera os problemas ambientais decorrentes do desmatamento e uso inadequado do solo, tradicionais danos associados às atividades agrícolas. Limitados a sistemas de produção ambientalmente desfavoráveis, os agricultores sentem-se impossibilitados de evitar os danos ao meio, razão pela qual procurariam burlar eventuais proibições no uso de certos insumos ou certas atividades. No entender dos extensionistas, um programa de qualidade ambiental no meio rural deveria promover programas de educação/conscientização ambiental e/ou estimular economicamente os agricultores de forma individualizada para que eles abandonem certas atividades ou as executem de modo a minimizar os danos ao meio. Para os extensionistas, a maioria dos agricultores estaria disposta a alterar seus métodos de produção convencionais para métodos de agricultura “orgânica”, desde que houvesse a possibilidade de ao menos manter os atuais níveis de renda. Um terço das respostas indica que os agricultores apenas aguardam os incentivos econômicos para iniciarem o processo de mudança nos métodos de produção ou já estão modificando seus métodos de modo a incluir medidas de proteção ambiental.

5.2.3.2 Renda dos moradores da comunidade Vargem do Braço

A opção de se utilizar a renda dos agricultores para inferir o valor das compensações permite que se trabalhe com propostas realistas. Ou seja, evita-se que o montante estabelecido pela negociação seja pouco atrativo ao agricultor, situação em que a tendência seria ele se manter no sistema de produção convencional. Em outras palavras, frente a um montante que representasse uma fração significativa de sua renda, o agricultor se veria mais “motivado” para aderir a programas que visassem à proteção dos recursos hídricos. Também pode ser dito que os agricultores ofertariam uma água com melhor qualidade aos usuários, desde que houvesse a contrapartida de recebimento de pagamentos considerados convenientes. Portanto, água de melhor qualidade poderia ser considerada um “bem agrícola” como outro qualquer.

Em levantamento realizado pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri) e cedido por Kroth (1999), os moradores da bacia do Rio Vargem do Braço apresentam uma renda líquida mensal distribuída na forma apresentada na Figura 5.9a e obtidas principalmente pelas atividades listadas na Figura 5.9b. O universo pesquisado constituiu-se das 32 famílias que formam a comunidade “Vargem do Braço”, representando 133 pessoas que lá residem.

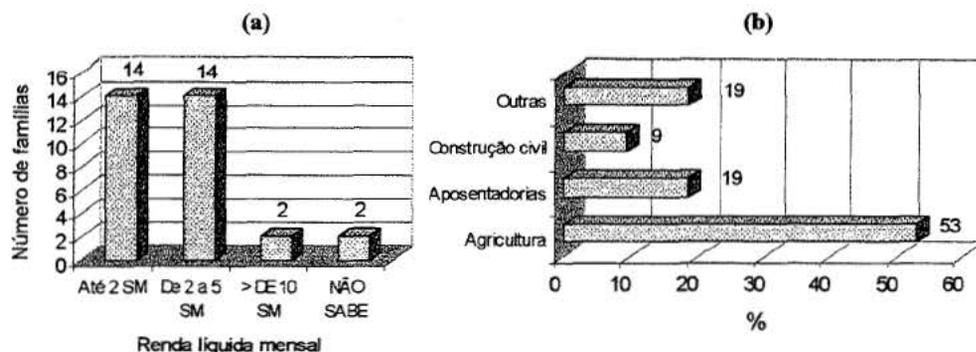


Figura 5.9 a) Distribuição da renda líquida mensal das famílias da bacia do Rio Vargem do Braço, município de Águas Mornas (SC), 1999. SM = salários-mínimos.

b) Principais fontes de renda dos moradores dessa bacia.

(Fonte: Kroth, 1999)

Pode-se observar que a grande maioria dos moradores obtém renda mensal de até 5 salários-mínimos (SM), com parcela significativa (cerca de 44% dos moradores) situando-se na faixa de renda de até 2 SM. Essas rendas provêm principalmente da agricultura, principal atividade econômica dos moradores da bacia.

Tomando-se os limites superiores das classes de distribuição de renda utilizadas no levantamento, e fazendo o cruzamento com o número de pessoas que dependem dessa renda (residentes na propriedade), obtém-se uma renda per capita de cerca de 170 reais por mês (1,25 SM). A renda familiar média na bacia, por sua vez, chega a 535 reais (aproximadamente 4 SM). Esses valores de renda per capita e familiar média são similares aos da zona rural de Santa Catarina (154 e 560 reais, respectivamente para a renda per capita e para a renda familiar média). É de interesse notar que a soma das rendas líquidas na bacia atinge um montante de aproximadamente 17.000 reais/mês, número chave para confrontar com as eventuais quantias que poderiam ser arrecadadas pelas compensações.

5.2.4 Atribuindo valores às compensações

Um ponto chave na estruturação das medidas compensatórias é a determinação dos valores a serem negociados entre as partes envolvidas no processo. No exemplo de aplicação até aqui esboçado, o problema é responder a indagação “qual o valor a ser acrescido às tarifas de água para que seja arrecadado o montante necessário para atender o objetivo de proteção aos recursos hídricos?”. Como se está “transacionando” um bem econômico (qualidade da água) em que não há um mercado bem definido, também não há um preço já formado e em torno do qual as negociações poderiam centrar-se. Em casos desse tipo, uma alternativa realizável é a utilização de simulação.

O objetivo normalmente almejado na simulação é o “ótimo”, ou seja, a melhor configuração possível dado um conjunto de restrições ou possibilidades. Em função das incertezas e grau de generalização das informações disponíveis para este exemplo de aplicação, a busca do “ótimo” não será priorizada, embora ela seja de suma importância na tomada de decisão política em assuntos que envolvam interesses divergentes da população. Portanto, as alternativas que serão delineadas visarão mais demonstrar as reais possibilidades de implementação das medidas compensatórias do que a própria determinação em si dos valores a serem atribuídos a elas.

Há diferentes modos de se chegar a um valor para as compensações. No mais simples, pode-se empregar o método de acrescentar um valor fixo às contas de cada usuário (economia) ou a cada unidade de água consumida, com ou sem discriminação do tipo de consumidor. Na Figura 5.10 apresenta-se uma possibilidade de arranjo para o sistema Cubatão-Pilões e utilizando-se a alternativa dos valores fixos por economia.

Qual o valor que deve ser acrescido às contas para compensar *toda* a renda dos agricultores da comunidade Vargem do Braço? Como a soma das rendas líquidas da comunidade atinge cerca de 17.000 reais (como pode ser verificado na seção 5.2.3), seria suficiente um acréscimo de aproximadamente 10 centavos de real às contas mensais de todos os usuários do sistema (na ausência de custos de administração, controle e fiscalização). Para não penalizar aqueles consumidores de baixa renda, pode-se considerar a cobrança de 20 centavos de real das economias não-residenciais e residenciais com consumo superior a 10 m³/mês. Naturalmente, a hipótese de contemplar toda a renda dos agricultores é uma situação limite. Alternativamente, tome-se como exemplo a hipótese de que as mudanças no sistema de produção – visando a proteção dos recursos hídricos (cultivos sem agrotóxicos, por exemplo)–, determinem decréscimo de 10% na renda dos agricultores. Neste caso, bastaria 1 centavo de cada

economia para que os agricultores fossem compensados em suas perdas (2 centavos, excluindo-se as economias residenciais que consomem até 10 m³/mês).

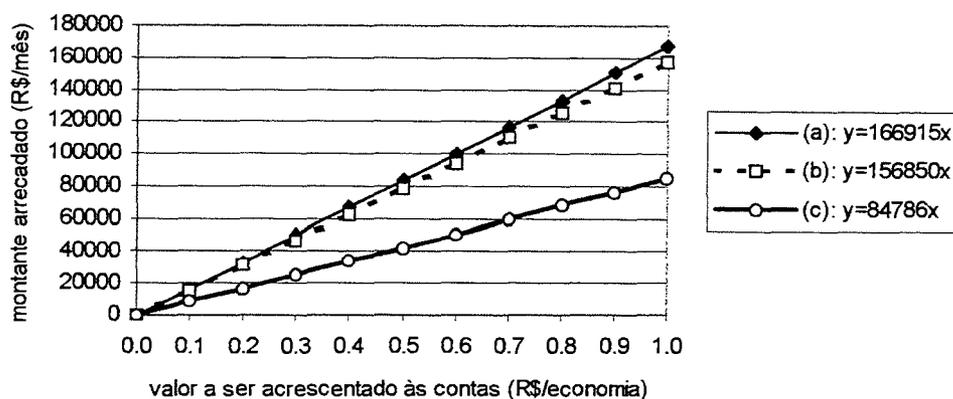


Figura 5.10 Possibilidades de arrecadações adicionais no sistema de abastecimento público de água Cubatão-Pilões, região de Florianópolis (SC), aplicando-se um valor fixo a cada usuário: (a) considerando todas as economias; (b) economias não-residenciais e residenciais com hidrômetro; (c) não-residenciais e residenciais nas faixas de consumo 2 (11-25 m³/mês) e 3 (maior do que 25 m³/mês). Referência: setembro de 1999.

Embora os valores acima sejam suficientemente baixos e de repercussão ínfima nos orçamentos dos usuários do serviço de abastecimento público, eles equivaleriam ao pagamento de um serviço (manter a água sem resíduos de agrotóxicos, por exemplo). Mais de acordo com a idéia de a água de qualidade ser considerada como um produto, pagar um certo valor sobre cada unidade consumida parece ser uma forma mais adequada de tratar a questão, já que os pagamentos estariam diretamente ligados à quantidade de água utilizada em cada economia. Na Figura 5.11 apresenta-se essa variante.

Observe-se que cobrando um centavo de real a cada m³ de água consumido no sistema Cubatão-Pilões obtém-se um montante de 20.550,00 reais/mês, quantia mais do que suficiente para cobrir toda a renda líquida dos agricultores da comunidade Vargem do Braço. Excluindo da cobrança aqueles consumidores residenciais que utilizam mensalmente até 10 m³, chega-se a um montante de 15.900,00 – 77% do valor possível de ser arrecadado considerando o consumo total.

Quando se utiliza a cobrança por unidade de água consumida deve-se considerar a origem da água para ligar o consumo às fontes. No exemplo em questão e como visto anteriormente, o rio Vargem do Braço é responsável por cerca de 47% da vazão de projeto do sistema Cubatão-Pilões. Portanto, para fins de estimativa da quantidade de recursos brutos destináveis às compensações, os montantes arrecadados e indicados na Figura 5.11 devem ser multiplicados por 0,47. Chega-se, então, a montantes de aproximadamente 9.650,00 e 7.500,00 reais, quando se cobra 1 centavo/m³ de todos os consumidores e apenas daqueles usuários que consomem mais do que 10 m³/mês, respectivamente. Essas quantias seriam suficientes para compensar 57% ou 44% da renda líquida total da comunidade Vargem do Braço. Retomando como exemplo a hipótese de que a proteção aos recursos hídricos ocasiona um decréscimo médio de 10% na renda líquida dos agricultores, ou seja, 1.700,00 reais/mês no presente caso, o valor a ser acrescido às tarifas para compensar essas perdas é de apenas 1 centavo/m³ incluídos na conta mensal uma vez a cada quatro meses, aproximadamente, e para cada usuário que ultrapassa o consumo de 10 m³/mês. Nesta hipótese, o dispêndio médio desses usuários seria de aproximadamente 0,19 reais a cada quatro meses (consumo mensal médio ao redor de 19 m³) – ou seja, menos de 5 centavos de real por mês.

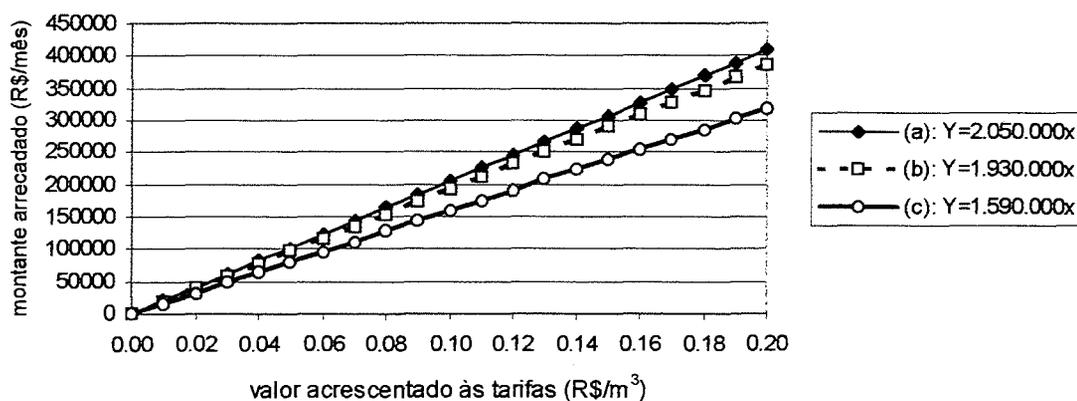


Figura 5.11 Possibilidades de arrecadações adicionais no sistema de abastecimento público de água Cubatão-Pilões, região de Florianópolis (SC), aplicando-se um valor fixo a cada unidade consumida: (a) considerando todo o volume consumido mensalmente; (b) consumo das economias não-residenciais e residenciais com hidrômetro; (c) consumo das economias não-residenciais e residenciais nas faixas de consumo 2 (11-25 m³/mês) e 3 (maior do que 25 m³/mês). Referência: setembro de 1999.

Até aqui se trabalhou com os números para confrontá-los à renda estimada dos agricultores da comunidade “Vargem do Braço”, chegando-se a valores suficientemente pequenos para indicar a plausibilidade de adoção das medidas compensatórias, mesmo

sem considerar a disposição de pagamento dos usuários. No entanto, essa é uma situação particular, caracterizada por um pequeno número de agricultores, que ocupam uma fração reduzida da área de captação de água e que possuem renda líquida relativamente baixa. Certamente, tal situação não pode ser generalizada para toda a bacia do Rio Cubatão Sul ou para outros sistemas hídricos. Por outro lado, a disposição de pagamento dos usuários por água de maior qualidade ou pela proteção dos recursos hídricos se aplica a qualquer sistema de abastecimento.

Dessa forma, é importante verificar as possibilidades de arrecadação levando-se em conta os diferentes percentuais de aumento nas tarifas que a sociedade dispõe-se a pagar por água de maior qualidade (ou que apresente menores riscos de contaminação). A Figura 5.12 apresenta as possibilidades de arrecadação no sistema Cubatão-Pilões em função do percentual de aumento nas tarifas de água. A figura foi construída aplicando-se os diferentes percentuais de aumento ao preço da água em cada categoria e faixa de consumo e multiplicando-se os preços corrigidos pelos respectivos volumes consumidos em cada categoria e faixa de consumo, totalizando as arrecadações parciais em cada percentual de aumento. Na Tabela 5.6 estão indicados os preços e volumes consumidos em cada categoria e faixa de consumo e que foram empregados na construção da Figura 5.12.

Tabela 5.6 Tarifas e quantidades consumidas de água em cada categoria e faixa de consumo no sistema de abastecimento público Cubatão-Pilões, região de Florianópolis (SC), mês de setembro de 1999.

% reajuste	residencial ¹			Não residencial		total
	até 10 m ³ /mês	10 – 25 m ³ /mês	> 25 m ³ /mês	até 10 m ³ /mês	> 10 m ³ /mês	
x	-----preço (R\$/m ³)-----					y
	0,99	1,72	2,44	1,53	2,44	
	-----consumo (m ³)-----					
	984.345	459.772	99.954	204.640	182.653	

1 – há uma sub-categoria “residencial social”, com tarifas mais baixas, que não foi considerada aqui.

Observe-se na Figura 5.12 que pequenos percentuais de aumento no preço da água resultam em quantidades apreciáveis de recursos financeiros, mesmo considerando as eventuais reduções no consumo, já que a demanda por água é tipicamente inelástica. Utilizou-se um valor de $-0,6$ para a elasticidade-preço (E_p) da água, conforme citado em Ribeiro et al. (1999), apenas para enfatizar a possibilidade de queda no consumo e tendência de redução nas receitas a partir de um certo limiar (máxima arrecadação em 87,8% de aumento nas tarifas, no exemplo da Figura 5.12). Para a idéia das medidas

compensatórias, os percentuais de aumento estariam situados na faixa em que a queda da demanda seria inexistente ou pouco significativa, razão pela qual o emprego da Ep para corrigir as arrecadações tem interesse meramente teórico.

Ainda com base na Figura 5.12, pode-se agora tomar as disposições de pagamento dos usuários como restrição, pois é evidente que aumentos arbitrários levariam a impasses e rejeição da idéia das compensações. Com base nas disposições de pagamento da população da região de Florianópolis (SC), discutidas no item 5.2.2 e apresentadas nas Figuras 5.7 e 5.8, montou-se a Tabela 5.7 para exibir algumas possibilidades de arrecadação.

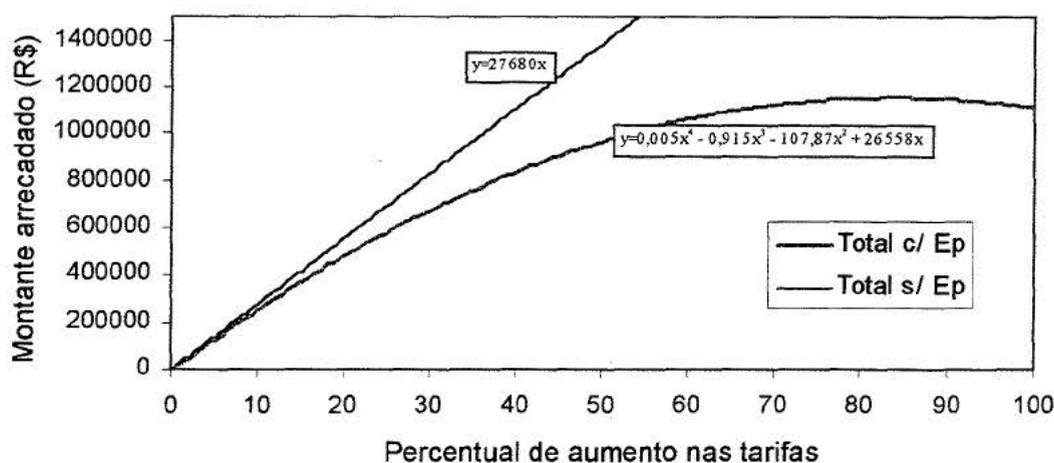


Figura 5.12 Possibilidades de arrecadações adicionais mensais no sistema de abastecimento público de água Cubatão-Pilões, região de Florianópolis (SC), para diferentes percentuais de aumento nas tarifas. “Total s/ Ep”: consumo não diminui com o aumento de preço; “Total c/ Ep”: consumo diminui com o aumento de preço numa proporção dada pela elasticidade-preço da demanda igual a $-0,6$. Mês base: setembro de 1999.

Observe-se na Tabela 5.7 que na hipótese da disposição de pagamento mais conservadora (condição 1) cerca de 60% da população dispõem-se a pagar pelo menos 0,1% a mais pela água de maior qualidade. Na condição 2, evidentemente, quase toda a população dispõe-se a pagar esse adicional de 0,1%. Além disso, pode-se verificar que a população disposta a pagar mais pela água varia pouco até cerca de 3% de aumento nas tarifas, sugerindo o montante de 83.000 reais mensais (cerca de 1 milhão de reais por ano) como um valor possível de ser arrecadado e aplicado nos procedimentos destinados à montagem de um esquema de compensações na bacia do rio Cubatão Sul (47% ou 39.000 reais destinados à bacia do rio Vargem do Braço). Note-se também que há um

enorme potencial de arrecadação de recursos para a implementação de outras abordagens de proteção das águas.

Tabela 5.7 Possibilidades de arrecadações adicionais mensais no sistema de abastecimento público de água Cubatão-Pilões, região de Florianópolis (SC), para diferentes percentuais de aumento nas tarifas e considerando a percentagem da população que se dispõe a pagar cada percentual.

Aumento nas tarifas (%)	População disposta a pagar (% acumulada)		Montante a ser arrecadado ³ (R\$, valores arredondados)
	Condição 1 ¹	Condição 2 ²	
0,1	59,5	99,9	3.000
0,5	58,9	99,1	14.000
1,0	58,0	97,8	27.500
2,0	56,4	94,8	55.500
3,0	54,7	91,6	83.000
5,0	51,4	85,0	138.500
10,0	43,3	68,8	277.000
20,0	28,8	43,2	553.600

1. considera todos os usuários: os que se dispõem a pagar mais por água de qualidade, os que não desejam pagar mais e aqueles que responderam que a água deveria custar menos;
2. considera apenas os usuários dispostos a pagar mais pela água de maior qualidade;
3. não considera a redução no consumo da água em função do aumento de preço.

Uma outra maneira de ver a questão da atribuição de valores às compensações seria tratar as disposições de pagamento por água de qualidade como um indicativo das possibilidades de ampliar as receitas globais por meio de diferenciação dos “tipos” de águas a serem fornecidos pelo serviço de abastecimento. Na situação hipotética de haver possibilidade de se ofertar água com uma qualidade diferenciada daquela correntemente ofertada (que continuaria a ser oferecida), poder-se-ia confrontar a disposição de pagamento dos usuários (em percentagem acima do valor atual das tarifas), a percentagem de usuários dispostos a pagar cada percentagem a mais, o preço das tarifas em cada faixa de consumo e o volume de água consumida. O resultado de tal hipótese pode ser apresentado em um gráfico como o da Figura 5.13, obtido a partir de dados calculados em planilha eletrônica. Considerou-se que a disposição de pagamento fosse idêntica em todas as categorias e faixas de consumo, já que a pesquisa que originou esses dados não mostrou distinção entre esses diferentes usuários.

Na Figura 5.13, a máxima arrecadação possível é de aproximadamente 160.000 reais, resultado de um aumento ao redor de 21,5% nas tarifas de água destinada a 27% das economias. Significa dizer que, no caso de haver diferenciação do produto água, cerca de 27% dos usuários estariam dispostos a pagar pelo menos 21,5% a mais por ela, proporcionando um adicional de receita que poderia se converter em recursos para execução de medidas de controle da poluição na própria bacia de captação.

De fato, há um conjunto de alternativas plausíveis para incorporar às tarifas de água as eventuais necessidades em recursos monetários para atender o pressuposto das compensações. Todas as alternativas parecem ser viáveis quando aplicadas ao caso da bacia do rio Vargem do Braço, principalmente porque oneram de modo pouco significativo as populações abastecidas. Os entraves à proposta de compensações aos agricultores pela proteção dos recursos hídricos certamente não se encontram na capacidade de a sociedade suportá-las em termos econômicos. Outras são as razões que podem inviabilizar a adoção desse instrumento de negociação.

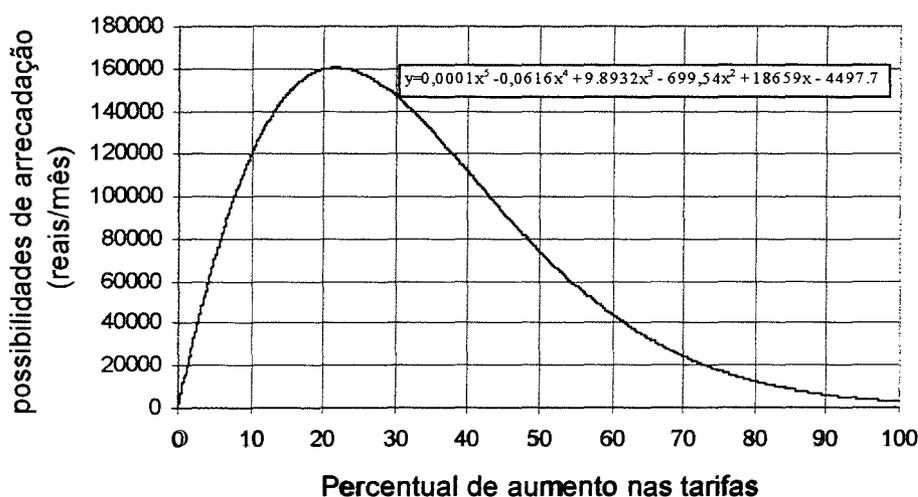


Figura 5.13 Possibilidades teóricas de arrecadação para diferentes percentuais de aumento nas tarifas de água pagas pelos usuários da região de Florianópolis (SC) e considerando aqueles usuários dispostos a pagar esses percentuais.

5.2.5 Estendendo as compensações para outras situações

No exemplo abordado até aqui se atribuiu as compensações ao interesse imediato de proteção das águas destinadas ao abastecimento público. A escolha não é casual, já

que qualidade da água é um tema ao qual voltam-se grandes preocupações hoje em dia. Naturalmente, fazer um apelo à população pela proteção de um item que lhe é essencial é uma forma mais segura de haver repercussões positivas às compensações. Assim, as possibilidades mais concretas de tais medidas serem adotadas encontram-se justamente naquelas situações em que há um apelo ao senso de utilidade das pessoas e, certamente, a água é um item de alta relevância na vida delas.

No entanto, a idéia das compensações pode ser estendida a outras situações em que os agricultores poderiam ser induzidos a um comportamento mais desejável do ponto de vista da sociedade. Como exemplos, pode-se citar o problema da erosão em solos cultivados – e o decorrente problema de assoreamento dos corpos de água –, a irrigação, a proteção das florestas e de outros componentes ambientais, a preservação de paisagens rurais, entre outros itens.

Como ilustração, tome-se o problema da erosão em solos cultivados. Já são amplamente reconhecidos seus efeitos adversos, como perda da capacidade produtiva do solo e degradação ambiental, mas há também efeitos pronunciados em itens aos quais se pode atribuir um caráter utilitarista, como qualidade da água e geração de energia elétrica. Por exemplo, os sedimentos provenientes de solos cultivados aumentam a turbidez da água, o que pode ocasionar aumento nos custos de tratamento quando ela se destina ao abastecimento populacional. Bassi (1998), em um estudo de caso em que avaliou os impactos decorrentes de medidas de conservação do solo em uma microbacia hidrográfica com uso agrícola, no período entre 1988 e 1997, constatou uma redução acentuada na turbidez e concentração de sedimentos na água do corpo hídrico que drena a microbacia. Associada às mudanças no uso e manejo das terras houve uma significativa redução no processo erosivo na microbacia, que pode ser verificada pela diminuição no valor médio mensal da turbidez (130 unidades de turbidez, em 1988, para 50 unidades em 1997) e conseqüente diminuição na concentração média mensal de sedimentos em suspensão (400 mg/l, em 1988, para 112 mg/l em 1997). Em decorrência da melhoria na sua qualidade, pode-se constatar um decréscimo no custo de tratamento da água, já que a quantidade de sulfato de alumínio, empregado na floculação dos sólidos em suspensão e posterior decantação, baixou de 28 mg/m³, em 1991/92, para uma média de 15 mg/m³ em 1996.

Embora seja possível argumentar que a redução nos custos do exemplo anterior seja pouco significativa, ela é uma maneira objetiva de demonstrar as externalidades positivas que resultam de uma modificação em um certo sistema de produção agrícola. Enfim, as compensações podem ser resumidas exatamente nisso: uma maneira de internalizar os benefícios extras resultantes de uma modificação em um certo sistema de

produção. Elas procuram incorporar às receitas dos agricultores frações dos ganhos decorrentes de uma prática agrícola ambientalmente mais adequada.

6 ESTRUTURA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS E POSSIBILIDADES PARA ADOÇÃO DAS MEDIDAS COMPENSATÓRIAS

6.1 UMA SÍNTESE DA ESTRUTURA LEGAL E INSTITUCIONAL EM IMPLANTAÇÃO

No Brasil, atualmente a gestão dos recursos hídricos está principalmente ordenada pela Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), e que foi apresentada na seção 3.1.4 deste trabalho. Mencionou-se, naquela seção, que a Lei 9.433 continha uma conexão entre a vertente jurídico-administrativa e a vertente econômica de tratamento das questões ambientais. Tal conexão foi chamada de “outorga-cobrança” para destacar os dois instrumentos mais emblemáticos de gestão dos recursos hídricos.

O primeiro instrumento da conexão refere-se à outorga dos direitos de uso da água, que é um controle administrativo preventivo que o estado lança mão para disciplinar os usos da água. Tal controle pode ser executado por meio de concessões¹¹ – quando o estado cede o direito de exploração dos recursos hídricos a empresas públicas ou privadas que exercem atividades com caráter de utilidade pública –, ou autorizações – quando os recursos hídricos se destinam a usos particulares. O instrumento “cobrança”, por sua vez, é uma forma de controle que emprega meios econômicos como forma de indução ao uso adequado dos recursos hídricos e sintetiza a doutrina “poluidor-pagador”.

A idéia da “outorga-cobrança” apoia-se na constatação de que a água é um *recurso natural limitado e dotado de valor econômico* (um dos fundamentos da Lei 9.433). Enquanto limitado, seu uso deve ser parcimonioso e deve ser de tal forma organizado que se evitem tanto quanto possível os conflitos entre usuários e se promovam os usos múltiplos; dotada de valor econômico, ao fim e ao cabo a água deve ser incluída no sistema de mercado que rege a maioria das transações entre os diferentes agentes sociais.

Naturalmente, para que os princípios acima sejam adotados exige-se que os recursos hídricos estejam inseridos em uma estrutura institucional de gestão. Para tal

¹¹ Alguns autores, como Kelman (1997), consideram que a outorga de direito de uso da água não deve ser confundida com concessão de serviço público (abastecimento de água, por exemplo), pois esse seria regido por regras próprias e não relacionadas com o uso coletivo dos recursos hídricos. Neste trabalho assume-se que concessão seja um tipo de outorga.

fim, a Lei 9.433 estabeleceu a criação do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos, contendo os seguintes níveis hierárquicos:

- Conselho Nacional dos Recursos Hídricos: instância superior da hierarquia organizacional e a qual compete promover a articulação dos planejamentos nacional, regionais, estaduais e dos setores que integram o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e formular a Política Nacional de Recursos Hídricos. Espera-se do Conselho a responsabilidade pelas grandes questões do setor e pela resolução de contendas envolvendo unidades da federação;
- Conselhos Estaduais e Distrital dos Recursos Hídricos: equivalentes estaduais e distrital do conselho nacional;
- Comitês de Bacia: fórum de decisão no âmbito de cada bacia hidrográfica (tomada como unidade básica de gestão), sendo constituídos por representantes dos usuários de recursos hídricos, da sociedade civil organizada e dos três níveis de governo;
- Órgãos dos poderes públicos federal, estaduais e municipais, cujas competências se relacionem com a gestão de recursos hídricos;
- Agências de Água: instâncias administrativas e técnicas destinadas a apoiar um ou mais comitês de bacia, tendo como responsabilidades, entre outras: realização de estudos necessários para a gestão dos recursos hídricos em sua área de atuação; cobrança pelo uso dos recursos hídricos e respectiva administração dos recursos advindos dessa cobrança; elaboração do plano de recursos hídricos da bacia e submissão à apreciação do comitê; e organizar e gerir o sistema de informação sobre recursos hídricos em sua área de atuação.

Essa estrutura de gestão originou-se no “modelo sistêmico de integração participativa”. No dizer de Luchini (1999), esse modelo baseia-se no enfoque de “organização sistêmica”, que estabelece que as organizações são capazes de influenciar e serem influenciadas por seus ambientes, notavelmente quando agem em conjunto. Este enfoque abre a possibilidade de novos padrões de relacionamentos interorganizacionais, na medida que se afasta do padrão de gestão unidirecional típico dos modelos tradicionais, que em geral visam a adaptação das organizações às mudanças ambientais. Ainda segundo Luchini (1999), a Lei 9.433 parte do princípio de que a colaboração é fundamental para o delineamento de um futuro mais adequado em termos de disponibilidade hídrica. Pode-se acrescentar que o significado de colaboração é incorporado à idéia de integração participativa, em que o indivíduo é colocado como ator no processo de gestão (afeta e é afetado pelo processo decisório).

A lei que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos já está em vigor desde 8 de janeiro de 1997. Não obstante, muitos dispositivos ainda não estão regulamentados, como é o caso da gestão administrativa e da organização institucional do Sistema Nacional de Recursos Hídricos. Carecem de regulamentação a previsão dos critérios de classificação das bacias hidrográficas existentes no país, a definição da sistemática de outorga do direito de uso dos recursos hídricos, o estabelecimento da política a ser observada para a cobrança do uso dos recursos hídricos e a fixação de

normas gerais para a criação e a operação das Agências de Bacia. Tais itens são objeto de projeto de lei ainda em tramitação (em setembro de 2000). Por outro lado, a Câmara Federal aprovou o Projeto de Lei 1.617, de 1999, que dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas – ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, vinculada ao Ministério do Meio Ambiente, mas com autonomia administrativa e financeira. Salienta-se que essa agência possui, entre diversas outras, as atribuições de outorgar, por intermédio de autorização, o direito de uso de recursos hídricos em corpos de água de domínio da União e arrecadar, distribuir e aplicar receitas auferidas por intermédio da cobrança pelo uso de recursos hídricos de domínio da União. Sob o ponto de vista federal, portanto, nota-se um razoável avanço na implementação da conexão “outorga-cobrança”, instrumentos centrais e polêmicos do modelo de gestão em implantação.

6.2 MEIO RURAL E OS DESAFIOS À OUTORGA-COBRAÇA E A OUTROS INSTRUMENTOS

A legislação que pretende disciplinar o uso das águas é imprecisa quando se trata de enquadrar os usos agrícolas. Na Lei 9.433, o item I do artigo 12, principalmente, estabelece que estão sujeitas a outorga pelo Poder Público “a derivação ou captação de parcela da água existente em um corpo de água para consumo final, inclusive abastecimento público, ou insumo de processo produtivo” e, no item III do mesmo artigo, estabelece que também estão sujeitos a outorga o “lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final”. No item I procura-se satisfazer os aspectos quantitativos da gestão das águas e, no item III, os qualitativos.

Embora se possa enquadrar o caso agrícola nesses dois itens, percebe-se que os legisladores acabaram praticamente excluindo o meio rural quando estabeleceram que independem de outorga “o uso de recursos hídricos para a satisfação das necessidades de pequenos núcleos habitacionais, distribuídos no meio rural” e “as derivações, captações e lançamentos considerados insignificantes”. Ora, ressalvando os casos de empreendimentos que flagrantemente possuam dimensões tais que os usos da água não podem de nenhuma maneira ser considerados como “insignificantes”, na maioria das situações os usos agrícolas da água estariam livres do regime de outorga. Adicionalmente, exclui-se a possibilidade de cobrança pelo uso dos recursos hídricos, pois o artigo 20 da Lei 9.433 diz que “serão cobrados os usos de recursos hídricos sujeitos a outorga, nos termos do artigo 12 desta Lei”. Portanto, o eixo outorga-

cobrança, em que se sustenta a Política Nacional de Recursos Hídricos, é pouco aplicável às situações de agricultura praticada em pequenas propriedades rurais e que predominam em muitas regiões brasileiras, notavelmente em Santa Catarina. Por extensão, pode-se afirmar que a questão da poluição não pontual de origem agrícola não está sendo adequadamente tratada na proposta de gestão das águas formulada na Lei 9.433.

Mas a que se deve o fato de o setor agrícola estar sendo aparentemente privilegiado na legislação? Esse setor está sendo protegido por pressões corporativas? As questões rurais suscitam reações paternalistas e demagógicas? Há razões técnicas que tornam tais questões intratáveis do ponto de vista dos modelos atuais de gestão?

Embora as duas primeiras perguntas sejam pertinentes, ao que parece elas se aplicariam mais àquela classe de estabelecimentos rurais caracterizada por reunir “empresas agrícolas”, que pelo padrão tecnológico, dimensões, escala de produção e perfil de gerenciamento configuram-se semelhantes às empresas essencialmente urbanas. Não é incorreto argumentar que tais estabelecimentos possuem poder político e de representação capazes de influir nas instâncias que decidem as medidas de gerenciamento das águas. Entretanto, para uma grande maioria de estabelecimentos rurais que se caracterizam por pequena extensão territorial, mão-de-obra familiar e produção relativamente baixa, a aplicação de medidas de gestão das águas que contenham o pressuposto outorga-cobrança é essencialmente um problema de falta de adequação à realidade.

Tome-se como exemplo o caso do lançamento de resíduos aos corpos de água. Mesmo antes da Lei 9.433 havia a Resolução Conama nº 20 (1986), que classificava as águas doces, salobras e salinas do território nacional. Nessa resolução, são estabelecidos requisitos para enquadramento das águas em classes. Assim, por exemplo, corpos de água da Classe 1 são destinados ao abastecimento doméstico sem tratamento prévio ou com simples desinfecção. Nessas águas, não se toleram lançamentos de efluentes, mesmo tratados. Portanto, em termos ideais, em bacias hidrográficas que suportam sistemas hídricos enquadrados na Classe 1 apenas poderiam existir destinações de uso que implicassem na inexistência de efluentes. Evidentemente, as destinações plausíveis seriam preservação ambiental e, para fins econômicos, exploração turística (com restrições). No entanto, em termos reais, o simples enquadramento de uma bacia não impede que ela sofra uma pressão de ocupação agrícola por seus moradores, pois há uma importante divergência entre usos da água e uso do solo.

Na concepção usual de compartimentar o ambiente, uso agrícola do solo não implica necessariamente em retirar água dos corpos hídricos ou em lançar efluentes. Em geral, quando não se tratar de agricultura irrigada, os vínculos entre produção agrícola e mananciais hídricos são subestimados, seja pela desconsideração das eventuais conexões de longo alcance ocasionadas pelas atividades de cultivo ou simplesmente por que se julgam os efeitos como negligenciáveis, principalmente quando as atividades exercidas em pequenas propriedades rurais parecerem ínfimas quando comparadas a todo o sistema.

E, no entanto, usos agrícolas do solo são fontes não-pontuais de diversos poluentes da água, que a comprometem em maior ou menor grau (conforme se discutiu no capítulo 2 deste texto). Portanto, qualquer programa destinado a melhorar ou manter a qualidade da água em uma bacia deve necessariamente passar pelo controle das emissões de descargas poluentes no âmbito do estabelecimento agrícola. Esse controle não deve ser exercido apenas nas descargas que eventualmente são lançadas diretamente aos corpos de água, situação limite e muitas vezes tipificada como crime ambiental. Deve-se, de outro modo, enfatizar as medidas preventivas, tais como controle da erosão e redução/eliminação do uso de substâncias potencialmente tóxicas.

E como se procurou discutir ao longo deste texto, as medidas preventivas podem ser difundidas no meio rural utilizando-se o instrumento econômico “compensação financeira” como forma de induzir os agricultores a adotar formas alternativas de produção. Numa conjuntura rural em que há carência de perspectivas econômicas, ganhos agrícolas insuficientes e decrescentes e recrudescimento do problema do êxodo, as perspectivas de se gerar rendas não-agrícolas oriundas da proteção ambiental devem ser cuidadosamente consideradas em qualquer estratégia de gestão das águas.

6.3 SETORES URBANO E RURAL: O PAPEL DAS COMPENSAÇÕES

A urbanização acelerada contemporânea ampliou a separação entre os setores urbano e rural da sociedade. Evidentemente, essa separação existe apenas entre pessoas – e suas estruturas físicas – que habitam nos centros urbanos e nas comunidades rural, realçada pelo notável fato das concentrações demográfica, de bens e de serviços. No entanto, e talvez inconscientemente, o pequeno convívio entre as pessoas dos dois setores transforma-se em uma descontinuidade do espaço geográfico e ambiental. Em termos de pensamento coletivo, significa dizer que se concebe a existência de um “mundo urbano” e um “mundo rural”, interligados em alguns pontos, mas que possuem existência e desenvolvimento paralelos.

Adotando-se a analogia da teoria dos conjuntos, a separação é exemplificada pela pequena superfície ocupada pela interseção dos “conjuntos” urbano e rural da sociedade (Figura 6.1a). Em sendo pequena a interseção, justifica-se uma gestão das águas que compreenda ações urbanas ou rurais, em que ela seria realizada efetuando-se procedimentos isolados e com caráter aditivo. Em outras palavras, somando-se as ações urbanas e rurais atingir-se-ia as metas estabelecidas na gestão das águas.

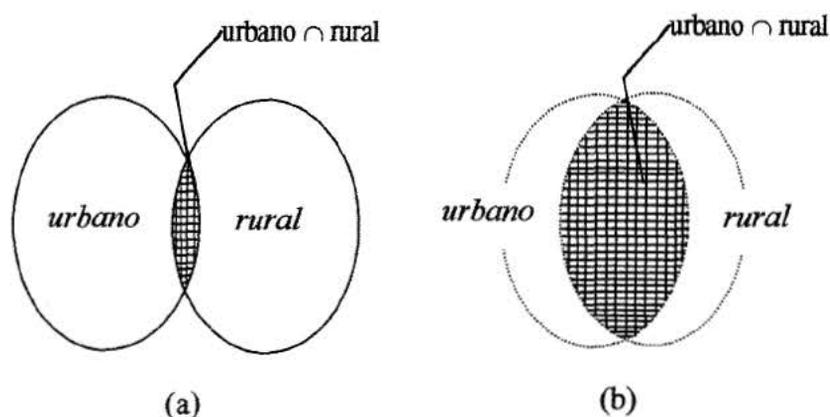


Figura 6.1 Relações setor urbano – setor rural: (a) poucas relações em comum e (b) setores interdependentes.

Por outro lado, tomando-se o caso em que o subconjunto originado da interseção entre os setores urbano e rural aproxima-se da dimensão de cada conjunto isolado (Figura 6.1b), a interdependência torna-se de tal magnitude que já não pode ser negligenciada. Essa parece ser a situação da maioria das questões ambientais e assume destacada importância no caso da água. Assim, nessas situações, a gestão das águas deveria preferencialmente compreender ações que envolvessem o setor urbano e o setor rural.

Neste texto, ao se enfocar principalmente a dimensão econômica como eventual propulsora de um comportamento ambiental mais desejável, destacou-se o papel integrador das compensações. A principal vantagem de tal instrumento é o estabelecimento de uma relação entre dois tipos de usuários da água: consumidores urbanos, para os quais a água de qualidade é principalmente um bem de consumo, e agricultores, para os quais a água é principalmente um insumo e/ou um meio disponível para lançamento de rejeitos/resíduos da atividade de produção. Enquanto que as ações tradicionais de gestão tendem a ser unidirecionais, no sentido cidade → campo e visando impor restrições de uso e sanções legais aos agricultores, as medidas compensatórias

reconhecem o direito *de facto* de os agricultores exercerem ocupações do solo que resultem em eventuais danos ou riscos de danos à qualidade da água. Implicitamente, admite-se que a proteção ambiental é uma preocupação secundária dos agricultores, mas também se admite a possibilidade de que a proteção venha a ocupar o primeiro plano, desde que os agricultores sejam adequadamente estimulados por meio de ganhos não-agrícolas.

Naturalmente, as compensações não são uma panacéia. Elas apenas compõem um tipo de medida econômica que se julga adequada para enfrentamento imediato da questão qualidade das águas. Neste momento, deve-se deixar claro que tais medidas podem mesmo ser consideradas restritas e restritivas, pois enfocam apenas a dimensão econômica e utilitarista da água. Neste aspecto, pode-se até considerar que o pragmatismo das compensações é a própria aceitação do fracasso de tantos outros instrumentos de gestão. Entretanto, deve-se deixar claro que o realce da dimensão econômica é um recuo estratégico e, espera-se, temporário, pois a verdadeira solução do problema das águas e demais componentes ambientais só ocorrerá quando os homens encontrarem formas mais adequadas de relacionamento com os outros componentes da natureza (as falhas das propostas de gestão ambiental parecem concentrar-se justamente no fato de que o homem empreende uma fuga dessa verdade).

6.4 INCLUSÃO DAS COMPENSAÇÕES EM UMA ESTRUTURA DE GESTÃO DAS ÁGUAS

6.4.1 Os obstáculos

A dificuldade central para emprego das medidas compensatórias situa-se na resistência que eventuais usuários do serviço de abastecimento público poderiam manifestar quando confrontados com acréscimos nos valores das tarifas, forma de se implementar as medidas. Entretanto, tal dificuldade pode ser contornada por campanhas de esclarecimento público e pela própria negociação usuários-agricultores. Além disso, e como foi discutido no exemplo quantitativo da seção 5.2.4, os valores a serem acrescentados às tarifas podem ser surpreendentemente baixos. De qualquer forma, as compensações devem atender o requisito capacidade/disposição de pagamento dos usuários, pois tais medidas pressupõem a negociação como etapa prévia. Uma resistência tenaz às compensações certamente comprometeria sua aplicação no curto prazo, mas não se pode descartar essa possibilidade em prazos mais longos, seja pela possibilidade de agravamento das condições qualitativas da água ou pelos efeitos positivos das campanhas de esclarecimento público.

Superada a resistência acima, pode-se ainda enumerar alguns outros entraves à proposta de medidas compensatórias: (i) ausência de organização dos produtores rurais e usuários da água do serviço de abastecimento público; (ii) ocorrência de custos elevados para operacionalizar o sistema, tais como os de cadastramento, fornecimento de assistência técnica e monitoramento-fiscalização; (iii) ausência de alternativas tecnológicas para substituição dos sistemas de produção vigentes, o que pode inviabilizar a própria existência da atividade agrícola local (em geral indesejável por razões de ordem social e comunitária); (iv) ausência de amparo legal para atribuição dos direitos de propriedade das águas aos agricultores, fato que pode embaraçar juridicamente a adoção de medidas compensatórias.

O item (i) não pode surpreender, pois essa é a situação corrente na sociedade brasileira e que impede ou trava a adoção de estruturas em que a participação é um requisito básico. A proposta das compensações depende sobremaneira de os agricultores e os usuários da água estarem habilitados a negociar e, para tal, uma estrutura de gestão das águas ideal deveria proporcionar uma instância que contemplasse esse ponto. O Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos, estabelecido pela Lei 9.433, instituiu os Comitês de Bacia como fórum de discussão no âmbito de cada bacia hidrográfica, num reconhecimento da necessidade de uma instância privilegiada para estudo, discussão e eventuais decisões acerca das águas. No entanto, para que todos os setores estejam de fato representados, eles devem estar mobilizados e adequadamente informados, o que reconhecidamente é um problema a ser superado por intermédio de um processo continuado de educação/conscientização das pessoas sobre o papel das águas na sociedade. Destaque-se, novamente, que essa é uma lacuna existente na Política Nacional dos Recursos Hídricos.

O item (ii) é fundamentalmente um problema operacional, não secundário, mas posterior à etapa de aceitação da proposta das compensações. Em termos operacionais, a principal questão suscitada refere-se à aplicabilidade das medidas no âmbito de uma bacia hidrográfica: há como viabilizar tecnicamente uma estrutura de arrecadação, distribuição adequada dos recursos arrecadados, controle do fluxo financeiro e fiscalização dos procedimentos agrícolas acordados? A primeira coisa que se pode dizer em favor das compensações é que a estrutura requerida é similar a qualquer outra usualmente proposta nos modelos de gestão, sejam eles baseados em instrumentos jurídico-administrativos ou econômicos. Pode-se observar que a cobrança pelo uso da água, alternativa imediatamente simétrica às compensações, também requer uma estrutura similar de arrecadação, controle e fiscalização. Em todas as situações, um problema importante refere-se ao custo para introdução e manutenção da estrutura que suportará as operações de gerenciamento das águas. Para as medidas compensatórias,

deve-se cobrir os custos das ações que antecedem a implantação do método, tais como campanhas de esclarecimento público e mobilização das comunidades rurais; os custos administrativos, tipicamente aqueles ligados à arrecadação, cadastramento de agricultores/estabelecimentos agrícolas, distribuição das compensações e controle financeiro; custos de monitoramento/fiscalização e divulgação dos resultados à sociedade; e custos necessários para que os agricultores alterem seus métodos de produção, se for o caso (podem ser custos de assistência técnica, por exemplo).

Em um primeiro momento, o volume aparentemente grande de recursos necessários pode tornar as medidas compensatórias pouco atraentes. No entanto, deve-se observar que muitas dessas ações são básicas a qualquer tipo de alternativa de gerenciamento das águas e de qualquer maneira deverão ser cobertas por financiamento público ou privado. Além do mais, certas tarefas que compõem os custos operacionais já são executadas em muitos locais ou podem vir a ser executadas utilizando-se de estruturas já existentes. A alternativa das medidas compensatórias pressupõe a utilização das estruturas já consolidadas das empresas de abastecimento público de água e das empresas de assistência técnica e extensão rural para execução de algumas tarefas. Assim, por exemplo, a empresa concessionária do serviço de abastecimento de água pode encarregar-se pelo gerenciamento do volume de recursos necessário às compensações (arrecadação, distribuição, controle), enquanto que a empresa de extensão rural atuaria nas tarefas de mobilização rural e promoção de técnicas de produção alternativas (tarefa típica do serviço de extensão rural). De maneira geral, as tarefas que causariam “novos” custos seriam aquelas necessárias ao cadastramento dos agricultores e a fiscalização do cumprimento dos acordos negociados com os usuários da água, bem como daquelas ligadas ao monitoramento da qualidade das águas (em muitos casos, monitoramento se confunde com fiscalização, pois não há como detectar os poluentes no meio hídrico). No Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos, previu-se a introdução das Agências de Água para atender as típicas tarefas administrativas e técnicas envolvendo as águas em uma bacia hidrográfica. Quando implantadas, tais agências serviriam como suporte operacional a todos os eventuais instrumentos de gestão.

O terceiro entrave à consecução das medidas compensatórias diz respeito à ausência de alternativas tecnológicas para substituição dos sistemas de produção empregados pelos agricultores. Essa é uma situação limite, mas não incomum. Certos cultivos baseiam-se em sistemas de produção que fazem uso de certos insumos/técnicas insubstituíveis do ponto de vista econômico e que determinam poluição hídrica. Tal é o caso da horticultura intensiva praticada em pequenos estabelecimentos rurais, geralmente situados em “cinturões verdes” próximos aos grandes centros urbanos e

muitas vezes distribuídos justamente nas bacias hidrográficas que são mananciais de água para a população urbana. Nesses casos, a atitude que pareceria mais adequada corresponde a mais drástica: proibição da atividade. No entanto, a proibição traz efeitos indesejáveis, como queda de renda no campo, redução da oferta de bens agrícolas para a população urbana e migração campo-cidade. Em tais situações, compensar a eliminação de toda a atividade nem sempre é custo-efetiva, a não ser que o custo de tratamento da água ou do suprimento por fontes substitutas seja muito alto. Uma alternativa é promover-se uma redução programada no uso de insumos poluidores nas atividades agrícolas e o estabelecimento de prazos para compatibilização de sistemas de produção, na expectativa de gradualmente aproximar-se do padrão de qualidade da água almejado.

Sem dúvidas, um problema a ser superado para aplicar as medidas compensatórias é aquele sintetizado pelo entrave (iv). Compensar os agricultores pelas perdas decorrentes do não uso de substâncias/técnicas potencialmente poluidoras do meio hídrico implica em atribuir-lhes o “direito de poluir” as águas. Ou, o que é equivalente, atribuir-lhes o domínio sobre as águas oriundas ou que passam pelas suas propriedades. De alguma forma, significa adotar os princípios do direito ripariano, que confere os direitos de uso da água aos proprietários das terras situadas nas margens de um corpo hídrico. Isso também significa tornar *bem definidos* os direitos de propriedade, como estabelece a estratégia de Coase descrita na seção 3.3.5.1.

No entanto, a legislação brasileira categoricamente afirma que a água é um bem de domínio público. O uso privado não se constitui em apropriação. Ou seja, o uso dos serviços de um rio – capacidade de assimilação, por exemplo, – não concede ao usuário a posse do rio ou fração dele. Além disso, não há indicativos de que o uso preferencial seja dos ribeirinhos, desconsiderando os princípios do “direito ripariano”. Em conseqüência, a legislação brasileira impede que se atribuam direitos de propriedade às águas, o que, em princípio, parece inviabilizar a adoção das medidas compensatórias.

Embora os preceitos legais brasileiros sejam adequados a parte dos problemas ligados às águas, notavelmente quando se consideram corpos hídricos de médio ou grande porte, ainda persistem falhas ou lacunas na legislação quanto às águas de pequenos cursos de água sob influência direta dos também pequenos usuários. De certa forma, negligenciam-se os efeitos da poluição distribuída que tipicamente ocorre no meio rural e que, no simples somatório das quantidades lançadas ou mesmo nos efeitos sinérgicos, ocasiona danos ou riscos de danos às águas subsidiárias de sistemas hídricos de médio/grande porte. Cabem as indagações: micros mananciais de água inseridos nas propriedades rurais são de domínio público? Tais águas não se constituem em uso exclusivo de seus serviços (depois de utilizadas, elas não estarão mais disponíveis

qualitativa ou quantitativamente) por parte dos agricultores? Pode-se desvincular uso do solo e as águas? É possível legislar sobre os corpos de água de médio/grande porte ignorando as ações realizadas nas terras que compõem a bacia de contribuição?

Cabe salientar, neste momento, que a proposta de medidas compensatórias é uma alternativa à impossibilidade de haver um controle ubíquo sobre as águas. Pequenos corpos hídricos sob influência direta dos agricultores podem ser protegidos por medidas tipicamente econômicas, em um reconhecimento do predomínio da dimensão econômica na sociedade atual. É uma forma de alterar o processo produtivo, invertendo-se a lógica: de ganhos a partir da produção às custas do ambiente para ganhos decorrentes da “produção” de benefícios ambientais (proteção).

6.4.2 As possibilidades

Há pelo menos duas formas de se incluírem as compensações em uma estrutura de gestão das águas: estabelecê-las em um dispositivo específico no corpo da lei que trata da política das águas ou implantá-las via medidas circunstanciais, no âmbito de cada unidade de gestão e para cada situação específica.

Talvez a forma mais indicada seja o segundo caso, em que as compensações seriam incluídas na política de gestão existente por um procedimento *ad hoc*, isto é, desenvolvido especialmente para cada situação. Significa dizer que não é necessário sustentar as medidas compensatórias por dispositivos estabelecidos no ordenamento jurídico das águas, pois elas simplesmente decorreriam de acordos firmados entre os grupos de usuários da água e centrados em seus interesses comuns, evidentemente sem ferir preceitos legais vigentes ou atingir interesses de terceiros. É importante considerar que, nas situações possíveis de ocorrer entre agricultores e usuários do serviço de abastecimento, eventuais acordos não tendem a ocasionar prejuízos a terceiros, pois a melhoria da qualidade da água para abastecimento resulta em melhor situação para todos os outros usuários. Ou seja, ao satisfazer-se o uso mais exigente – abastecimento – atende-se todos os outros, que se beneficiam das “externalidades positivas” decorrentes.

Portanto, ao que parece não há impedimentos legais ou éticos para que se executem acordos como os destinados às compensações. Resta, contudo, estabelecer os procedimentos para encaminhar tais acordos. Pode-se enquadrar tais procedimentos em quatro tipos, conforme os grupos que constituem as partes: (i) acordos entre concessionária-agricultores, (ii) entre usuários-(concessionária)-agricultores, (iii) entre

poder público-(concessionária)-agricultores e (iv) entre usuários-(comitês de bacias)-agricultores.

O tipo (i) representa algumas situações particulares e independe de qualquer estrutura organizacional prévia para ser implementado. A possibilidade de se firmar um acordo entre a concessionária do serviço de abastecimento público e os agricultores prende-se ao fato de que a mudança em um determinado sistema agrícola de produção ou abandono/redução da atividade agrícola diminui os custos de tratamento da água (ou quaisquer outros custos de obtenção de água com qualidade adequada). A concessionária, nesse caso, repassaria aos agricultores que aderissem ao acordo valores monetários proporcionais à diminuição nos seus custos. Os acordos poderiam ser regidos por contratos comerciais comuns, tanto individuais como coletivos.

No tipo (ii), os usuários da água, principalmente os consumidores urbanos residenciais, negociariam com os agricultores alterações no processo de produção agrícola tendo em vista uma melhor qualidade da água (ou menores riscos de contaminações). Os acordos, para serem efetivados, dependeriam de um canal de negociação entre usuários da água e agricultores. Os recursos necessários às compensações originar-se-iam de pagamentos extras efetuados pelos consumidores da água fornecida pelo serviço de abastecimento público. Esses pagamentos seriam adicionados às contas de cada consumidor segundo o método escolhido, percentual incidente sobre o consumo ($\$/m^3$) ou valor fixo ($\$/conta$). Sob esta forma, a empresa concessionária do serviço de abastecimento de água atuaria como mera intermediária. Naturalmente, para o caso do setor doméstico de consumo, caracterizado pelo número relativamente grande de usuários e pequeno consumo individual, deveria haver uma entidade que o representasse na etapa de negociação com os agricultores ou com sua entidade representativa. Os serviços de defesa do consumidor poderiam atender essa lacuna, ao menos até que se estabelecessem associações de usuários residenciais de água, ainda inexistentes.

Como o setor de usuários é de difícil organização, no tipo (iii) ele é substituído pelo poder público, que o representaria. À semelhança da forma anterior, as compensações seriam cobertas por acréscimos nas tarifas de água pagas pelos consumidores. No entanto, tais acréscimos seriam arbitrados pelo poder público, que em geral ainda detém o controle sobre as empresas responsáveis pelo abastecimento de água e possui atribuições legais para alterar o valor das tarifas. Naturalmente, pelo que foi amplamente discutido neste trabalho, a população abastecida deve concordar com tais acréscimos, já que o uso das compensações pressupõe que quem paga deve estar ciente das razões do pagamento. Sem a concordância da população, que deve ser

averiguada por consultas diretas (plebiscito, pesquisas de opinião) ou por meio das suas instituições representativas, as cobranças a mais podem ser contestadas em processos acionados por indivíduos, entidades ou mesmo pela defensoria pública.

Nos procedimentos tipos (ii) e (iii) surge o entrave de como sustentar jurídica e administrativamente os acordos. Embora seja plausível que as partes atuem sob o regime de um contrato “comercial”, à margem do sistema de gerenciamento oficial, deve-se reconhecer que a instância adequada para suportar qualquer tipo de acordo sobre as águas é proporcionada pelos comitês de bacia, fóruns privilegiados instituídos pela Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433). Os eventuais acordos entre usuários poderiam ser homologados nesses comitês, que tem a competência para legitimá-los perante a lei. Portanto, o tipo (iv) seria a forma ideal de proceder, ou seja, os acordos usuários-agricultores seriam engendrados no âmbito dos comitês de bacia, que respaldaria as decisões e estabeleceria os modos de arrecadação, rateio e controle dos recursos necessários às compensações. O problema, aqui, é a evidente necessidade de o comitê de bacia estar estruturado e em operação, situação que ainda é exceção.

6.5 CONSIDERAÇÕES EM TORNO DOS FUNDAMENTOS DO MODELO LEGAL E INSTITUCIONAL DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS EM IMPLANTAÇÃO¹²

Pode-se considerar que subjacente à proposta de gestão dos recursos hídricos contida na Lei 9.433 encontra-se o anseio de que ocorra descentralização das decisões, participação comunitária e integração dos diversos e divergentes usuários da água. Os entraves a esses anseios são vários e se fizeram e se fazem notar no encaminhamento da regulamentação de diversos dispositivos da Lei 9.433. Na regulamentação da Agência Nacional de Águas, por exemplo, um importante debate foi conduzido no âmbito acadêmico/institucional de agentes ligados à questão da água: a proposta de criação de uma “agência nacional de águas” se constituiria ou não num retrocesso centralizador? O processo de integração participativa não seria esvaziado na medida em que os eventuais recursos financeiros arrecadados em uma bacia fossem administrados por um órgão central? Na verdade, enquanto a estrutura de gerenciamento se encontrar na fase de “montagem”, muitas questões ainda serão trazidas à discussão. Isso não pode

¹² Embora a posição deste item possa parecer deslocada, julga-se conveniente situá-lo nesta etapa do texto, quando os preceitos e fundamentos do modelo de gestão das águas em implantação já foram explicitados.

surpreender, já que faz parte de todo processo inovador e que ainda não está completamente delimitado, como é o caso da gestão dos recursos hídricos.

E, no entanto, apesar da condescendência que se deve ter com a novidade, há fundadas razões para ceticismo. Uma das interrogações que nutrem os céticos baseia-se na costumeira inabilidade das entidades governamentais em lidar com estruturas em que se inclui o adjetivo “participativo” como uma das idéias centrais. Em parte, essa descrença também decorre da tradicional ausência de mobilização social nos temas ambientais. Além disso, não se pode ignorar a tendência típica de “burocratização” dos organismos que tratam das questões públicas e da própria descaracterização desses organismos com o passar do tempo, no sentido de seu esvaziamento político e/ou do afastamento dos fins que nortearam sua criação. A rigor, é possível que a ausência de memória democrática nas instituições brasileiras seja o motivo condutor de toda a descrença no modelo de gestão em implementação. Alguns defensores poderiam acrescentar que o modelo talvez seja avançado demais para o atual estágio organizacional brasileiro, e que seu eventual insucesso estaria mais ligado às próprias instituições de base serem deficientes do que às imperfeições das prescrições oriundas do modelo. É claro que essa posição se deve creditar a um certo exagero “tecnocrático”, mas ressalte-se que ela não é incomum e muitas vezes serviu como justificativa para fracassos históricos de outras propostas jurídicas e administrativas (como exemplo pode-se citar o Código de Águas e o Estatuto da Terra, que não atingiram seus objetivos ou os atenderam de forma parcial).

De uma outra forma, pode-se argumentar que grande parte dos entraves ao transcurso do atual modelo de gestão situa-se em sua própria concepção ainda fortemente influenciada pelo “mecanicismo” (mesmo tendo ele a explícita intenção de ser sistêmico). Essa incoerência interna do modelo pode ser constatada, por exemplo, na estruturação hierárquica de gestão: níveis (“engrenagens”) superiores acionam níveis (“engrenagens”) periféricos, e o conjunto é colocado em movimento quando todas as peças estiverem em seus devidos lugares. Para construir o “engenho”, então, poder-se-ia montar cada nível (“engrenagem”) em separado – temporal e espacialmente –, e no fim seria suficiente acomodá-lo na posição adequada. Pode-se perceber que a criação da Agência Nacional de Águas (ANA) de forma isolada constituiu-se em plena demonstração desse argumento. Não bastasse essa demonstração, há ainda o caráter de determinações “mecânicas” em diversos itens da Lei 9.433. Tome-se como exemplo os instrumentos que propõem o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água, e o estabelecimento de um sistema de informações sobre recursos hídricos. Afora o inevitável dirigismo desses itens, observe-se que tais instrumentos são inspirados no próprio ideal mecanicista (e reducionista): o

conhecimento minucioso das partes forneceria a noção do todo e faria com que um observador externo fosse capaz de realizar previsões tão precisas quanto fossem precisos os dados de entrada. No dizer de Prigogine e Stengers (1990), o mecanicismo julga que as leis da natureza pertenceriam à esfera de um conhecimento ideal que alcança a certeza. Uma vez que as condições iniciais fossem dadas, tudo seria determinado. “A natureza é um autômato que podemos controlar, pelo menos em princípio. A novidade, a escolha, a atividade espontânea são apenas aparências, relativas apenas ao ponto de vista humano”. Tal ideal, segundo os autores, seria inatingível e mesmo inaceitável para seres vivos cercados por contingências.

É claro que a simples constatação de que um modelo foi concebido em termos mecanicistas não o torna inadequado, afinal de contas essa concepção inspirou e ainda inspira a forma como o homem ocidental se relaciona com o mundo. Mas a crítica pode ser pertinente na medida que o modelo pretende se afirmar como “sistêmico”. Neste momento, então, parece oportuna a pergunta “o que é ser sistêmico?”.

O breve conceito de “organização sistêmica” citado anteriormente não satisfaz, pois influenciar ↔ ser influenciado pelo ambiente é decorrência natural de todo processo real. Nesse sentido, o mínimo que se pode dizer acerca de “sistêmico” é que o termo, apesar da aparência nebulosa, pretende designar uma espécie de concepção que se opõe aos modelos mecanicistas fracionadores da realidade, modelos esses que apenas admitem tratar daqueles recortes que sejam manipuláveis segundo técnicas bem definidas e que necessitam da determinação prévia das direções do processo. Nas palavras de Morin (1998), sistema é uma noção-apoio para designar todo o conjunto de relações entre constituintes formando um todo. E sistêmico refere-se ao modo de perceber o sistema como um organismo que evolui e que, além de adaptar-se ao método de intervenção, modifica o próprio método. Destaque-se, por sua significação, o termo evolução como delimitador entre ideal mecânico e sistêmico: enquanto o primeiro apoia-se na idéia de reversão de um processo, o segundo decreta um inexorável sentido dado pela “seta do tempo”.

Já que é objeto de acirrada discussão em diversos círculos acadêmicos, não se pretende aqui discorrer sobre o alcance do pensar sistêmico. Alguns autores, porém, destacam que esse pensar não constitui uma “receita”, já que as abordagens que dele decorrem buscam estabelecer a natureza das relações (Capra, 1997) e predispõem-se a tratar uma questão em toda sua complexidade, sem concessões à simplificação (Morin, 1998). E é justamente da “descoberta da complexidade”, como afirmam Prigogine & Stengers (1990), que talvez surja uma das lições atuais mais interessantes: a que nos

ensina a decifrar o mundo onde vivemos sem o submeter à idéia de uma diferença hierárquica entre níveis.

Pelo que se pode depreender tanto de Capra (1997) como de Morin (1998), para ficar apenas nestes autores, as abordagens sistêmicas optam pela tentativa de compreensão e apreensão da realidade, mais do que procuram ser maneiras alternativas para solução de problemas específicos. Assim, um modelo sistêmico de gestão dos recursos hídricos seria mais adequado à busca de modos de relacionamentos entre homens-ambiente-homens e menos apto a proporcionar modos imediatos de resolver conflitos, destacado desejo de uma política real. Sob outro aspecto, ainda, parece ser por esse desejo que os modelos sucumbem ao mecanicismo, mesmo que sutilmente e apesar de haver uma predisposição em dele se afastar. A razão disso é direta: a noção mecânica é a que sempre parece ser mais adequada às aplicações práticas.

Embora se possa reconhecer que os modelos “mecanicistas” de gestão atraíam pelo pragmatismo de suas prescrições, o que sempre é uma opção tentadora, as restrições ao seu pleno desenvolvimento são muitas. É possível listar pelo menos cinco características desses modelos que os tornam pouco promissores quando aplicados às questões de gestão das águas: reversibilidade, dirigismo, simplificação, especialização e materialismo.

Com relação à reversibilidade, os modelos mecânicos desconsideram o efeito do caminho de um processo na produção de um resultado (“o que é capaz de acionar para diante pode retroacionar”). Na gestão das águas de uma bacia hidrográfica, uma consequência seria a presunção de ser indiferente o fato de se iniciar a organização da estrutura de gestão nos níveis mais baixos ou nos níveis mais altos, quando são notáveis as diferenças entre uma organização instituída por um poder externo à bacia e a auto-promoção de um certo regime organizacional. Apropriando-se, de uma forma livre, da terminologia da termodinâmica, pode-se dizer que em um e em outro caso o sistema pode evoluir para estados idênticos (um determinado nível de qualidade da água, por exemplo), mas a direção (caminho) tomada para se chegar a esse determinado estado afeta de modo distinto os componentes do sistema (moradores da bacia, usuários da água além-bacia, vida silvestre etc). Uma crítica mais direta à reversibilidade é a impossibilidade de se restituir integralmente o “estado” original de uma bacia hidrográfica após ela passar por um processo de modificação estrutural, pois, como declara a máxima ecológica, “uma extinção é para sempre”.

O termo “dirigismo” utilizado aqui se refere à tendência de os modelos “mecânicos” serem muito convenientes àqueles que se apegam à idéia de que os usos do

meio podem e devem ser planejados. O argumento central é a possibilidade de predição do estado futuro do sistema hídrico de uma bacia e o controle externo desse estado. Não explicitamente, o termo controle é o que mais seduz, por razões óbvias (adeptos do “água é poder”). Evidentemente, a falha do “dirigismo” está em que uma bacia hidrográfica pode evoluir para estados não controláveis e imponderáveis, enquanto que os planos estão amarrados a estruturas rígidas e determinadas.

A simplificação dos problemas é outra meta do mecanicismo: só se poderia tratar uma questão quando ela estivesse suficientemente fragmentada em partes simples e adequadas aos procedimentos analíticos. O todo seria uma justaposição das partes que foram adequadamente elucidadas por métodos julgados convenientes. Naturalmente, já é um truísmo considerar que o todo é mais do que a soma das partes, mas é inegável que o círculo vicioso de Pascal, citado por Morin (1998), verdadeiramente inibe as abordagens holistas: “considero tanto impossível conhecer as partes sem conhecer o todo, como conhecer o todo sem conhecer as partes”. Mas, apesar da magnitude da questão, com relação à gestão das águas não pode haver concessões à simplificação, já que não se pode desligar os recursos hídricos do seu contexto. No modelo de gestão em implantação, essa idéia de ligação entre elementos é admitida quando se estabelece a bacia hidrográfica como unidade de gestão, mas a água ainda não é plenamente tratada como parte indissociável do meio. Um exemplo é a existência de apenas uma tênue intenção de se tratar de forma conjunta água e uso agrícola do solo, que inequivocamente são partes intimamente ligadas. O principal entrave, na verdade, encontra-se na compartimentação burocrática entre setores das águas e da agricultura. Deve-se reconhecer que o modelo estabelece a instância “comitê de bacia” como integradora dos diversos setores, mas há um fundado temor de que tal instância seja ela também uma mera reunião de partes individualmente interessadas na manutenção de seu status quo.

Associada à simplificação, a especialização é outra característica típica dos modelos baseados na concepção mecânica. Nela, um recorte da realidade seria adequadamente explicado por um conjunto de saberes reunidos numa especialidade adequada. Apesar dos enormes avanços obtidos no conhecimento de particularidades, tornados possíveis pela pesquisa e sistematização detalhada de muitos processos do mundo natural, há ainda muita dificuldade no momento de conectar essas particularidades às situações reais em que interagem múltiplos estímulos-múltiplas forças. Nas palavras de Laszlo (1996): “Há uma coisa que o conhecimento especializado não nos diz: como inúmeras coisas diferentes atuam em conjunto quando expostas a inúmeras diferentes influências ao mesmo tempo”. O debate entre especialistas – ironicamente chamados “aqueles que sabem tudo acerca de nada” – e

holistas –ironicamente, “aqueles que nada sabem acerca de tudo”– ainda persistirá por um bom tempo. Pode-se fugir desse debate à moda de Morin (1998): “o todo é efetivamente uma macrounidade, mas as partes não estão fundidas ou confundidas nele; têm dupla identidade. Há uma reconhecida identidade nas partes que permanece individualizada”. Não se resolve o problema, mas delimita-se dois campos de atuação – identidade da parte individualizada e identidade da parte no todo –, e é uma forma de se deixar para o futuro uma eventual síntese dos campos.

Finalmente, tem-se o materialismo. Não importa se a visão mecânica decorre do materialismo ou vice-versa, o fato é que inegavelmente andam juntas. E nesse ponto, o modelo de gestão aqui em discussão é estritamente materialista, já que considera explicitamente a água como um “recurso”, termo que se vincula diretamente à produção e consumo de bens materiais. Mas, e as dimensões não-materiais, em que lugar se situam na estrutura de gestão? Aspectos relevantes em uma bacia hidrográfica como direito à existência da vida silvestre, proteção de comunidades rurais e indígenas, preservação da cultura local, justiça intergeracional e religiosidade são claramente desprovidas de materialidade e, portanto, não podem ser levados em conta quando a água for considerada um recurso meramente destinado a atender o requisito de bem-estar social associado à posse e uso de bens ditos “de mercado”. Para frisar o que se quer dizer neste tópico, tome-se o caso da proteção paisagística de um certo corpo de água em uma bacia. A estética, em si, não possui dimensão econômica e está ligada à sensibilidade de cada um e ao prazer oriundo da apreciação da paisagem. Ao estabelecer-se a água como um recurso, a justificativa da proteção centrar-se-ia na possibilidade de exploração do turismo, por exemplo, realçando a dimensão econômica em detrimento da espiritual. Neste momento, propõe-se abandonar o termo “recurso” quando aplicado à água devido ao juízo de valor depreciativo que contém.

Uma crítica final e sintética aos modelos mecânicos situa-se na própria idéia de se conceber uma estrutura sob a forma mecânica, pois, como afirma Morin (1998), tal concepção pressupõe a existência de um agente externo à máquina para colocá-la em funcionamento, já que nenhum engenho possui a capacidade de auto-acionamento. Considerar como máquina um sistema hídrico é a própria negação da possibilidade de se estruturar a gestão das águas do interior para fora da bacia hidrográfica.

7 CONSIDERAÇÕES ADICIONAIS E ENCERRAMENTO

(i)

Certos conflitos ocorrem devido às formas inadequadas de os homens relacionarem-se com outros homens e com o meio. Uma forma de relação evidentemente inadequada é a apropriação por alguns homens de um certo componente do meio caracterizado como de uso comum. A posse de fato desse componente implica em conflitos imediatos ou potenciais e esses conflitos são conseqüências, não causas. Ao atacar as primeiras, os instrumentos que visam regradar o uso do componente em litígio não raro consolidam *de jure* o domínio pré-existente. Naturalmente, tal condição apenas oculta a verdadeira natureza do problema (causas), embora possa forçar um uso disciplinado do componente (mas tal “disciplina” pode não ser equitativa). Torna-se claro, então, que a finalidade primeira da gestão das águas é identificar e enfrentar as formas inadequadas de os homens relacionarem-se com outros homens e com o meio, tendo a água como elemento em que se refletem essas relações. A meta é ambiciosa, mas não se poderia pretender menos.

No entanto, seria uma pretensão descabida estruturar neste texto tal modelo ambicioso de gestão das águas. Já se compreende que tal tarefa não pode ser tratada por poucos indivíduos encerrados numa especialidade acadêmica e, com mais razão, seria despropositado um único indivíduo querer assumir tal missão. Apesar dessas ressalvas, a seguir serão feitas algumas considerações particulares sobre o tema.

Em primeiro lugar, ao se considerarem como entraves à gestão aquelas cinco características associadas ao mecanicismo anteriormente discutidas, deve-se procurar superá-las por meio de formas alternativas. Assim, um modelo alternativo de gestão das águas idealmente deveria ser evolucionista, no sentido de permitir e acomodar as inevitáveis mudanças no interior do sistema; auto-organizável, habilitando os componentes do sistema a tornarem-se agentes de seu próprio destino; assumir a “existência intrínseca da complexidade”, passo inicial para que se desfçam as diferenças hierárquicas arbitrariamente estabelecidas pelo homem; multidisciplinar (transdisciplinar), no intuito de acomodar as distintas visões e necessidades humanas; e espiritual, em reconhecimento das dimensões não-materiais que existem e mesmo dominam qualquer sistema natural.

De um modo mais abrangente e formal, pode-se adotar o “contraste de visões do mundo”, proposto por Laszlo (1996), como forma de centrar-se a discussão em quais deveriam ser as linhas mestras de um modelo sistêmico de gestão das águas. Nesse

“contraste”, o autor opõe a visão holista do mundo ao modo de ver atomístico e mecanicista das estruturas clássicas. Com algumas adaptações e alterações, pode-se tomar os seguintes “contrastes”:

- Enquanto que os modelos clássicos de gestão consideram a natureza como uma máquina gigante composta de elementos mecânicos intrincados e substituíveis, os modelos sistêmicos vêem a natureza como um organismo dotado de elementos insubstituíveis, com um inato e não-determinístico propósito para a escolha, para o fluxo, para a espontaneidade.
- A ótica clássica prima pelo atomismo e individualismo, vendo os objetos como entidades separadas de seu meio e as pessoas separadas umas das outras e da sua vizinhança. No pensar sistêmico, pessoas e objetos (sistema hídrico, por exemplo) interagem e comunicam-se entre si; há o mundo, e não um “mundo dos objetos” (natureza) e um “mundo das pessoas”.
- A ótica clássica é materialista, com todas as coisas vistas como entidades distintas e mensuráveis em termos materiais. Como dito anteriormente, a água é vista como um recurso. A visão sistêmica procura dar um novo significado à noção de matéria, caracterizando-a como uma configuração de energias que fluem e interagem. Embora tal conceito seja muito “aberto”, uma das significações possíveis visa enfocar um ente material como muito mais do que um conjunto de elementos combinados física e quimicamente. Há propriedades no ente material que transcendem sua constituição físico-química e que são irreduzíveis. Num corpo hídrico, tais propriedades podem manifestar-se na forma de relações sentimentais que desde sempre os indivíduos mantêm com a água. As artes são pródigas em fornecer exemplos dessas relações.
- Em suas aplicações nas atividades diárias, a visão clássica enaltece a acumulação de bens materiais e destaca a disposição do indivíduo em “competir-para-vencer”. Nesta visão, a gestão entraria com instrumentos para regular a competição e para mostrar quais bens deveriam ser acumulados. A visão alternativa, de outro modo, enfatiza a importância da informação em detrimento da acumulação de bens materiais e da aquisição de força bruta. Educação, comunicação, cultura e serviços humanos deveriam ser as principais metas da gestão.
- A visão clássica é eurocêntrica, tomando as sociedades ocidentais industrializadas como os paradigmas do progresso e desenvolvimento. Na visão sistêmica, considera-se a diversidade de culturas e sociedades humanas, tomando-as como equivalentes, em princípio, e apenas categorizando-as com respeito à sustentabilidade e à satisfação que promovem para seus membros.
- A visão clássica é também antropocêntrica, tomando os seres humanos como dominadores e controladores da natureza. A visão sistêmica trata os humanos como parte orgânica de um todo que se automantém e se autodesenvolve, pré-condições para a vida sobre o planeta.

Embora aceitáveis como princípios gerais, os requisitos para atender o ideal sistêmico são de tal monta que não se pode deixar de perceber o ideal como uma utopia, principalmente porque parece envolver uma drástica revolução no comportamento humano. Em todo caso, uma defesa que se pode fazer do ideal sistêmico é que ele em grande parte exige apenas um apelo ao lado espiritual dos homens, notavelmente

quando a porção racional tem sido incapaz de contornar a devastação ambiental dos nossos dias. Deve-se admitir que a afetividade é uma faculdade humana a ser mais bem explorada nas questões ambientais.

Mas, de que forma os preceitos da visão sistêmica podem ser incorporados à gestão das águas? Seriam operacionais procedimentos opostos àqueles que se observam na sociedade? É possível tratar a água em todas suas dimensões – materiais e não-materiais – quando em outros componentes sociais mantém-se o privilégio da materialidade? Como sair do individualismo para a cooperação e da competição para a harmonia no caso dos conflitos de uso da água? Essas são indagações pertinentes, sem dúvidas, e frente as quais apenas se pode especular. Alguns argumentos que podem servir de guia:

- Não se pode pretender a existência de domínio sobre a água, mesmo sob o nome de domínio público, pois isso pressupõe uma hierarquia possuidor–possuído. Tal relação pertence à divisão dualista “mundo das pessoas–mundo natural”. No holismo, as entidades relacionam-se entre si: a água faz parte da vida das pessoas, a vida das pessoas reflete-se nas águas. Há uma evidente sintonia entre qualidade de vida das pessoas e qualidade das águas (e do ambiente, por extensão).
- A água é muito mais do que um recurso, pois ela possui um valor intrínseco e incorpora dimensões não materiais tão ou mais importantes que o valor de uso atribuído pelo mercado.
- Não existem prioridades de uso da água e sim necessidades fundamentais definidas pelas circunstâncias. Na escassez, a preservação da vida é o princípio universal a ser seguido.
- Toda e qualquer estrutura deve proporcionar às inúmeras entidades existentes em uma unidade de gestão o direito de acesso às águas. Usos compartilhados sempre serão preferíveis aos usos exclusivos.
- A unidade de gestão (geralmente uma bacia hidrográfica) deve ser tratada como um organismo que evolui e em que há trocas de informações entre seus componentes e com outras unidades de gestão. A unidade de gestão não pode ser considerada como uma simples fração territorial ou geográfica.
- Deve-se permitir que toda pessoa legitimamente interessada na proteção das águas seja capaz de participar de sua gestão, de forma direta ou por intermédio de representantes formalmente constituídos. Os interesses coletivos devem se sobrepor aos interesses individuais, mas sem fundi-los ou confundi-los num todo indistinto. A preservação da diversidade de opiniões-interesses torna possível a meta de justiça e equidade na utilização das águas.

Propositadamente, os argumentos acima foram engendrados de forma a contraporem-se aos fundamentos da Política Nacional de Recursos Hídricos estabelecidos no Artigo 1º da Lei 9.433. Em alguns itens, o antagonismo é evidente; em outros, há uma espécie de adição. Em todos eles, no entanto, o objetivo foi demonstrar que há inúmeras formas divergentes de se tratar a gestão de componentes ambientais.

Sobretudo, a intenção até aqui foi realçar o fato de que a gestão das águas não se consolida por leis, formalização de objetivos e diretrizes, proposta de instrumentos e traçado de planos. Muito menos pela criação de órgãos centrais supostamente habilitados em organização de sistemas. A verdadeira gestão das águas apenas se dará quando as comunidades/sociedades perceberem-se integrantes de um sistema único em que o bem-estar se conquista pela satisfação dos interesses de uns sem haver frustração dos interesses de tantos outros entes que fazem ou farão parte da natureza. O homem atual não pode ser a medida de todas as coisas.

(ii)

Há um ponto importante que se deve destacar: a busca atual não deveria limitar-se ao *quê* causa a poluição, mas sim se desviar ao tema *para que* a poluição é causada. Não se trata apenas de uma inversão de enfoques, pois isso serviria apenas para arranhar a questão. É, isso sim, (re)colocar no centro do debate ambiental a razão mestra que guia o processo de degradação das condições de vida na Terra: a acumulação de riquezas (poderes) individuais baseadas na miséria coletiva.

Tome-se o caso dos agrotóxicos, tema recorrente neste trabalho, para ilustrar a questão. Que eles ocasionam freqüentes danos (ou oferecem grandes riscos) à qualidade da água é um fato pouco contestável. O seu emprego tornou-se generalizado à medida que progressivamente foram incorporados àqueles sistemas de produção agrícolas vinculados ao modelo econômico de “crescimento contínuo” – que pode ser qualificado como um modelo que se propõe a aumentar os rendimentos dos cultivos e criações por meio de contínuos ingressos de insumos industrializados nos processos de produção. Conseqüentemente, os agrotóxicos acabaram tornando-se um fator de produção do qual os agricultores já não podem (não sabem) prescindir.

Para que, então, a poluição por agrotóxicos é causada? As típicas respostas são óbvias: aumentar as disponibilidades de bens agrícolas via verticalização da produção, viabilizar o cultivo em áreas consideradas inaptas, recuperar (manter) a capacidade produtiva do solo, satisfazer as necessidades de consumo da população, ampliar a renda do campo e tornar as atividades agrícolas menos fatigantes, entre outras possíveis virtudes. Os contrapontos não são menos óbvios: exclusão dos agricultores mais resistentes aos “novos” métodos, avanço agrícola em áreas que deveriam ser preservadas, justificativa para intensificação do uso de recursos naturais como o solo, por exemplo (já que podem ter sua capacidade produtiva recuperada no futuro),

estímulo ao consumo perdulário, estagnação da renda rural pelo excesso de oferta e desemprego e êxodo rural, entre outros possíveis vícios.

Se as respostas estiverem nos contrapontos, e cada um é livre para verificar pelos seus sentidos se isso é verdadeiro, certamente há razões inconfessadas às quais deve-se atribuir a poluição. Morin (1998) é implacável: “a sujeição significa que o sujeito sujeitado sempre julga que trabalha para seus próprios fins, desconhecendo que, na realidade, trabalha para os fins daquele que o sujeita. Assim, efetivamente, o carneiro-chefe do rebanho julga que continua a comandar seu rebanho, quando, na realidade, obedece ao pastor e, finalmente, à lógica do matadouro”. A lógica que a agricultura obedece parece ser, de fato, a verdadeira razão *para que* a poluição agrícola ocorre.

(iii)

Não pode haver beleza em um tecido, se ele causar fome e infelicidade. Essas foram as palavras de Ghandi, ao repudiar uma das medidas econômicas do imperialismo britânico, que impunha a importação de tecidos aos indianos e com isso ocasionando a deterioração da indústria local. Estendendo a idéia, também é possível afirmar que não pode haver beleza em um produto de consumo obtido às custas da destruição ambiental. Menos beleza ainda, no entanto, pode ser encontrada na fome e infelicidade, mesmo que inseridas num ambiente imaculado. Produção e preservação são questões contraditórias, mas é o principal desafio que a humanidade enfrenta neste final-início de milênio e, certamente, será a questão mais relevante no futuro próximo. Parece que a crença generalizada de que os avanços tecnológicos seriam indefinidamente capazes de fornecer meios para contornar os problemas ambientais está se desfazendo, juntamente com a idéia de que o bem-estar só pode ser alcançado via crescimento da economia. Ao que tudo indica, o modelo do crescimento contínuo está cada vez mais enfraquecido, ao menos em nível acadêmico, apenas mantendo-se dominante pela própria fraqueza das alternativas que poderiam ser adotadas. Pode-se afirmar que o impasse não será resolvido no curto ou médio prazo, mas a perspectiva de enfrentamento da questão ao menos poderá conduzir a humanidade para novas relações econômicas que tornem o homem integrante do meio, não mero usuário dos bens e serviços que ele julga eternos ou substituíveis por produtos da tecnologia moderna.

(iv)

Na apresentação deste trabalho, comentou-se que a validação empírica de certas hipóteses, em gestão das águas, depende de decisões políticas e negociação social para implementar no mundo real as medidas a serem avaliadas. Portanto, uma avaliação positiva das medidas compensatórias discutidas neste trabalho apenas poderia ser executada estudando-se pelo menos uma situação de aplicação real. Compreende-se que isso não seja prontamente realizável devido às complexas relações econômicas e sociais envolvidas no processo de negociação-decisão. No entanto, para sustentar a estratégia das compensações como alternativa de proteção ambiental no meio rural deve-se reforçar a base de apoio entre os formadores de opinião, base essa em geral constituída pelos próprios representantes daquelas entidades sociais que possuem capacidade de influir no processo decisório. Pode-se assumir que, em grande parte, as opiniões são formadas com base em recomendações que se originam em argumentos técnicos e/ou políticos emitidos por especialistas. Portanto, uma etapa prévia à introdução das medidas compensatórias no cenário de negociação seria justamente avaliar essa alternativa no âmbito de um grupo técnico/político existente ou criado especialmente para esse fim. Neste último caso, sugere-se a formação de um painel de especialistas composto por representantes dos diferentes segmentos sociais. Ao que tudo indica, os Comitês de Bacia constituirão as instâncias mais adequadas para a avaliação de medidas alternativas de gestão das águas.

(v)

Ao longo deste trabalho apresentou-se um caminho, uma modesta alternativa para que internamente se encaminhe a solução de algumas questões ambientais, principalmente envolvendo as águas, que atualmente são objeto de intenso ataque da vertente neoliberal de ver o mundo econômico. Como pretende essa vertente, as águas não compõem um conjunto mecânico que pode ser adequadamente representado em modelos centrados na ótica de mercado e inspirados na sua suposta capacidade autorreguladora, mas compõem sistemas em que atuam múltiplas motivações, inúmeras variáveis, muitos conflitos. O ponto de vista materialista, água vista como um recurso, sempre destaca a motivação econômica entre todas as outras, embora algumas vezes reconheça que as ligações subjetivas que os indivíduos mantêm com a água sejam as mais importantes. Ao prevalecerem aspectos econômicos, admite-se uma natureza a serviço do homem e, portanto, sustentam-se posições de confronto como as implicadas

em agricultura vs. águas ou agricultura vs. ambiente. Por outro lado, neste trabalho pretendeu-se apresentar outro enfoque: agricultura *e* águas, agricultura *e* ambiente. A conjunção aditiva *e*, ao invés da preposição *versus*. A maneira de tornar esse outro enfoque possível não prescindiu da economia, e nem poderia, pois o significado último do termo economia é justamente traduzido por “manejo ou gestão da casa”.

Florianópolis, julho de 2000.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu Jr., Helcio de & Stoltenborg, Joop. A agricultura orgânica e o mercado de frutas e hortaliças orgânicas: panorama mundial e situação no estado de São Paulo. *Agricultura Biodinâmica*, 1998.
- Amaral Sobrinho, N.M.B.; Costa, L.M.; Oliveira, C. de; Velloso, A.C.X. (1992). Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. *R. bras.Ci.Solo* 16:271-276
- Amaral, Darciléa A. & Fernandes, Tatiana A. Exposições humanas a agrotóxicos em Florianópolis e municípios da região da Bacia do Rio Cubatão: Estudo epidemiológico de casos registrados pelo Centro de Informações Toxicológicas de Santa Catarina no período de 1990 a 1996. In: Projeto PADCT "Tecnologias Ambientais para o Desenvolvimento Sustentável da Bacia do Rio Cubatão". Relatório Final, vol. 3, 1998.
- Atlan, Henry. *Con razon y sin ella: intercrítica de la ciencia y del mito*. Barcelona: Tusquets Editores, 1991.
- Bassi, Lauro. *Impactos sociais, econômicos e ambientais na microbacia hidrográfica do Lajeado São José, Chapecó, SC – estudo de caso*. SDA/EPAGRI, Projeto Microbacias/BIRD, Sub-Projeto Monitoramento Hídrico, 1998.
- Batalha, Bem Hur L. (1998). Ameaça microscópica na água potável. *Ciência Hoje*, SBPC, 25(145):28-34.
- Baumol, Willian J. & Oates, Wallace E. *The theory of environmental policy*. 2ªed. Cambridge University Press, 1988.
- Bertoni, José & Lombardi Neto, Francisco. *Conservação do solo*. São Paulo: Ícone, 1990.
- Biradar, D.P. & Rayburn, A. Lane. (1995) Chromosomal damage induced by herbicide contamination at concentrations observed in public water supplies. *J. Environ. Qual.* 24:1222-1225.
- Blais, Jules M.; Schindler, David W.; Muir, Derek C.G.; Kimpes, Lynda E.; Donald, David B.; Rosenberg, Bruno. (1998). Accumulation of persistent organochlorine compounds in mountains of western Canada. *Nature*, 395:585-8.
- Borsoi, Zilda M.F. & Torres, Solange, D.A. (1997). A política de recursos hídricos no Brasil. Rio de Janeiro: *Revista do BNDES* 4(8):143-166.
- Boulding, Kenneth E. *Ecodynamics: a new theory of societal evolution*. Sage Publ., 1978.
- Boulding, Kenneth E. The economics of the coming spaceship earth. In: Jarret, H. (Ed.). *Environmental quality in a growing economy*. Baltimore: John Hopkins, 1966.

- BRASIL. *Lei Nº 9.433 – Política Nacional dos Recursos Hídricos*. Brasília: Secretaria dos Recursos Hídricos, Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1997.
- Bromley, Daniel W. *Agricultural & applied economics*. University of Wisconsin-Madison: Staff Paper Series No.401, 1996.
- Cacek, Terry & Langner, Linda L. The economic implications of organic farming. *American Journal of Alternative Agriculture*, 1(1): 25-29, 1986.
- Campos, Roberto. Crises de lá e crises de cá. In: Lanterna na popa. Jornal Folha de São Paulo, 28 de junho de 1998, p. 1-4
- Cánepa, Eugênio M.; Tavares, Vítor E.; Lanna, Antonio E. & Pereira, Jaildo S. Perspectivas de utilização de instrumentos econômicos na política e gestão ambiental: o caso dos recursos hídricos. In: SinGReH – Simpósio Internacional sobre Gestão de Recursos Hídricos. *Anais...*, Gramado, RS, 1998.
- Capra, Fritjof. O ponto de mutação. São Paulo: Cultrix, 1997.
- Carmo, Maristela S. do; Comitre, Valeria & Dulley, Richard D. Agricultura alternativa frente à agricultura química: estrutura de custo e rentabilidade econômica para diversas atividades. *Lavoura Arrozeira*, 42(384):14-32, 1989.
- Casan - Companhia Catarinense de Águas e Saneamento. *Banco de dados operacionais*. Florianópolis, 1999.
- Cho, Yongsung & Easter, K. William. How much would Minnesotans pay to improve their drinking water? *Minnesota Agricultural Economist*, no. 685, 1996.
- Clark, M.S.; Ferris, H.; Klonsky, K.; Lanini, W.T.; van Bruggen, A.H.C. & Zalom, F.G. Agronomic, economic, and environmental comparison of pest management in conventional and alternative tomato and corn systems in northern California. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 68:51-71, 1998.
- Cropper, Maureen L. and Oates, Wallace E. Environmental economics: a survey. *Journal of Economic Literature*, Vol. XXX (June 1992), pp. 675-740.
- D'Agostini, Luiz R. e Schlindwein, Sandro L. *Dialética da avaliação do uso e manejo das terras: da classificação interpretativa a um indicador de sustentabilidade*. Florianópolis: Ed. da UFSC, 1998.
- Daly, H.E. & Cobb, J. *For the Common Good*. Boston, MA: Beacon Press, 1989.
- El Pais. La OCDE recomienda cobrar el agua en función del consumo y no con tarifas planas. Madri: nº 1256, 11 out. 1999.
- Esteves, Francisco de A. & Barbosa, Francisco A.R. (1992). Eutrofização artificial: a doença dos lagos. *Ciência Hoje (SBPC)*, vol. especial, maio de 1992.

- Franke, Alberto E. Questionamento da cobrança como instrumento de gestão dos recursos hídricos. In: SinGReH – Simpósio Internacional sobre Gestão de Recursos Hídricos. *Anais...*, Gramado, RS, 1998.
- Frye, W.W.; Bennett, O. L.; Buntley, G.J. Restoration of crop productivity on eroded or degraded soils. In: Follet, R.F. & Steward, B.A. (eds.). *Soil erosion and crop productivity*. Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America, 1985.
- Galbraith, J. Kenneth. *A economia e o interesse público*. São Paulo: Pioneira, 1988.
- Giampetro, Mario & Pimentel, David (1994). *The tightening conflict: population, energy use, and the ecology of agriculture*. (<http://dieoff.org/page69.htm>)
- Gilliom, Robert J.; Barbash, Jack E.; Kolpin, Dana W.; Larson, Steven J. (1999) Testing water quality for pesticide pollution. *Environmental Science & Technology*, 33(7):164-169.
- Gosmann, Hugo A. Estudos comparativos com bioesterqueira e esterqueira para armazenamento e valorização dos dejetos de suínos. Florianópolis, 1997. (Dissertação Mestrado em Engenharia Ambiental – UFSC).
- Hardin, Garret. The tragedy of the commons. *Science*, 162(1968):1243-1248.
- Hudson, Norman. *Conservación del suelo*. Barcelona: Editorial Reverté, 1982.
- IBGE – Pesquisas de Orçamentos Familiares. Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA 97, 1999 (<http://www.sidra.ibge.gov.br/>).
- ITCSD – International Trade Centre and Sustainable Development, 1999. Bridges Weekly News Digest (<http://www.ictsd.org/>).
- Jones, J.G. (1997). The microbiological quality of water: the nature of the problem. *J. Water SRT-Aqua*, 46(6):346-352.
- Jordan, Jeffrey L. *Future issues and directions facing water resources*. University of Georgia, Dep. of Agricultural & Applied Economics, Faculty Series 98-18, 1998. (Georgia Water Series, Issue 6)
- Jordan, Thomas E.; Correl, David L.; Weller, Donald E. (1997). Effects of agriculture on discharges of nutrients from coastal plain watersheds of Chesapeake Bay. *J. Environ. Qual.* 26:836-848.
- Jung, Carl G. *O homem e seus símbolos*. Ed. Especial Brasileira, 7ª ed., Ed. Nova Fronteira.
- Kelman, Jerson. Gerenciamento de recursos hídricos – Parte I : outorga. In: XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. *Anais...*, Vitória, ES, 1997.
- Klemmer, Paul (1996). Compatibilidad entre economía y ecología. *Contribuciones*, 1/96, pp.131-63.

- Konzen, Egídio A. *Manejo e utilização dos dejetos de suínos*. Concórdia, SC: Embrapa-CNPSA, 1983.
- Kroth, Leo T. Levantamento de aspectos socio-econômicos dos moradores da localidade Vargem do Braço, Santo Amaro da Imperatriz, SC. Epagri – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, não publicado, 1999.
- Kroth, Léo T.; Bet, Moacir; Kleveston, Rene & Kreuz, Carlos L. Receptividade do consumidor de Florianópolis a hortigranjeiros sem agrotóxicos. *Agrop. catarinense*, 9(4):7-10, 1996.
- Lanna, Antonio E. Aspectos econômicos e financeiros da cobrança pelo uso e poluição da água. *RBE*, 8(2):57-79, 1991.
- Lanna, Antonio E. *Gerenciamento de bacias hidrográficas: conceitos, princípios e aplicações no Brasil*. Porto Alegre: IPH/UFRGS, 1993. (Recursos Hídricos, 29)
- Laszlo, Ervin. *The systems view of the world: a holistic vision for our time*. Hampton Press, 1996.
- Lenardón, Argelia M.L.; Lorenzatti, Eduardo A.; Enrique, Susana N. (1998). Monitoreo de insecticidas organoclorados y organofosforados en el Rio Paraná (km 600). *R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente*, Curitiba, 8:57-66.
- Lockeretz, W. Organic field crop production in the midwestern United States. In: Stonehouse, B. (Ed.). *Biological husbandry: a scientific approach to organic farming*. Butterworth Editions, 1981. [p.265-278]
- Lohr, Luanne & Salomonsson, Lennart. *Conversion subsidies for organic production: results from Sweden and lessons for the United States*. Dept. of Agricultural & Applied Economics, University of Georgia, 1998 (Faculty Series, 4).
- Luchini, Adriana de M. Os desafios à implementação do sistema de gestão dos recursos hídricos estabelecidos pela Lei 9.433. In: XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 1999, Belo Horizonte, MG. *Anais...* ABRH.
- Lucrécio Caro, Tito (98?-55? A.C.). *Da natureza*. In: *Antologia de Textos/ Epicuro. Da natureza/Tito Lucrécio Caro. Da República/ Marco Túlio Cícero. Consolação a minha mãe Hélvia; Da tranquilidade da alma; Medéia; Apoloquintose do divino Cláudio/ Lúcio Aneu Sêneca. Meditações/ Marco Aurélio*. -2.ed.—São Paulo: Abril Cultural, 1980. (Os pensadores).
- Martini, Luiz C.P.; Franke, Alberto E. & Veiga, Cíntia. Percepção da qualidade da água pelos usuários da Grande Florianópolis. In: XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. *Anais...*, Belo Horizonte, 1999.
- Matson, P.A.; Parton, W.J.; Power, A.G.; Swift, M.J. (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277:504-9.

- McCutcheon, Steve C.; Martin, James L. & Barnwell, Thomas O. Water quality. In: Maidment, David R. (Ed.). *Handbook of hydrology*. McGraw-Hill, 1992.
- Miller, Roger L. *Microeconomia: teoria, questões e aplicações*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1981.
- Morin, Edgar. *Ciência com consciência*. –2ª ed. – Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1998.
- Motta, Ronaldo Seroa da; Young, Carlos E. Frickmann (Coord.). Projeto Instrumentos Econômicos para a Gestão Ambiental – Relatório Final. Rio de Janeiro, dezembro de 1997. 161 p. (Documento eletrônico).
- Mukai, Toshio. *Direito ambiental sistematizado*. Rio de Janeiro, Forense Universitária, 1992.
- Nelson, Paul N.; Cotsaris, Evangelo; Oades, J.M. (1996). Nitrogen, phosphorus, and organic carbon in streams draining two grazed catchments. *J. Environ. Qual.* 25:1221-1229.
- Nicholson, Walter. *Microeconomic theory: basic principles and extensions*. The Dryden Press, 6ª ed., 1995. 901p.
- Odum, Eugene P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988.
- OECD – Organisation for Economic Co-Operation and Development. *Water subsidies and the environment*. Paris, 1997. [OCDE/GD(97)220]
- Pearce, David W. *Economia ambiental*. México: Fondo de Cultura Económica, 1985.
- Peet, John. *Energy and the ecological economics of sustainability*. Island Press, 1992.
- Pell, Alice N. (1997). Manure e microbes: public and animal health problem? *J. Dairy Sci.* 80:2673-2681.
- Pimentel, David; Harvey, C.; Resosudarmo, P.; Sinclair, K.; Kurz, D.; McNair, M.; Crist, S.; Shpritz, L.; Fitton, L.; Saffouri, R.; Blair, R. (1995). Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267:1117-23.
- Prigogine, Ilya (1989). What is entropy? *Naturwissenschaften*, 76:1-8.
- Prigogine, Ilya & Stengers, Isabelle. *Entre o tempo e a eternidade*. Lisboa: Gradiva, 1990.
- Projeto PADCT “Tecnologias Ambientais para o Desenvolvimento Sustentável da Bacia do Rio Cubatão”. Manejo de produtos residuários do uso de agrotóxicos. Relatório Final, vol. 3, 1998.
- Ramos, Francisco de S. (1996). Qualidade do meio ambiente e falhas de mercado. *Análise Econômica*, 14:39-51.

- Randall, G.W.; Iragavarapu, T.K. (1995). Impact of long-term tillage systems for continuous corn on nitrate leaching to tile drainage. *J. Environ. Qual.* 24:360-366.
- Raven, K.P. & Loeppert, R.H. (1997). Trace element composition of fertilizers and soil amendments. *J. Environ. Qual.* 26:551-557.
- Reeves, Hubert. *A hora do deslumbramento: o universo tem um sentido?* São Paulo: Martins Fontes, 1988.
- Resolução CONAMA nº 20. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), 18 de junho de 1986.
- Ribeiro, Márcia M.R.; Lanna, Antonio E. & Pereira, Jaido S. Elasticidade-preço da demanda e a cobrança pelo uso da água. In: XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 1999, Belo Horizonte. *Anais...* ABRH (Aceito).
- Ring, Irene. Evolutionary strategies in environmental policy. *Ecological Economics*, 23:237-249, 1997.
- Rodrigues, Liziane. Revolução no campo: baixa renda provoca o abandono da agricultura. *Diário Catarinense*, Florianópolis, 19 set. 1999.
- Rosado, Marcia. *Willingness to pay for drinking water in urban areas of developing countries*. In: American Agricultural Economics Association Meetings, Salt Lake City, Utah, 1998.
- Ruff, Larry E. The economic common sense of pollution. *The Public Interest*, 19:69-85, 1970.
- Russel, Noel P. & Fraser, Iain M. The potential impact of environmental cross-compliance on arable farming. *J. of Agricultural Economics*, 46(1):70-79, 1995.
- Santa Catarina. *Legislação sobre recursos hídricos*. –Florianópolis: Governo do Estado; Tubarão: Ed. Universitária da UNISUL, 1998.
- Santa Catarina. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. *Bacias Hidrográficas de Santa Catarina: diagnóstico geral*. Florianópolis, 1997.
- Sharpley, Andrew N.; Chapra, S.C.; Wedepohl, R.; Sims, J.T.; Daniel, T.C.; Reddy, K.R. (1994). Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *J. Environ. Qual.* 23:437-451.
- Sharpley, Andrew N.; Smith, S.J.; Jones, O.R.; Berg, W.A.; Coleman, G.A.(1992). The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* 21:30-35.
- Sharpley, Andrew N.; Smith, S.J.; Jones, O.R.; Berg, W.A.; Coleman, G.A.(1991). Transport and prediction of sulfate in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* 20:415-420.

- Simonsen, Mário Enrique. *Ensaio analítico*. -2.ed.- Rio de Janeiro: editora da Fundação Getúlio Vargas, 1994. 460p.
- Storey, D.J. *The Economics of Water Quality* In: Gover, A.M. Water quality in catchment ecosystems. J. Wiley & Sons, 1980. p.243-63.
- Suckaromana, Renu & Supalla, Raymond J. *Effect of risk perception on willingness to pay for improved water quality*. In: American Economics Association Meetings, Salt Lake City, Utah, 1998.
- Trumble, John T.; Carson, William G. & White, Kristina K. Economic analysis of a *Bacillus thuringiensis*-based integrated pest-management program in fresh-market tomatoes. *Journal of Economic Entomology*, 87(6):1463-1469, 1994.
- Turner, Kerry; Pearce, David; Bateman, Ian. *Environmental Economics – an elementary introduction*. Harvester Wheatsheaf, 1994.
- USEPA – U.S. Environmental Protection Agency. *Guidance specifying management measures for sources of nonpoint pollution in coastal waters: management measures for agricultural sources*. 1997.
- Vandermeer, John. The ecological basis of alternative agriculture. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 26:201-24, 1995.
- Varian, Hal R. *Microeconomia: princípios básicos*. Rio de Janeiro: Campus, 1994.
- Vegro, Celso L.R. & Ferreira, Célia R.P.T. Comparativo entre evolução dos preços recebidos e da produtividade de culturas, Brasil, 1970-94. *Informações Econômicas*, São Paulo, v.26, n.5, pp. 37-44, maio 1996.
- Veiga, Milton da; Wildner, Leandro do P. (1997). Erosão e degradação em dois solos do oeste catarinense. *Agrop. Catarinense* 10(4):41-46.
- Waggoner, D.K.; Nipp, T.L.; Harris, B.L.; Waggoner, D.B.; Weber, G.M. (1995). Protection of water quality: a multicomponent challenge for livestock producers. *Journal of Sustainable Agriculture* 6(2/3):157-76.
- Walgenbach, J.F. & Estes, E.A. Economics of insecticide use on staked tomatoes in Western North Carolina. *Journal of Economic Entomology*, 85(3):888-94, 1992.
- Wauchope, R.D. (1978). The pesticide content of surface water draining from agricultural fields – a review. *J. Environ. Qual.* 7(4):459-72.
- WECD - The World Commission On Environment And Development (Ed.). Our Common Future (“The Brundtland-Report”). Oxford, 1997.

9 ANEXOS

Anexo 1. Principais agrotóxicos utilizados pelos produtores da bacia do rio Vargem do Braço, Santo Amaro da Imperatriz (SC).

CLASSE	NOME COMERCIAL	NOME COMUM DO INGREDIENTE ATIVO	GRUPO QUÍMICO	CLASSE TOXICOLÓGICA
Inseticida	Trigard 750PM	Cyromazine	Triazina	III
Inseticida	Tamaron BR	Metamidofos	Organofosforado	I
Inseticida	Sumicidin	Fenvalerato	Piretróide	II
Inseticida	Vertimec 18CE	Abamectin	Origem biológica	I
Inseticida	Orthene 750BR	Acefato	Organofosforado	III
Inseticida	Karate	α Cyhalothrin	Piretróide	III
Inseticida	Folidol 600	Paration	Organofosforado	I
Inseticida	Decis 25 CE	Deltrametrina	Piretróide	III
Herbicida	Roundup	Glifosato	Derivado da glicina	IV
Herbicida	Gramoxone 200	Paraquat	Biperidilo	I
Herbicida	Triamex 500SC	Atrazine e Simazine	Triazina	III
Herbicida	DMA 806BR	2,4-D	Fenoxiacéticos	I
Herbicida	Fusilade 125	Fluazitop butil	Fenoxiácido	III
Fungicida	Manzate 800	Mancozeb	Ditiocarbamato	III
Fungicida	Ridomil Mancozeb BR	Metalaxil e Mancozeb	Alaninato e ditiocarbamato	III
Fungicida	Cartap BR500	Cartap	Tiocarbamato	III
Fungicida	Rovral SC	Iprodione	Hidantoínas	IV
Fungicida	Daconil BR	Chlorothalonil	Ftalonitrila	II
Fungicida	Dacostar 500	Chlorothalonil	Ftalonitrila	II
Fungicida	Dithane PM	Mancozeb	Ditiocarbamato	III
Fungicida	Cuprozeb	oxicloreto de cobre e mancozeb	Cobre metálico e ditiocarbamato	III
Fungicida	Cercobin	Thiophanate	Benzimidazole	IV
Fungicida	Brestan PM	Fentin acetate	Estano orgânico	II

Fonte: Amaral (1998), sobre informações da Epagri – Escritório Municipal de Santo Amaro da Imperatriz.

Anexo 2. Síntese do levantamento do uso de agrotóxicos (pesticidas) na bacia do rio Cubatão Sul, Santa Catarina, no ano de 1995.

Grupos	ingredientes ativos utilizados (n°)	quantidade de ingrediente ativo (kg)*
Inseticidas		
Organofosforados	8	889
Organoclorados	1	1
Carbamatos	5	1.602
Piretróides	3	207
Outros	4	65
<i>Total</i>	<i>21</i>	<i>2.764</i>
Herbicidas		
Uréias substituídas	3	233
Fenoxiacéticos	2	38
Glicinas	1	213
Triazinas	3	471
Outros	6	317
<i>Total</i>	<i>15</i>	<i>1.272</i>
Fungicidas		
Ditiocarbamatos	3	9.772
Cúpricos	4	790
Ftalonitrilas	1	1.033
Outros	11	1.235
<i>Total</i>	<i>19</i>	<i>12.830</i>
TOTAL GERAL	55**	16.866

* Baseado na concentração de ingrediente ativo e na quantidade aplicada de cada produto comercial, nas suas diferentes formulações.

** Distribuídos em 82 marcas comerciais.

Fonte: Projeto PADCT...(1998)

Anexo 3. Resultados brutos de questionário submetido a usuários do serviço de abastecimento público de água da região de Florianópolis (SC). Entrevistas diretas com 250 usuários, realizadas em 1999.

Questão	Opções	n ^o de respostas	% de respostas
O Sr.(a) tem alguma preocupação e/ou medo com relação à contaminação por produtos ou resíduos de produtos químicos despejados na água que é fornecida pela Casan na sua casa?	Nenhuma	80	32,0
	Fraca	15	6,0
	Moderada	47	18,8
	Forte	89	35,6
	Muito forte	19	7,6
Qual o maior problema de qualidade da água que o Sr.(a) identifica?	Nenhuma	86	34,4
	Características desagradáveis (cor, odor, sabor)	40	16,0
	Presença de materiais estranhos (sujeiras)	40	16,0
	Transmissão de doenças infecciosas	4	1,6
	Intoxicações por subs. químicas (agrotóxicos etc)	3	1,2
	Cloro	74	29,6
	Outras razões	3	1,2
	Qual o maior responsável pela poluição das águas?	Não sabe	16
Esgoto doméstico		106	42,4
Indústrias		36	14,4
Agricultura		32	12,8
Lixo		30	12,0
Outros		30	12,0
O Sr. (a) utiliza algum dispositivo de filtragem ou método de purificação da água para consumo?	Não	86	34,0
	Sim	164	66,0

(Continuação Anexo 3)

Questão	Opções	nº de respostas	% de respostas	
O Sr.(a) compra água engarrafada (mineral) para consumo doméstico? Por quê?	Não	115	46,0	
	Sim	135	54,0	
		Sabor	11	8,1
		Segurança	88	65,2
		Praticidade	10	7,4
		Outras razões	26	19,3
O Sr.(a) tem alguma preocupação e/ou medo com relação à contaminação por produtos ou resíduos de produtos químicos (agrotóxicos) usados na agricultura e que possam ter contaminado a água que é fornecida pela Casan?	Não sabe	120	48,0	
	É indiferente	3	1,2	
	Já ouviu ou leu sobre o assunto mas não deu importância	13	5,2	
	Tem informações sobre o assunto e preocupa-se com ele	107	42,8	
	Está seriamente preocupado	7	2,8	
	Se sua conta atual de água fosse de 50 reais, quanto o Sr(a) estaria disposto(a) a pagar por uma água sem agrotóxicos? *	Não sabe ou não quis opinar	124	49,6
O mesmo preço		40	16,0	
Mais barata		21	8,4	
→ quanto? → *				
Mais cara		65	26,0	
→ quanto? → *				
Nível de renda familiar:	Abaixo de 500 reais	19	7,6	
	Entre 500 e 1000	38	15,2	
	Entre 1000 e 2000	69	27,6	
	Acima de 2000	124	49,6	

* As frequências observadas das disposições de pagamento, arranjadas em classes, encontram-se no corpo do texto, na Tabela 5.4.