

- Fauchoux, S.; Noël, J.-E. *Economia dos recursos naturais e do meio ambiente*. Lisboa: Instituto Piaget, 1995.
- Gallardo, L.; Koenig, K.; Christian, M.; Alier, J. M. *Impuesto Dabý-Cortez* (esboço, 1/3/08).
- Hofelting, H. The Economics of Exhaustible Resources. *Journal of Political Economy*, v. 39, n. 1, p. 137-175, 1931.
- Machado, I. E. *Recursos naturais — Política e sociedade*. São Paulo: Edgard Blucher, 1998.
- Margulis, S. Introdução à economia dos recursos naturais. In: Margulis, Sérgio (ed.). *Meio ambiente — Aspectos técnicos e econômicos*. 2. ed. Brasília: IPEA, 1996.
- Martinez-Alier, J. *O ecologismo dos pobres*. São Paulo: Contexto, 2007.
- Solow, R. M. Intergenerational Equity and Exhaustible Resources. *Review of Economic Studies*, v. 41, p. 28-45, 1978.
- Viana, M. O. de L.; Rodrigues, M. L. V. Um índice interdisciplinar de propensão à desertificação (IPD): instrumento de planejamento. *Revista Econômica do Nordeste*. Fortaleza: BNB, v. 30, n. 3, p. 264-294, jul/set. 1999.

Notas

- ¹ Campolina Diniz (1987).
- ² Fauchoux e Noel (1995).
- ³ Brown *et al.* (1994: 72).
- ⁴ Brown *et al.* (1994: 74).
- ⁵ Machado (1989).
- ⁶ Spooner citado por Machado (1989: 17).
- ⁷ Dabý (2007).
- ⁸ Martinez-Alier (2007: 49).
- ⁹ Fauchoux e Noel (1995).
- ¹⁰ Idem.
- ¹¹ Solow citado por Margulis (1996: 162).
- ¹² Fauchoux e Noel (1995).
- ¹³ Cunha (1992).
- ¹⁴ Georgescu Roegen citado por Cunha (1992).
- ¹⁵ Gerret Hardin mostra isso de forma lapidar no clássico artigo “Tragédia dos Comuns”, de 1968.
- ¹⁶ Para uma análise detalhada dos modelos em português ver Fauchoux e Noel (1995).
- ¹⁷ Idem.
- ¹⁸ Fauchoux e Noel (1995).
- ¹⁹ Idem.
- ²⁰ Idem, p. 168.
- ²¹ Margulis (1996).
- ²² Clark citado por Margulis (1996: 169).
- ²³ Margulis (1996: 171).
- ²⁴ Para uma análise mais detalhada em português ver Fauchoux & Noël (1995).
- ²⁵ Fauchoux e Noël (1995).
- ²⁶ Clark (1990) citado por Fauchoux e Noël (1995).
- ²⁷ Cunha (1992).

Economia da poluição



Eugenio Miguel Canepra

Fundação de Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul — Cientec

4.1. Introdução¹

No capítulo anterior foi examinada a economia dos recursos naturais, focalizando o meio ambiente como supridor da infraestrutura física das atividades humanas, bem como dos materiais e da energia necessários para tais atividades. À medida que o meio ambiente vai se tornando escasso, relativamente às necessidades de desempenho de tais funções, ele precisa ser “economizado”. De maneira análoga, voltamo-nos neste capítulo à função “fossa de resíduos” desempenhada pelo meio ambiente. Aqui também, *pari passu* com o processo de desenvolvimento, o entorno natural vai se tornando escasso relativamente às necessidades de dispersão e assimilação (reciclagem natural) dos resíduos gerados pelas atividades humanas de produção e consumo.

Neste capítulo examinaremos três abordagens de política pública referente à questão da poluição. Primeiramente, a solução pigouviana da internalização dos danos. A seguir, a abordagem denominada de Análise de Custo-Efetividade (ACE) que, como se verá no início do capítulo 7, constitui atualmente a abordagem predominante no que tange ao combate à poluição do ar e das águas nos países desenvolvidos, deslocando gradativamente a chamada política de comando-e-controlé (*command and control policy*). Depois, será examinada a proposta da chamada Análise de Custo-Benefício (ACB), aplicação direta da Teoria Microeconômica Neoclássica e da Economia do Bem-Estar. No exame destas três abordagens serão examinados, também, os instrumentos econômicos de indução com que o Estado conta para a implementação destas duas últimas políticas — Princípio Poluidor Pagador e Certificados Negociáveis de Poluição — dando especial ênfase aos requisitos informacionais das políticas e instrumentos. A seguir, é feito um exame do caráter “tributo ou preço” do PPP e dos CNPs, bem como um cotejo entre a Análise de Custo-Efetividade e a Análise Custo-Benefício. O capítulo finaliza com alguns tópicos de fronteira, tais como o

dos bens ambientais transacionais e o da relação entre as políticas ambientais analisadas e o candente tema da sustentabilidade.

4.2. A internalização do dano: a solução de Pigou

A primeira abordagem na teoria econômica relativamente ao tema da poluição remonta ao estudo pioneiro de Arthur Cecil Pigou, no início do século XX. Segundo a abordagem pigouviana, o dano causado pela poluição é um custo social, uma externalidade negativa, resultante do fato de um agente econômico, pela sua atividade, gerar um custo pelo qual outro agente tem que pagar. Assim, por exemplo, temos o caso de uma fábrica de cimento que, por meio da fumaça emitida pela sua chaminé (que contém material particulado e dióxido de enxofre), acaba gerando custos adicionais a outros empreendimentos (lavanderia, p. ex.) e aos moradores circundantes. Ou, então, um curtureiro à beira de um rio que, ao lançar seus efluentes no curso d'água, aumenta os custos de tratamento de água de um município a jusante.

Segundo Pigou, a correção dessa externalidade negativa pode ser feita mediante a imposição, pelo Estado, de um tributo, incidente sobre cada unidade produzida, igual à diferença entre o custo marginal privado e o custo marginal social. Convém, rapidamente, abordar a argumentação pigouviana.

A Figura 4.1 representa, em análise de equilíbrio parcial, o caso de um setor produtivo constituído por empresas atuando em concorrência perfeita. A curva de demanda (soma lateral de todas as demandas individuais dos consumidores) intercepta a curva de oferta de mercado (soma lateral de todas as curvas de custo marginal privado das empresas que compõem o mercado, sendo por conseguinte uma curva de custo marginal global) no ponto $C = (x^*, p^*)$.

Se não há externalidades na produção do bem, e todos os demais mercados estão “ajustados” (o que implica concorrência perfeita e inexistência de externalidades nesses mercados), o ponto C representa um Ótimo de Pareto. Entretanto, na presença de uma externalidade negativa $t = BF$ por unidade produzida (que se soma aos custos privados), sai-

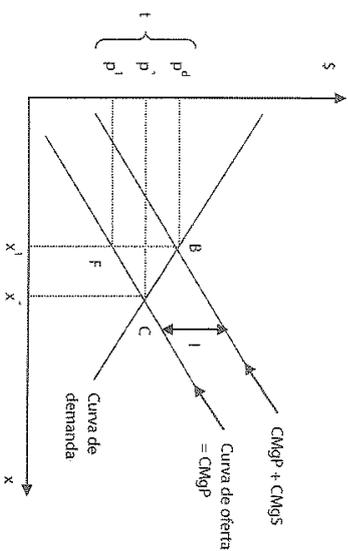


Figura 4.1 A solução pigouviana: a correção das externalidades negativas.

mos do ponto ótimo, pois agora não temos mais a igualdade entre preço e custo marginal. Diante disso, o Estado, por meio da autoridade ambiental, impõe um tributo (por unidade produzida) igual ao valor da externalidade. Nesse momento, a curva de custo marginal privado global é “corrigida” e temos uma nova curva de oferta que reflete os custos marginais privados ($CMGP$) mais o custo marginal social ($CMGS$). Como resultado, aumenta o preço do produto para os consumidores e diminui a quantidade transacionada no mercado (o ponto $B = [x^1, p^1]$). Os consumidores passam agora a pagar um preço “realista” pelo produto (cobrindo todos os custos que a sociedade realmente tem) e há uma diminuição na quantidade transacionada do produto, materializando uma menor pressão sobre o meio ambiente. Note-se que, no novo ponto de equilíbrio, o preço é igual ao custo marginal privado mais o custo marginal social. Isto implica, ainda na hipótese de que todos os demais mercados estão devidamente ajustados, que o Ótimo de Pareto é recuperado.

Como se pode perceber imediatamente, a aplicação de uma política ambiental baseada neste tipo de solução requer, por parte da autoridade ambiental, profundo conhecimento da relação entre a emissão de poluente pelo setor e o valor pelo qual outros setores produtivos e/ou consumidores são afetados por tal emissão.

Ao pôr em evidência a noção de custo social (externalidade negativa) e a consequente diferença entre custo marginal privado e custo marginal social, Pigou abriu o caminho para a introdução de problemas como o do meio ambiente na Teoria Econômica, com enorme repercussão posterior. Entretanto, o tipo de solução proposta não teve aplicação prática generalizada.

4.3. A internalização dos custos de controle: a análise de custo-efetividade (ACE)

4.3.1. Os fundamentos

A análise de custo-efetividade (*Cost-Effectiveness Analysis*), ACE, constitui uma segunda abordagem para o problema do combate à degradação ambiental resultante da poluição. Trata-se, aqui, da busca e análise de alternativas de abatimento da poluição que atinjam metas socialmente estabelecidas ao menor custo possível. Essa abordagem vem substituindo, gradativamente e onde possível, nos países desenvolvidos, a “velha” política de comando-e-controle (*Command and Control Policy*).

Em conjunto, e de maneira estilizada, o processo pode ser visualizado da seguinte maneira:

- O Estado, seja pela constituição, seja por meio de leis ordinárias, assume efetivamente o domínio, a propriedade, dos bens ambientais (tais como o ar e as águas) aos quais é impossível alocar direitos de propriedade privada;
- A sociedade, de forma mais ou menos descentralizada, fixa objetivos (padrões) de qualidade para os diversos corpos receptores a serem atingidos a longo prazo e que corporificam usos desejados desses corpos, exigindo sua melhoria ou, ao menos, a manutenção da qualidade atual.* Através dos chamados *modelos de dispersão*, é

* Padrão de qualidade de um corpo receptor indica a concentração máxima que um poluente pode atingir nesse corpo, sendo da especificação em função de um período médio de tempo (p. ex., média aritmética anual não superior a 80 microgramas/m³ de dióxido de enxofre na câmara de ar de uma região metropolitana).

possível, então, determinar as quantidades dos diversos poluentes que devem ser abatidas para se alcançar os respectivos padrões estabelecidos. Como a quantidade de cada poluente a ser abatida, em geral, implica uma meta bastante ambiciosa, estabelecem-se metas parciais (p. ex., a serem atingidas a cada cinco ou dez anos) e crescentes de abatimento e que possibilitem a consecução progressiva dos objetivos colimados:

Quadro 4.1. A legislação brasileira sobre recursos hídricos

Embora em matéria de combate à poluição do ar estejamos no Brasil ainda exclusivamente na fase de comando-e-controle, no que tange aos recursos hídricos, está em andamento — ainda que timidamente — a implantação de um ambicioso marco legal que coloca nosso país no caminho da adoção de uma política custo-efetiva.

De fato, a partir da promulgação da Constituição de 1988 — pela qual, em um claro alinhamento à tendência mundial de *publicização das águas*, estabeleceu-se o domínio estatal das mesmas (rios que banham vários estados ou de fronteira internacional são águas da União, os demais cursos d'água e as águas subterrâneas são águas dos estados federados) —, foram promulgadas diversas leis estaduais (como a 7.763/1992, de São Paulo, e a 10.350/1994, do Rio Grande do Sul), bem como as leis federais 9.433/1997 (Política Nacional de Recursos Hídricos) e 9.984/2000 (Agência Nacional de Águas — ANA). Todas inspiradas, em maior ou menor grau, na experiência alemã das *Companhias de Águas*, do início do século XX, e na do sistema francês de comitês/agências de bacia, estabelecido nacionalmente a partir de 1964. O modelo francês de gestão de recursos hídricos é um modelo descentralizado e participativo operando por meio dos comitês de bacias hidrográficas, verdadeiros "parlamentos das águas" encarregados de gerir as águas das respectivas bacias em uma perspectiva condominial, com o suporte técnico das agências de bacia (uma para cada comitê).

Nesse corpo de leis em processo de implantação, distinguimos claramente, por meio do dispositivo relativo ao *Enquadramento*, o estabelecimento dos padrões de qualidade dos corpos d'água como metas estabelecidas pelas autoridades ambientais, ouvida a sociedade, e que deverão ser atingidas gradualmente pelos respectivos comitês de bacia. Para tanto, os comitês deverão utilizar vários instrumentos de gestão, onde se destacam: i) *Planos de Bacia* — instrumentos de planejamento das intervenções necessárias à consecução das metas; ii) *Diretrizes de Outorga* — visando à compatibilização dos diversos usos das águas na bacia; iii) *Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos* (o chamado *Princípio Usuário Pagador* — *PUP*⁴) — instrumento econômico por excelência visando à indução de um uso mais moderado dos recursos hídricos e ao financiamento das intervenções necessárias e previstas no plano de bacia.

Em 2002, iniciou-se a cobrança pelo uso da água no país. Essa primeira aplicação do Princípio Usuário Pagador deu-se na bacia do rio Paraíba do Sul (cujo rio principal, que dá nome à bacia, é federal) por meio do Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Em 2006, foi iniciada a cobrança nas bacias dos rios Piracicaba, Jundiaí e Capivari, através do Comitê P.C.I. No capítulo final deste livro há um exame mais aprofundado dessas experiências. Há de se ressaltar que, na experiência brasileira, no que tange à poluição — e diferentemente do sistema francês que serviu de inspiração — a cobrança é prevista relativamente aos componentes da carga orgânica, tão somente (DBO, DQO, Nitrogênio, Fósforo e material em suspensão). A chamada "carga tóxica" (metais pesados etc.) provavelmente será tratada, ainda por um longo tempo, por meio dos padrões de emissão (Política de comando-e-controle).

- O Estado, tendo em vista as metas estabelecidas, passa a exercer outorga de uso dos mencionados bens ambientais no sentido de racionalizar e racionalizar sua utilização;
- O Estado, na maioria dos casos, e em complementação ao item anterior, passa a usar instrumentos econômicos de indução dos agentes ao uso mais moderado dos recursos ambientais. Os dois instrumentos mais difundidos são: O Princípio Poluidor Pagador e os Certificados Negociáveis de Poluição (e que, mais corretamente, deveriam se chamar Certificados Negociáveis de Emissão);
- O Estado tem o dever de monitorar permanentemente a qualidade dos corpos receptores, bem como controlar as emissões dos agentes poluidores, a fim de verificar (ou não) o alcance progressivo dos padrões de qualidade estabelecidos, promovendo a correção de rumos, quando necessário, e mantendo os cidadãos informados sobre o andamento da política (Relatórios Periódicos sobre o Estado do Meio Ambiente).

4.3.2. A operacionalização

Uma política ambiental custo-efetiva de combate à poluição é implementada, fundamentalmente, por meio de dois instrumentos econômicos de incentivo aos agentes econômicos: a cobrança pelo despejo de efluentes no bem ambiental objeto da política (Princípio Poluidor Pagador), ou, equivalentemente, o estabelecimento de Certificados Negociáveis de Poluição. No que tange à poluição das águas, o primeiro instrumento (PPP) é o mais utilizado. No que se refere à poluição do ar, o segundo (CNPs) tem crescente aplicação. Vejamo-los em sequência.

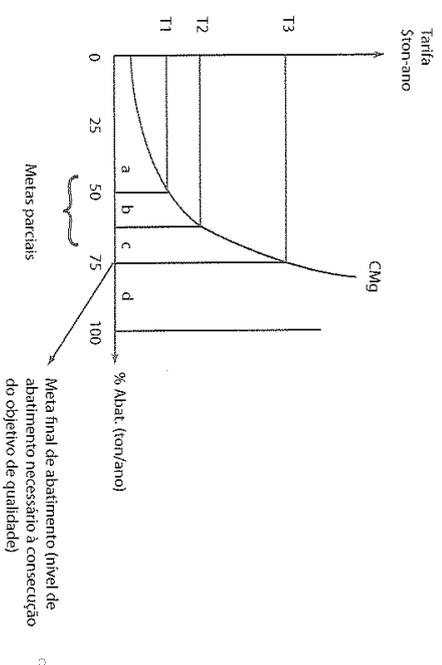


Figura 4.2. O PPP no contexto de uma política custo-efetiva de combate à poluição.

4.3.2.1. O Princípio Poluidor Pagador (PPP) — A teoria

Na figura, o segmento 0d representa, em termos percentuais, o total de emissões/ano de um poluente qualquer (DBO₅, por exemplo) no momento atual, em um dado curso d'água. Por hipótese, a aplicação dos chamados *modelos de dispersão* permite determinar

⁴ O PUP é uma extensão do Princípio Poluidor Pagador (PPP), pois, além de abarcar a cobrança pelo despejo de efluentes (característica definidora do PPP), inclui também a cobrança pela retirada de água bruta.

que, para se atingir o nível de qualidade estabelecido por ocasião do *Enguandamento*, é necessário abater anualmente o percentual Oc. Como, em geral, no início do processo, uma meta de tal ordem é muito ambiciosa, ela é desdobrada em metas parciais a serem atingidas progressivamente em períodos sucessivos de 4 ou 5 anos. Assim, teríamos, por exemplo, a meta Oa a ser atingida em 5 anos, Ob em 10 e, finalmente, Oc, em 15. Traçada uma curva de custo de abatimento (custo marginal de longo prazo), CMg — que ordene, de maneira crescente, o custo de abatimento dos diversos setores poluidores* — é possível, mediante tarifas sucessivas e crescentes ao longo do tempo, ir atingindo as metas estabelecidas. Assim, a tarifa de OTI \$/ton/ano permite o abatimento da proporção Oa, e, desse modo, atingir a primeira meta parcial. De fato, dada esta tarifa, todos aqueles agentes poluidores cujo custo de abatimento de poluição é inferior à tarifa (trecho Oa da curva CMg) preferirão abater poluição em vez de despejar e, portanto, pagar a tarifa. Já os demais poluidores, os do trecho ad, cujo custo de abatimento é superior à tarifa, optarão por pagar o preço OTI e continuar despejando seu efluente. Terminado este “programa” (que, em geral, leva alguns anos), pode-se passar à segunda etapa, agora adotando uma tarifa mais alta, OT2. Agora, serão os do trecho ab que preferirão abater (em acréscimo aos do trecho Oa, que continuam abatendo, evidentemente), enquanto os do trecho bd pagarão um preço mais alto, mas, ainda assim, não tratarão por enquanto seus efluentes. E assim sucessivamente, até a consecução da meta final.

A descrição acima ilustra o aspecto *incentivo* da cobrança pelo uso do recurso. De fato, preços crescentes induzem, incltiam, os agentes utilizadores a “moderar” o seu uso até atingir o nível desejado. Mas também serve para ilustrar o aspecto complementar de potencial de *financiamento* aos abatimentos a serem feitos. Tomemos o caso da primeira etapa, acima mencionada: o uso da tarifa de OT1 \$/ton/ano. Os “pagadores” do trecho ad, que produzem uma receita OT1 × ad, possibilitam ao comitê/agência aportar os recursos financeiros (ou parte, pelo menos) para que os “abatedores” do trecho Oa possam realizar os investimentos necessários aos respectivos abatimentos. O mesmo raciocínio, naturalmente, se aplica às etapas subsequentes. No sistema descentralizado e participativo em implantação no Brasil, este aspecto de instrumento de financiamento atribuído à tarifa é bem explícito. E mais, os comitês, como verdadeiros “parlamentos das águas” que são, terão alçada para decidir o tipo de financiamento a ser concedido: a juros de mercado, a juros subsidiados ou sem reembolso. Demais está dizer que a conjugação desses dois aspectos, o de instrumento incentivo e de financiamento, à disposição de um órgão representativo da sociedade (o comitê) constitui-se numa promessa muito importante em matéria de recuperação da qualidade e quantidade de nossos cursos d’água, propiciando uma efetiva possibilidade de compatibilização do crescimento econômico com a proteção de um recurso natural dos mais essenciais, sabidamente um dos “trade-offs” mais complexos da economia contemporânea.

Esta abordagem custo-efetiva suscita questões teórico-práticas de extrema relevância. Assim sendo, em vez de continuar a exposição em termos apenas teóricos, vamos intercalar uma proposta de aplicação prática para o caso brasileiro, o que permitirá uma melhor compreensão do tema.



4.3.2.2. O Princípio Poluidor Pagador (PPP) — Uma proposta de aplicação

A Figura 4.3 mostra o caso da DBO5 em um estudo feito para uma bacia típica do Rio Grande do Sul.* A carga atual e prevista para os próximos anos é da ordem de 86.000 ton/ano. A curva de custo marginal de abatimento mostra o custo anual de abatimento para os diversos setores, calculado da seguinte maneira: adotando-se tecnologias comercialmente disponíveis, com uma determinada eficiência de abatimento (no caso, foi adotada a média de 80% da carga gerada), calcula-se, para cada setor, o investimento necessário para tal abatimento, converte-se em custo anual equivalente (mediante uma taxa de juros de mercado e adotando a vida útil prevista da planta), soma-se o custo de operação/manutenção e divide-se pelo total abatido; finalmente, ordena-se por ordem crescente de custo. Isto nos dá, tipicamente, o perfil extraordinariamente exponencial da Figura 4.2: o primeiro setor (criação de animais — suínos e aves) pode abater 30.000 ton/ano a um custo de US\$4/ton/ano; o segundo (resíduos sólidos domésticos — lixões estabelecidos nas margens dos rios) lugar aparece o setor industrial, com “apenas” 3.000 ton/ano de carga poluidora e um custo de tratamento de US\$23.400! Esses valores se devem ao simples fato de que, ao longo do tempo, o setor industrial é o único que experimentou a pressão das autoridades ambientais — por meio da política de comando-e-controle e seus *padrões de emissão* associados — tendo hoje uma carga residual e que exigiria, para o seu abatimento, um tratamento terciário.

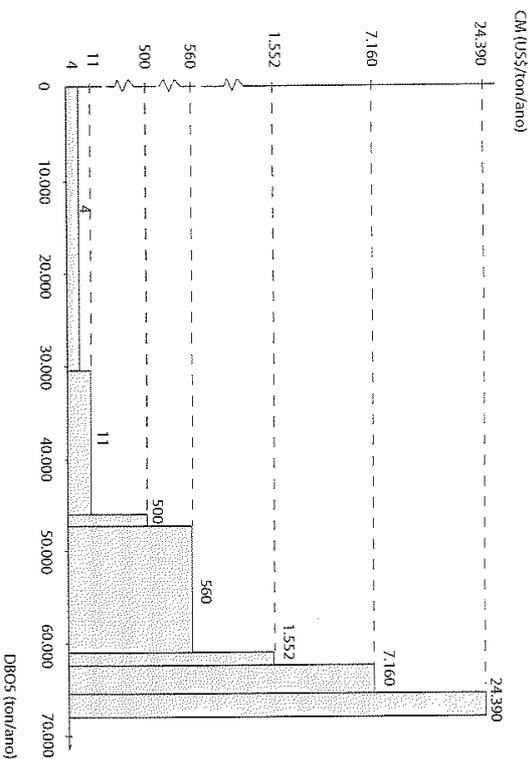


Figura 4.3. Custo marginal de abatimento da DBO5 na bacia do Rio dos Sinos — RS.

* Tal curva é construída pela agência de bacia tendo por base informações sobre as tecnologias de abatimento disponíveis comercialmente (em geral, *ent-of-ppp*).

* Ver Caneva *et al.* (1999). O estudo é uma tentativa de comprovar a possibilidade de aplicação de uma abordagem custo-efetiva no contexto da Constituição estadual do RS e da Lei nº 10.350/1994 (Lei das Águas do RS).

Assim sendo, se o comitê de bacia, no bojo de seu Primeiro Plano Quadrienal quiser, por exemplo, abater algo em torno de 40% da carga de DBO₅, pode adotar, digamos, uma tarifa de US\$8/ton/ano. Diante desse valor, o primeiro setor será induzido a abater 80% (as 30.000 ton/ano do gráfico) de sua carga original. Pelos restantes 20% pagará a tarifa. Já os demais setores preferirão pagar a tarifa pela totalidade de seus efluentes (aspecto incitativo). O total arrecadado anualmente, US\$8/ton/ano × 56.000 ton/ano, permitirá ao comitê financiar os investimentos do setor “abatido” e, ainda, capitalizar-se para futuras intervenções (aspecto de financiamento). Como se vê, estamos repetindo, com alguns níveis mais concretos, o que foi exposto na seção anterior.

O caso em pauta enseja os seguintes comentários:

- A aplicação da tarifa mostra que todos pagam pelo despejo do efluente: alguns pagam de maneira mista — custo de tratamento + tarifa pelo efluente residual — e os restantes pagam integralmente por meio da tarifa. E, mediante a tarifa, contribuem com os recursos financeiros para o suporte aos investimentos dos “tratadores”. O financiamento a estes pode ser com juros de mercado, com juros subsidiados ou, no limite, com subsídio total de principal e juros, tudo na dependência da negociação feita no comitê de bacia (no caso de decisão descentralizada) ou da decisão da autoridade ambiental (no caso de política ambiental centralizada);
- No caso de decisão descentralizada, por meio de comitês de bacia, a discussão do *nível tarifário x metas de abatemento* é um item crucial da interação comitê/agência de bacia. De fato, a explicitação das várias alternativas de abatimento, os respectivos níveis tarifários incitativos, as repercussões financeiras sobre os agentes, as repercussões ambientais sobre os níveis de qualidade do corpo d’água e sua aproximação mais ou menos rápida aos objetivos estabelecidos no enquadramento, os possíveis subsídios intersetoriais etc., fazem parte dos deveres da agência no sentido de embasar a discussão e a decisão por parte do comitê, que é um verdadeiro “parlamento das águas”, mas que não pode decidir sem essa base técnica propiciada pela respectiva agência; no caso de administração centralizada, por autoridade ambiental diretamente, todos esses itens também devem ser abordados, mas por um colégio menor de decisores;
- Curvas como a da Figura 4.3 têm uma primeira característica, um fato tecnológico relevante, que o leitor deve ter em mente: o caráter acertadamente exponencial, especialmente nos níveis de abatimento que se aproximam de 100%. Esse fato serve para explicar uma consequência muito importante em termos de política pública de combate à poluição. Em geral, uma comunidade poderá empreender um programa de despoluição a custos relativamente baixos durante os primeiros 10–15 anos e, assim, usar a tarifa inciativa. Não obstante, à medida que nos vamos aproximando de níveis altos de abatimento, exigidos pela escassez crescente do meio receptor e pelos objetivos de qualidade estabelecidos no enquadramento original, as tarifas, para serem incitativas, terão também que ser reajustadas exponencialmente. Isto, naturalmente, pode colidir, por exemplo, com políticas anti-inflacionárias conduzidas pelo governo central, bem como enfrentar forte resistência dentro do próprio comitê. Todavia, a realidade inescapável de curvas de custo marginal desse tipo é que, com base na tecnologia correntemente conhecida, o preço relativo do meio



ambiente recuperado aumenta desmesuradamente. Para lidar com esse fenômeno, há dois caminhos complementares: em primeiro lugar, usar crescentemente tarifas puras de financiamento das intervenções, mantendo seus valores assimiláveis pelos agentes poluidores, embora, é claro, retardando o processo de alcance das metas do *Enquadramento*;⁴ em segundo lugar, estimular a inovação tecnológica, assunto do qual trataremos no item a seguir;

- Curvas como a da Figura 4.3 que, como foi dito, incorporam os conhecimentos tecnológicos atuais, têm uma segunda característica importante, visto que são construídas tendo por base, em geral, técnicas *end-of-pipe* de abatimento, comercialmente disponíveis. De fato, calculada a tarifa da forma como mostramos, há um poderoso estímulo para que os agentes façam “girar” no sentido horário a curva de custo marginal de abatimento por meio de inovações de processo, de matérias-primas, insumos energéticos, *mix* de produtos etc., fazendo com que, uma vez fixada a tarifa, mais setores do que os previstos “fujam” da tarifa procedendo ao abatimento. Tudo isto é não só mais eficiente do ponto de vista econômico (menor custo para o alcance de uma meta), como permite encurtar o tempo de alcance dos objetivos de qualidade. Isto levanta, por sua vez, a questão do estímulo à P&D, que poderia ser implementado pela autoridade/comitê por meio de aplicações explícitas com fundos arrecadados pela tarifação. Temos aqui, pois, uma vantagem decisiva da tarifação sobre as políticas regulatórias tradicionais;

- Dada a importância dessa questão da inovação tecnológica, vamos explorar o nosso exemplo mais acuradamente: 1) Em primeiro lugar, estabelecida a tarifa de US\$8/ton/ano, o próprio setor induzido ao abatimento (o setor de criação de animais) tem interesse em qualquer inovação de processo que lhe permita “fugir” da tarifa por menos de US\$4/ton/ano, que é o custo da tecnologia comercialmente disponível, geralmente *end-of-pipe*. Note-se que isto é do interesse não só do setor induzido ao abatimento, mas de toda a sociedade. De fato, no marco de referência da Análise de Custo-Efetividade, o que se procura é a consecução de um objetivo — no caso, uma certa quantidade de abatimento — ao menor custo possível. Neste caso, há uma clara confluência dos interesses privado e social. 2) Em segundo lugar, e mais importante ainda, em uma perspectiva proativa, o exame de curvas como as da Figura 4.3, cobrindo os diversos poluentes que o comitê decide contemplar em seu Plano de Bacia, permite uma visão à frente e com anos de antecedência. No presente caso, enquanto se ataca a carga poluidora do primeiro setor, pode-se alocar recursos financeiros em P&D no sentido de, quando se iniciar a segunda etapa, dispor de uma tecnologia mais barata que a da curva original, possibilitando que a tarifa inciativa não precise ser tão alta. Isto pode não parecer altamente relevante nos primeiros anos de funcionamento do sistema, quando tarifas relativamente baixas, induzem grandes quantidades de abatimentos. Mas, à medida que, com o passar dos anos, vai se subindo a “escada” da Figura 4.3, encurtar a altura dos degraus (fazer “girar” a curva de CMg das Figuras 4.1 e 4.2, no sentido horário) passa a ser uma prioridade

⁴ Evidentemente, é possível iniciar o processo de abatimento da poluição utilizando, desde logo, tarifas puras de financiamento. Isso implica acordos específicos com os segmentos produtivos que recederem os recursos arrecadados e fardo o tratamento. Para uma aplicação à mesma bacia do Rio dos Simões, ver Pereira *et al.* (1999).

absoluta, dado o caráter fantásticamente exponencial do crescimento dos custos de abatimento. A inovação tecnológica passa a ser uma das armas mais importantes para fazer frente ao fantasma malhusiano (melhor seria dizer, ricardiano) que ronda a questão do controle da poluição supondo um crescimento contínuo em um planeta finito: se não houver inovações de porte contínuas, o custo do controle se torna proibitivo e o crescimento é freado. * E, sem dúvida, essa inovação tecnológica deve ser do tipo “desmaterializador”, vale dizer, deve cada vez mais se afastar de tecnologias *end-of-pipe* e se encaminhar no sentido de inovações nos próprios processos produtivos, de tal modo que tenhamos maior eficiência em tais processos — menos quantidade de insumos e menos efluentes por unidade de produto — tal como propugnado pelos Centros de Produção mais Limpas, por exemplo, 7,**

- Em qualquer caso concreto de gestão de bacia hidrográfica, evidentemente, nunca é “atacado” um único poluente. Assim sendo, quase sempre temos um combate em várias frentes: DBO, material em suspensão, carga tóxica, nitrogênio etc. Neste caso, então, devemos construir, *para cada poluente*, curvas análogas às da Figura 4.3. No entanto, aqui, duas coisas podem acontecer: de um lado, as tecnologias de abatimento e seus custos são independentes entre todos os poluentes; neste caso, constroem-se curvas como as da Figura 3 para cada poluente (podendo, inclusive, haver reordenação da “escada” dos diversos setores); de outro lado, as tecnologias de abatimento, com seus custos associados, podem ser conjuntas para dois ou mais poluentes (por exemplo, a tecnologia que abate DBO5 também abate material em suspensão). Nesse caso, é preciso fazer uma alocação proporcional do custo total entre os dois ou mais poluentes interrelacionados, a fim de não incidir em dupla contagem nos custos e inflar as tarifas desnecessariamente.***

- O exercício retratado na Figura 4.3 possibilita uma compreensão mais clara e profunda do que significa uma solução custo-efetiva, vale dizer, uma solução conduzida dentro do marco analítico da chamada Análise de Custo-Efetividade e que implica a consecução de determinado resultado a custo mínimo. De fato, experiente o leitor comparará a alternativa exposta acima (abatimento de 40%) com a alternativa de abater os mesmos 40% repartindo “equitativamente” os custos de abatimento, vale dizer, fazendo com que cada setor abata “seus” 40%. (Cálculos explícitos podem ser feitos a partir das áreas correspondentes aos custos totais na curva de custo marginal da Figura 4.3). Chegar-se-á facilmente à conclusão padrão dos livros-texto: o abatimento proporcional, fonte por fonte (característico, por exemplo, da política de comandos-e-controle e seus padrões de emissão), é ineficiente em termos alocativos, tanto do ponto de vista estático, quanto do dinâmico (neste caso, em virtude da existência do juro e da possibilidade de inovações tecnológicas). Já o deslocamento ao longo da curva de custo marginal global nos assegurará que a sociedade está atingindo as metas acordadas ao menor custo possível;
- Comparativamente à solução pigouviana, os requisitos informacionais de todo este sistema são bastante amigáveis. O comitê/agência ou a autoridade ambiental



precisa, basicamente, de três conjuntos de dados: estimativas (e, depois, cadastro) de fontes poluidoras e respectivos níveis de lançamento, custos de investimento e operacionais das alternativas de abatimento comercialmente disponíveis e modelos de dispersão/assimilação de poluentes no meio receptor. Diversos estudos feitos no Brasil mostram que já podemos contar com tais conjuntos para a maioria de nossos cursos d’água.

4.3.2.3. PPP e PUP: A experiência brasileira na gestão das águas interiores

Como foi visto anteriormente, o PPP — cobrança pelo despejo de efluentes —, além de sua função *iniciativa*, pode ter uma função complementar de *financiamento*, pela aplicação dos recursos financeiros arrecadados por meio da cobrança na própria gestão das águas. Essa abordagem da tarifa como instrumento de financiamento tem duas características essenciais. Em primeiro lugar, ela desempenha um papel complementar em relação ao seu papel *iniciativo*, em nada alterando-o. Em segundo lugar, nada assegura que os recursos arrecadados pela cobrança coincidam, instantânea ou intertemporalmente, com os recursos necessários aos investimentos programados. O que se sabe é que, se os recursos arrecadados excederem os dos investimentos, poderá haver uma capitalização do fundo financiador (agência de bacia ou autoridade ambiental); se, por outro lado, eles forem insuficientes, os investimentos requererão recursos adicionais provenientes do mercado de capitais (evidentemente, se a tarifa for corretamente calculada, os agentes terão o incentivo financeiro para buscar esses recursos).

Entretanto, ainda no contexto da ACE, existe uma concepção mais radical da tarifa como instrumento de financiamento. A ideia básica é a de ratear os custos de investimento, em cada período, entre todos os agentes poluidores, de modo que o total arrecadado em cada período coincida integralmente com esse valor. No caso de uma gestão de bacia descentralizada e participativa, pelo esquema comitê/agência, tal enfoque — que é denominado “enfoque de rateio de custos” — torna-se muito atraente pelo caráter de total auto-financiamento das intervenções e pelo fato de se associar muito intuitivamente à ideia de os participantes de um comitê de bacia serem como que “condôminos”, que devem repartir entre si os encargos de proteção/recuperação das águas da bacia. Todo esse raciocínio, tendo em vista o PPP, vale também para o PUP em que, além da cobrança pelo despejo de efluentes, temos a cobrança pela retirada de água bruta.

O enfoque de rateio de custos merece algumas observações. Ainda que modelos matemáticos resultantes desse enfoque (às vezes, até modelos de otimização) sejam suficientemente sofisticados e flexíveis para levar em conta várias características dos usuários e, dentro de seus pressupostos iniciais, sejam logicamente inatacáveis e operacionalmente factíveis, é preciso ressaltar alguns problemas concretos de implementação. Embora, no que tange ao despejo de efluentes, leve ao abatimento, primeiramente, pelos que têm menor custo de abatimento, o requisito de autofinanciamento total pelos usuários coloca em questão os temas de como induzir determinados usuários a tratar (já que não há, necessariamente, inciatividade na tarifa), bem como da repercussão financeira, para os usuários que pagam e não tratam, pelo fato de ter que arcar com o total dos investimentos (e não com o custo anual equivalente, na margem, do tratamento).

Essa longa digressão nos coloca em posição de fazer uma avaliação crítica da experiência brasileira, atualmente em andamento, de aplicação do PUP (PPP + cobrança pela re-

* “At the heart of the Ricardian system is the notion that economic growth must sooner or later peter out owing to scarcity of natural resources” (HALLG, 1978).

** Para um exemplo de possível política complementar de estímulo à P&D e Inovação Tecnológica, ver Caneppa, 2002.

*** O caso da bacia do Rio dos Sinos é ampliado para contemplar essa possibilidade em Caneppa & Pereira, 2002.

trada de água bruta) na gestão dos recursos hídricos. Como foi delineado no Quadro 4.1, a legislação brasileira, tanto em nível constitucional (da União e dos Estados Federados) como em nível infraconstitucional, permite vislumbrar um alinhamento perfeito da legislação aos aspectos teóricos e operacionais da ACE. Porém, infelizmente, na experiência concreta, até agora, ainda estamos muito longe de tal alinhamento. Aparentemente, ao se examinar a experiência do comitê do Rio Paraíba do Sul e do comitê dos Rios Piracicaba, Jundiá e Capivari, a tarifação pelo uso dos recursos hídricos (PUJP) está se dando dentro do marco do rateio de custos, deixando de lado a questão da inelasticidade da tarifa, sob o argumento de que é preciso fazer “deslanchar” o sistema e começar com tarifas bem baixas, negociadas em nível de comitê, e que permitiriam, então, reparar os custos das intervenções. Contudo, se examinarmos mais de perto a sistemática que está sendo aplicada, poderemos ver que tal rateio de custos não corresponde ao que foi exposto, dentro do marco de referência da ACE. De fato, o que está acontecendo nas experiências em curso é a negociação de uma tarifa para retirada de água e outra para DBO e, depois, a determinação — via seleção de projetos de intervenção que se candidatem aos recursos — dos investimentos que serão realizados,* não havendo necessariamente um casamento entre as intervenções e a curva escalonada da Figura 4.3, que ordena as intervenções por custo marginal crescente. Em outras palavras: não há como assegurar que a experiência em curso seja custo-efetiva. Em meu entender, isto torna o sistema muito vulnerável e o afasta do objetivo principal da legislação vigente que pretende, explicitamente, realçar o valor econômico da água. O preço da água assim determinado, quer para retirada, quer para despejo de efluentes, não sinaliza nada em matéria de sua escassez relativa, ficando apenas como uma transação entre usuários para ratear os custos de ações que poderão, talvez, ter alguma eficácia em termos de proteção/recuperação, mas que, certamente, não terão nem eficiência nem velocidade no alcance de objetivos de qualidade.

4.3.2.4. Os Certificados Negociáveis de Poluição (CNPs)

Na operacionalização de uma política custo-efetiva de combate à poluição, além do PPP, existe uma segunda alternativa de se proceder ao racionamento do bem ambiental no sentido de alcançar gradativamente os objetivos do *Enquadramento*. Trata-se dos chamados Certificados Negociáveis de Poluição (embora, talvez mais corretamente, deversem ser chamados Certificados Negociáveis de Emissão).

Nessa sistemática, parte-se de uma situação em que a sociedade, via Estado, faz a apropriação de um recurso ambiental que se tornou escasso relativamente aos seus múltiplos usos (por exemplo, a calota de ar de uma região metropolitana) e que, por conseguinte, não comporta mais o *status* de bem comum de livre acesso. Tendo determinado qual a quantidade máxima de poluente compatível com a meta de qualidade estabelecida (meta parcial ou final), a autoridade ambiental emite a quantidade correspondente de Certificados Negociáveis de Poluição e os distribui entre os agentes poluidores, ou por leilão ou por alocação proporcional às respectivas emissões. A partir daí, cada agente poluidor só poderá emitir quantidade de poluente igual ao total estipulado nos certificados em seu poder. Se



ele quiser emitir quantidade maior de poluente, terá que se habilitar à compra de certificados de agentes que queiram vendê-los. As enormes diferenças de custo de abatimento geram as possibilidades de mercado correspondentes.

O caso do Rio dos Sinos, que nos serviu para detalhar o funcionamento do PPP, também nos servirá para ilustrar o caso dos CNPs: Suponhamos que, como no caso anterior, a autoridade ambiental* deseje abater, em um período de 5 anos, algo em torno 40% da carga poluidora (DBO5). Para tanto, emite CNPs no total de 54.000 ton/ano,** distribuídos entre os agentes poluidores proporcionalmente às suas emissões.

Se cada agente se limitar à emissão correspondente aos CNPs recebidos, cada um abaterá 40% de sua própria carga. Entretanto, havendo liberdade de negociação (e isto está implícito no sistema, daí o seu nome) haverá transações no mercado de CNPs. Os agentes poluidores do primeiro setor, cujo custo de abatimento é de US\$8/ton desejarão vender o maior número de CNPs se puderem obter por eles mais do que esses US\$8/ton — comprometendo-se, por conseguinte, a tratar mais do que os 40% que lhes correspondem pela alocação inicial. Os agentes do segundo setor serão candidatos a comprar, caso possam obter certificados por menos do que US\$11/ton; os do terceiro, caso possam obter por menos do que US\$500/ton; etc. Desde que haja um número bastante elevado de possíveis compradores e possíveis vendedores, estabelece-se um mercado de CNPs que leva ao mesmo resultado que o PPP: abatem-se os 40% almejados ao menor custo para a sociedade. A solução é custo-efetiva.

Quanto aos requisitos informativos para a implementação desse tipo de política, o leitor já terá percebido que eles são praticamente equivalentes aos do caso do PPP.

A sistemática de gestão ambiental por meio de CNPs, na consecução mais eficiente de metas socialmente acordadas (ACE), deve ser creditada ao economista canadense John Dales que — ao postular, como base, a propriedade estatal do bem ambiental e, a partir daí, utilizar amplamente os mecanismos de mercado — equacionou e resolveu a grave questão dos custos de transação que seria revelada caso se adotasse um esquema puramente baseado no “*seminal paper*” de Ronald Coase.

O programa norte-americano de combate à chuva ácida, conduzido em escala nacional pela Environmental Protection Agency (EPA) atualmente, é o maior exemplo de aplicação da sistemática exposta. O esquema de MDLs, no contexto do Protocolo de Quioto, é uma extrapolação, para uma escala mundial, do mecanismo de CNPs. A destacar, por fim, que no caso brasileiro de poluição do ar, os instrumentos utilizados ainda estão totalmente na era da política de comando-e-control e seus padrões de emissão.

4.4. A internalização dos custos de controle: a análise de custo-benefício (ACB)

A Figura 4.4 a seguir ilustra a aplicação do PPP no contexto da Análise de Custo-Benefício (ACB). Como se pode ver, o gráfico se assemelha muito ao da Figura 4.2, que trata da aplicação PPP no contexto da ACE. Ele foi assim construído para mostrar justamente a semelhança e a diferença entre a ACB e a ACE.

* Isso fica particularmente claro no texto da ANA, sobre a experiência do comitê e da agência dos Rios Piracicaba, Jundiá e Capivari (ver Agência Nacional de Águas, 2007).

* No caso de gestão do bem ambiental por meio de CNPs, a administração centralizada se impõe. Como veremos, o mercado assim criado se encerraça do resto.
** (56.000 — 32.000) ton/ano.

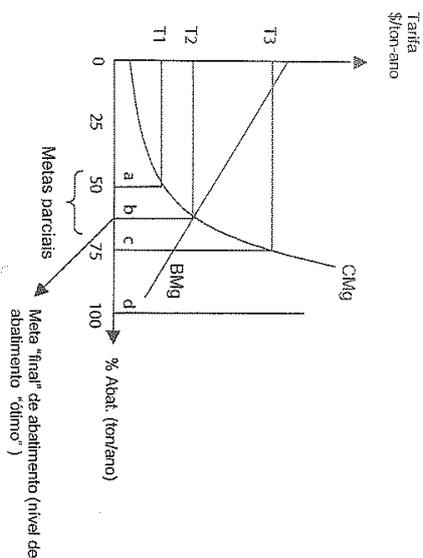


Figura 4.4 O PPP no contexto de uma política baseada na ACB.

No contexto da ACB, o PPP funciona como no caso da ACE, “subindo a escada” do Custo Marginal de Longo Prazo. A diferença está na fixação da meta final, o padrão de qualidade a ser atingido no longo prazo (*Enquadramento*). No caso da ACE, como vimos, tal fixação é exógena ao subsistema econômico, uma vez que é decidida politicamente tendo em vista os usos desejados do bem ambiental e a disponibilidade de um modelo de dispersão/assimilação do poluente que permita a mencionada fixação. Já no caso da ACB, é o próprio subsistema econômico que estabelece a meta final, mediante o cotejo entre os custos e os benefícios do abatimento da poluição. Segundo a Teoria Econômica *standard*, tal cotejo permite determinar o “nível ótimo de abatimento da poluição”, aquele ponto (b, na figura) em que o Custo Marginal de Abatimento iguala o Benefício Marginal de Abatimento (i. e., o ponto em que é máximo o Benefício Social Líquido, ou seja, é máxima a diferença entre o Benefício Total de Abatimento e o Custo Total de Abatimento).

Como podemos ver imediatamente, no caso da ACB temos requisitos informacionais muito mais restritivos: não só é preciso proceder à valoração econômica dos custos de abatimento (alíás, como no caso da ACE), mas também à valoração dos benefícios (daí o nome da abordagem: Análise de Custo-Benefício). Como os benefícios apresentam, em geral, a característica de bens públicos, surge uma primeira dificuldade operacional, resultante do conhecido problema da revelação de preferências no caso destes bens. Mas, há outros problemas, tanto práticos como conceituais, que põem a ACB sob severo crivo crítico no caso do combate à poluição, mesmo no caso em que se tenha resolvido a dificuldade anteriormente apontada. Trataremos disso em uma seção posterior.

Dado que a diferença, em relação à ACE, reside apenas na questão da fixação da meta final de abatimento, o leitor compreende imediatamente que a utilização dos CNPs — à semelhança do PPP — pode perfeitamente ser realizada no contexto de uma política ambiental baseada na ACB.



4.5. PPP, PUP, CNPs: tributos ou preços? Uma digressão

Neste ponto, consideramos conveniente proceder a uma pequena digressão no sentido de esclarecer o caráter econômico dos instrumentos de que vimos tratando ao longo do capítulo. Começemos pelo PPP. Quando apresentamos a solução pigouviana, o caráter de imposto correto e internalizador de externalidades aparecia claramente. Entretanto, ao tratarmos o PPP no contexto da ACE (e, por extensão, no da ACB), o caráter de imposto não aparece tão nitidamente. E, de fato, não nos parece o mais adequado. Vamos, pois, apresentar uma visão alternativa.

A cobrança pelo uso de um bem ambiental, no sentido de induzir o agente poluidor a usá-lo mais moderadamente, possibilitando a simultaneidade de outros usos e a sustentabilidade a longo prazo, pode ser examinada sob um outro prisma. Pelo fato de a poluição poder ser encarada como resultante do uso excessivo, porque gratuito, de um recurso que é escasso do ponto de vista da sociedade, a imposição de um preço pelo seu uso corresponde a uma renda econômica ou renda de escassez (*scarcity rent*). Essa abordagem remonta — nada mais, nada menos — aos escritos do próprio David Ricardo, em seus *Princípios de economia política e tributação*, escritos em 1815! No capítulo 2 dessa obra clássica, ao tratar da renda da terra, há uma menção explícita sobre isso:

[...] Se o ar, a água, a elasticidade do vapor e a pressão atmosférica tivessem diferentes qualidades, se pudessem ser apropriados e se cada qualidade existisse apenas em quantidade moderada, esses agentes, assim como a terra, dariam origem à renda, à medida que diferentes qualidades fossem sendo utilizadas.

Se, agora, considerarmos o PUP, que, no caso das águas, engloba a cobrança pelo despejo de efluentes e a cobrança pela retirada de água bruta do manancial, a característica de um preço é ainda mais acentuada. E, se nos detivermos sobre o mecanismo dos CNPs no caso da calota de ar em uma região metropolitana, a característica de renda transparece nitidamente. De fato, uma vez que o Estado, em nome da sociedade, se apropria do bem ambiental (no caso, a camada de ar) e permite o seu uso de forma racionalizada, bem como a negociação dos direitos de uso entre os usuários, temos algo como um “aluguel de um espaço ambiental”, uma renda de escassez.

Assim sendo, a assimilação da gestão ambiental ao racionamento de um bem natural escasso, cujos serviços são “arrendados” pelos usuários, possibilitando assim um uso ótimo (ou, ao menos, razoável) no curto prazo e sustentável no longo, tem, do ponto de vista teórico, um valor explicativo e unificador difícil de ser superestimado. Efetivamente, considerando o trabalho clássico de H. Scott Gordon (1954) sobre recursos pesqueiros, passando pela análise intertemporal dos *royalties* de explorações mineiras, feita por Gray (1914) e Hotelling (1931), e culminando com a análise de John Dales (1968) sobre poluição, propriedade estatal e mecanismos de mercado, a noção de “renda de escassez” pelo uso de um bem ambiental pepassa todo o território da economia ambiental e a economia dos recursos naturais, permitindo uma unificação teórica verdadeiramente iluminadora e fértil.

4.6. ACE x ACB no combate à poluição: um cotejo

Como já foi apontado anteriormente, a aplicação da ACB na determinação da meta final de abatimento enfrenta um sério problema de operacionalização devido às dificuldades

de mensuração dos benefícios. Entretanto, esta é uma dificuldade geral da ACB, em qualquer das suas aplicações e não chega a constituir uma objeção fatal: o conhecimento evolui e em futuro talvez não tão distante tal mensuração possa vir a ser feita de forma expedita.

Entretanto, o que temos a tratar aqui são as objeções específicas à aplicação da ACB em políticas de combate à poluição. A crítica se centra no fato de que a curva de benefício marginal pode ser muito “paixa” levando a um ponto de interseção com a curva de custo marginal que implique um nível ótimo de abatimento desprezível. No limite, a curva de benefício marginal pode, inclusive, ficar abaixo da curva de custo marginal, significando isto que nenhuma medida de abatimento deve ser tomada: os custos não compensam os benefícios.

Mas, qual ou quais as razões pelas quais a curva de benefício marginal pode se situar em nível tão baixo em relação à curva de custo marginal? Uma primeira razão é a de que, embora os custos sejam atuais e devidamente medidos, os benefícios constituem um fluxo que se estende no futuro bastante longo e que, ao serem descontados a fim de poderem ser comparados com os custos incidentes no momento zero, assumem um valor atual muito reduzido (a taxa social de retorno é desprezível). E isto é particularmente agravado no caso de países subdesenvolvidos onde a taxa de juros de desconto (refletindo a preferência temporal da sociedade) é muito alta. Uma segunda razão foi explicitada pelo economista alemão Wilhelm Kapp — um dos fundadores da economia do meio ambiente, ainda nos anos 1950 — em sua polêmica com o economista britânico Wilfred Beckermann: a curva de benefício marginal é, na realidade, uma curva de demanda (curva de disposição a pagar) que depende da renda dos consumidores e do nível de informações que esses consumidores têm sobre os efeitos da poluição na saúde, no bem-estar e sobre o entorno (materiais, seres vivos e amenidades ambientais). Assim sendo, em países de baixa renda *per capita* e/ou distribuição de renda muito desigual, mesmo que se consiga eficazmente a revelação de preferências, as curvas de benefício marginal se revelam muito aquém do adequado para provocar intervenções de proteção/recuperação ambiental.

Além de tudo isso, estudo de David Pearce — um dos pioneiros da área — mostrou que existem casos em que, mesmo que se possam determinar os custos e os benefícios do abatimento, o ponto ótimo, correspondente à igualdade $BMg = CMg$, embora seja eficiente do ponto de vista estático, pode, ainda assim, ser inadequado do ponto de vista dinâmico. Isto pode acontecer quando o ponto eficiente, sob o ângulo ACB, é superior à capacidade assimilativa do corpo receptor, desencadeando processos dinâmicos de comprometimento crescente dessa capacidade e afetando esta ou gerações vindouras. Em terminologia mais atual, um ponto eficiente, no curto prazo, pode levar a uma insustentabilidade, no longo.

Por todas essas razões, W. Kapp propôs, desde seus primeiros escritos, a sistematização da ACE: a consecução ao menor custo para a sociedade de metas socialmente acordadas. Coube a W. J. Baumol e W. E. Cates formalizar esta abordagem na década de 1970.

4.7. Bens ambientais transnacionais

Por mais sofisticados que sejam os sistemas de utilização de instrumentos econômicos (PPP e CNPs), dentro de marcos de referência custo-efetivos, implementados por diversos países no sentido de combater a poluição do ar e da água, o fato incontestável é que tudo isso só é possível dentro dos limites de um Estado nacional, que é capaz de assumir o domínio do bem ambiental e passa a geri-lo, em nome da sociedade, mediante metas expli-



eitas e instrumentos de indução adequados. Não importa quão imperfeita seja a política ambiental resultante, sempre é possível, ao menos conceitualmente, aperfeiçoá-la.

Entretanto, quando passamos a temas como o do comprometimento da camada de ozônio, das chuvas ácidas intercontinentais, do aquecimento global e do efeito estufa, do perigo de extinção de cardumes marítimos e das baleias etc., nos defrontamos com uma absoluta impossibilidade de um sistema semelhante. Como terá sido percebido, falta-nos o elemento essencial: o Estado. De fato, a inexistência de um Estado supranacional coloca a economia ambiental, na melhor das hipóteses, em uma posição analítica, nunca prescritiva.

Assim sendo, quaisquer ações antipoluição que envolvam mais de um país — como é o caso, atualmente, do tema relativo ao aquecimento global e às negociações pós-Quito — devem ser executadas dentro do marco de tratados internacionais, cuja possibilidade concreta de implementação só pode ser examinada com referências analíticas que ultrapassem o âmbito deste capítulo. Por outro lado, infelizmente, pelo próprio enunciado das questões, vemos que o tema da sustentabilidade se desloca para questões de abrangência planetária. Assim sendo, faz-se necessário um balanço do que pudermos aprender até aqui. Isto nos encaminha para a última seção do capítulo.

4.8. As políticas ambientais e a sustentabilidade

Encerramos este capítulo discutindo, de maneira mais ampla, o alcance e os limites da aplicação de toda essa parafrenia de instrumentos econômicos, padrões de qualidade etc., na formulação e execução de políticas ambientais (veja também o capítulo 7). Tal discussão parece-nos de todo conveniente, dada a ampla faixa de contestações que se fazem à aplicação do PPP (ou dos CNPs). Essas objeções vão desde a rasteira “Pagar pelo uso dos nossos rios? Mas a água já é tão cara...” até a necessidade de “...urgentemente redefinir um novo paradigma de sociedade e bem-estar social, de padrões de consumo e a distribuição equitativa dos benefícios do desenvolvimento econômico que justifiquem nossas relações com o meio ambiente”, passando pelo “Cobrar? Tudo bem. Mas em que é que isso contribui na luta pela sustentabilidade?”

Quanto à primeira objeção, praticamente não há o que acrescentar ao que foi exposto: com o processo de desenvolvimento, a natureza, antes um “bem livre”, torna-se escassa em relação às necessidades. Como tudo o que se torna escasso, adquire um preço... Bem, o leitor já viu a resposta consubstanciadamente. Quanto às duas outras objeções, intimamente correlacionadas, temos que proceder a algumas rápidas considerações.

Quanto à necessidade de um novo paradigma, é nossa opinião que a melhor resposta ainda pode ser achada em um dos textos “seminais” da economia ambiental. Trata-se do artigo de K. E. Boulding, *The economics of the coming spaceship earth*, apresentado no Seminário *Environmental Quality in a Growing Economy* promovido pela *Resources for the Future*, em 1966. Neste artigo clássico, verdadeira certidão de batismo da economia ambiental, Boulding, um pouco ao estilo weberiano dos “tipos ideais”, nos fala da transição que o planeta Terra está enfrentando ao passar da “economia do cowboy” para a “economia da espaçonave”. Naquela — a economia da grande plantície, dos poucos habitantes por quilômetro quadrado, da baixa produção *per capita* e da tecnologia geradora de resíduos biodegradáveis — a produção e o consumo são perfeitamente compatíveis com a capacidade de suporte e assimilação do meio ambiente. A natureza é, pois, um “bem livre”.

No mundo de hoje, entretanto, via crescimento contínuo, aproximamo-nos celeremente do outro extremo, a “economia da espaçonave”. Aqui, a alta densidade demográfica, a alta produção *per capita*, a elevada utilização de insumos naturais (inclusive os não renováveis), a geração em grande escala de resíduos, tanto degradáveis quanto não degradáveis pela natureza, tudo isto faz com que o meio ambiente não seja mais um bem livre. Precisamos “economizá-lo”. Mas, ressalta Boulding, a verdadeira solução para o problema exige duas posturas complementares.

Em primeiro lugar, uma mudança de longo prazo nos padrões de consumo — o ótimo social não resultará da maximização, mas sim da minimização do consumo. Em segundo lugar, uma minimização de input físico por unidade de utilidade para o consumidor, implicando pois uma minimização da utilização do meio ambiente como provedor de insumos e como fossa de resíduos (no limite, ciclos fechados de materiais).

Que a Academia e os governos tenham desenvolvido preferencialmente a segunda linha, não surpreende, pois ela está evidentemente mais ao alcance de nossa cultura e instituições atuais (do Ocidente e da Revolução Industrial). Já a primeira linha, com a verdadeira revolução social, cultural e até religiosa, que ela exige, não será feita pela Academia ou pelos governos no seu dia a dia. O que é preciso compreender — daí a complementaridade das duas posturas — é que, na medida em que formos capazes de operar competentemente a segunda, no dia a dia, mais tempo a Humanidade ganhará para fazer a transformação — necessária, aliás — da sociedade, transformação essa inerente à primeira postura. Em síntese: *uma postura econômica, hoje, tem sentido ético perfeitamente coerente com uma estratégia de longo prazo.*

Já a questão da contribuição de instrumentos econômicos, como o PPP e os CNPs, no contexto de uma política de sustentabilidade, está intimamente correlacionada com a anterior, mas exige comentários específicos. Sem entrar na discussão do conceito de desenvolvimento sustentável, adotaremos a noção de “sustentabilidade forte”, que vem sendo trabalhada pela economia ecológica, e que implica a adoção do princípio da precaução (dada a incerteza quanto ao futuro) na utilização do meio ambiente e no legado, às gerações futuras, de um capital natural mantido, utilizável e, no caso dos recursos exauríveis, devidamente substituído. A pergunta que cabe, então, é: em que medida um instrumento como o PPP aplicado ao caso dos recursos hídricos, por exemplo (o raciocínio para os CNPs é idêntico), contribui no contexto de uma política desse tipo? A resposta, segundo nos parece, é dupla. De um lado, o PPP, aplicado dentro do marco legal esboçado no Quadro 4-1, em escala regional ou nacional, faz parte, na verdade, de *um sistema que aprende* na medida em que, tendo este um subsistema de monitoramento e de transparência pública, pode permanentemente coletar resultados de ações com metas e, assim, eventualmente corrigir rumos. Com base nisso pode-se postular perfeitamente um legado, às gerações seguintes, de cursos d’água que não estarão extintos nem serão cloacas, simples condutoras de dejetos. O mesmo raciocínio se aplica, evidentemente, à gestão de nossas calotas de ar em regiões metropolitanas. Neste sentido, há uma clara vinculação do esquema de aplicação do PPP com a perspectiva da sustentabilidade forte. De outro lado, entretanto, deve também ficar claro que esta vinculação, embora clara, não é uma identidade. De fato, sustentabilidade forte diz respeito aos bens naturais e ambientais na sua totalidade, *i. e.*, ao meio ambiente como um todo. Ora, como vimos, a aplicação do PPP isolaadamente aos recursos hídricos (ou ao ar metropolitano) diz respeito à gestão apenas de um desses bens naturais: os corpos d’água (ou o ar). Assim sendo, ela não garante, *per se*, nenhuma sustentabilidade efetiva se políticas paralelas e



compatíveis não forem executadas no que tange aos demais corpos receptores e demais bens naturais. E, na medida em que se passa a discutir a sustentabilidade global do planeta Terra, em subsistemas cada vez mais abrangentes, compreende-se que temos ainda muito (tudo?) que avançar em termos de conhecimento econômico-ambiental relevante. A presente obra foi pensada, justamente, para, sob diversos ângulos explorar possíveis respostas.

De qualquer modo, parece-nos fundamental que nosso país — bem como o conjunto dos países em desenvolvimento — ingressem de uma vez na etapa de utilização de instrumentos econômicos, em um contexto de ACFE, superando definitivamente a fase de *Command and Control Policy* na gestão das águas e do ar. Em nossa opinião, o processo de colocar um preço nos ativos ambientais e em seus serviços é de primordial e urgente importância, ao reconhecer a mensagem de D. Ricardo e J. Dalas: *um bem natural que se torna escasso, relativamente às suas necessidades, precisa ser apropriado (no limite, pelo Estado) e faz jus a uma renda de escassez. Seria uma pretensão e arrogância típicas de economista dizer que tal medida constituiria uma condição suficiente para a correção de rumos no que tange ao meio ambiente. Mas, por outro lado, reputamos como um erro provavelmente fatal não considerá-la como condição necessária.*

Sugestões de leitura

Uma leitura fundamental é a do “seminal paper” de Boulding (1966). Para um aprofundamento da abordagem de ACFE, é importante examinar a polêmica Kapp-Beckermann (ver Sachs, 1972) e o texto de Baumol & Cates (1978).

O estudante da economia do meio ambiente não pode prescindir dos conhecimentos mínimos das ciências “duras” (física, química, biologia, geologia etc.) que estão na base das questões, e soluções, ambientais. Dois excelentes textos são Braga *et al.* (2002) e McKinney *et al.* (2007). O de Vestlund e Peirce (1983) também é muito bom.

Dois textos de economia do meio ambiente adequados para estudo e consulta são o de Tietenberg (1992) e o de Kolstad (2000).

Para quem quiser informações adicionais e relevantes sobre as questões relativas aos recursos hídricos, duas referências se impõem: Tundisi (2003) e Hartmann (2008). O livro do prof. Tundisi traça um panorama amplo, mundial e nacional, da problemática das águas e é muito rico em informações. O livro do dr. Hartmann é a tradução de sua tese de doutoramento, na Alemanha, e trata detalhadamente das propostas e das práticas, no Brasil, referentes à aplicação do princípio usuário pagador na gestão dos recursos hídricos.

Referências bibliográficas

- Agência Nacional de Águas (Brasil). *A implementação da cobrança pelo uso de recursos hídricos e agência de água das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí*. Brasília: ANA, SAG, 2007.
- Baharinc, O. F. O. (org.). *Projeto rio Santa Maria: a cobrança como instrumento de gestão*. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2000.
- Barragá, B. *As Políticas da Água na Europa*. Lisboa: Instituto Píaget, 1997.
- Basta, D. J.; Lounsbury, J. L.; Bower, B. T. *Analysis for Residuals — Environmental Quality Management — A Case Study of the Ludhiana Area of Yugoslavia*. Washington, Resources for the Future, 1978.
- Baumol, W. J.; Cates, W. B. *The Use of Standards and Prices for Protection of Environment*. *Swedish J. Econ.*, mar./71, p. 42-54.
- _____. *W. Economics, Environmental Policy and the Quality of Life*. Englewoods Cliffs, Prentice-Hall, 1979.

- Blang, M. *Economic Theory in Retrospect*. 3. ed. Londres: Cambridge University Press, 1978.
- Bohdling, K. E. The Economics of the Coming SpaceShip Earth. In: Jarrett, H. (ed.), *Environmental Quality in a Growing Economy*. Baltimore: Johns Hopkins Un. Press, 1966.
- Braga, B. et al. *Introdução à engenharia ambiental*. São Paulo: Prentice-Hall, 2002.
- Cânepa, E. M. *O sistema estadual de recursos hídricos do RS e a indústria à incipiente*. Trabalho apresentado no Congresso Internacional das Instituições de Pesquisa Tecnológica (Biemal Congress WAITRO), realizado em Porto Alegre, RS, set/2002.
- Cânepa, E. M.; Pereira, J. S.; Lanna, A. F. L. A política de recursos hídricos e o princípio usuário pagador. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)*, v. 4, n. 1, jan./mar. 1999. (Trabalho originalmente apresentado no II Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, SP, 1997).
- Cânepa, E. M.; Pereira, J. S. *O princípio usuário pagador: uma aplicação de tarifas inciativas múltiplas à bacia do Rio dos Sinos, RS*. Trabalho apresentado no IV Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, realizado em Belém, PA, nov/2001.
- Conselho de Recursos Hídricos/RS. *Simulação de uma proposta de gerenciamento dos recursos hídricos na bacia do Rio dos Sinos. Relatório final*. Trabalho elaborado por Magina Engenharia, com a colaboração do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS, Porto Alegre, RS, 1996.
- Crabbe, P. J. The Contribution of L. C. Gray to the Economic Theory of Exhaustible Natural Resources and its Roots in the History of Economic Thought. *Journal of Environmental Economics and Management*, n. 10, 1983.
- Dales, J. H. *Pollution, Property and Prices*. Toronto: University of Toronto Press, 1968.
- Dias, F. M.; Ramos, F. S. Mercados artificiais e controle da poluição: alguns aspectos teóricos e empíricos. *Análise econômica*, Porto Alegre: FCE/UFGRS, 2001.
- Fanchoux, S.; Noël, J. E. *Economia dos recursos naturais e do meio ambiente*. Lisboa: Instituto Praget, 1997.
- Frankle, A. E. *Questionamento da cobrança como instrumento de gestão dos recursos hídricos*. Trabalho apresentado ao Simgrel, em Gramado, RS, 1998.
- Gordon, H. S. The Economic Theory of Common-Property Resource: the Fishery. *Journal of Political Economy*, abr./1954.
- Granizera, M. I. M. *Direito das águas — disciplina jurídica das águas doces*. São Paulo: Atlas, 2001.
- Gray, L. C. Rent Under the Assumption of Exhaustibility. *Quarterly Journal of Economics*, n. 28, 1914.
- Hardin, G. *The Tragedy of Commons*. Science, v. 162, 1968.
- Hartmann, P. *A cobrança pelo uso da água como instrumento na política ambiental: estudo comparativo e avaliação econômica dos modelos de cobrança pelo uso de água bruta propostos e implementados no Brasil*. Este livro será brevemente lançado, editado pela Assembleia Legislativa do RS com a colaboração (na tradução do original alemão) da Fundação Konrad Adenauer.
- Hofelling, H. The Economics of Exhaustible Resources. *Journal of Political Economy*, abr./1931.
- Kolstad, C. D. *Environmental Economics*. Nova York: Oxford University Press, 2000.
- McKinney, M. L.; Schock, R. M.; Yonayak, L. *Environmental Science: Systems and Solutions*. 4. ed. Sudbury, MA: Jones and Bartlett Publishers, 2007.
- Mendes Thame, A. C. (org.). *A cobrança pelo uso da água*. São Paulo: Iqual, 2000.
- Mishan, E. J. *Introduction to Normative Economics*. New York: Oxford University Press, 1981.
- Motta, R. S. de; Young, C. E. F. Projeto instrumentos econômicos para a gestão ambiental — Relatório final. Rio de Janeiro: Ipea, 1997.
- Nicolazzo, J. L. *Les Agences de l'Eau*. Paris: Ed. Johanet, 1989.
- Pearce, D. W. *Environmental Economics*. London: Longman, 1976.
- Pereira, J. S.; Lanna, A. F. L.; Cânepa, E. M. Desenvolvimento de um sistema de apoio à cobrança pelo uso da água aplicada à bacia do Rio dos Sinos, RS. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)*, v. 4, n. 1, jan./mar. 1999.
- Rhin-Meuse Informations (Journal do Comité e da Agência Rhin-Meuse): número especial de set.-out./89.
- Rhin-Meuse Informations. Número especial de dez./89-jan./90.
- Ricardo, D. *Princípios de economia política e tributação*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1983.
- Sachs, I. (org.). *Political Economy of Environment — Problems of Method*. Paris: Mouton, 1972. Nesta obra estão os três artigos que compõem a polêmica Krupp-Beckermann.
- Tietenberg, T. *Environmental and Natural Resource Economics*. 3. ed. Nova York: Harper Collins, 1992.
- Tundak, J. G. *Água no século XXI — enfrentando a escassez*. São Carlos, SP: RIMA, III, 2003.
- Vesilind, P. A.; Peirce, J. J. *Environmental Pollution and Control*. 2. ed. Ann Arbor: Ann Arbor Science Publishers, 1983.

Nota

¹ O autor agradece a Daniela Lognercio Cânepa pelo auxílio em várias etapas do trabalho.

■ C A P Í T U L O 5 ■

Mensurando a sustentabilidade¹

■ ■ ■

Paulo Gonzaga Mihelli de Carvalho

Núcleo de Meio Ambiente do IBGE e ENCE

Frederico Cavadas Barcellos

Núcleo de Meio Ambiente do IBGE

Em Deus eu acredito, mas para o resto preciso de estatísticas.
W. E. DEMING

Pretendemos neste capítulo apresentar diversas maneiras de mensurar a sustentabilidade por meio de indicadores e índices, mesmo sabendo que, pelo atual estado da arte, a sustentabilidade é imensurável. Portanto, o que vamos mostrar são medidas parciais e aproximativas da sustentabilidade, mas que mesmo assim são úteis tanto para estudo e pesquisa quanto para o planejamento e implementação de políticas e ainda para a tomada de decisões concernentes ao desenvolvimento sustentável nas esferas pública e privada. Não abordaremos aqui as Contas Econômico-Ambientais, que são objeto de um capítulo específico neste livro (veja Young, neste volume).

Mas por que a sustentabilidade é imensurável? Em primeiro lugar porque não existe uma definição universalmente aceita sobre sustentabilidade que possa ser aplicada a todas as situações e que não seja excessivamente genérica e pouco precisa. Em segundo lugar, as estatísticas disponíveis sobre esse tema ainda são insuficientes para dar conta desse objeto, mesmo adotando-se definições mais restritas do que seja sustentabilidade. Um bom exemplo disso são as estatísticas sobre desmatamento no Brasil. So existem séries estatísticas sobre esse tema no país, e mesmo assim com problemas,^{*} para a Amazônia. Para o resto do país pouco existe a respeito.

Este texto se divide em seis partes. Na primeira temos uma discussão sobre o que é sustentabilidade. Em seguida discutimos o que é desenvolvimento sustentável, e depois o que são estatísticas e indicadores, destacando as propriedades desejáveis dos indicadores.

^{*} Há descontinuidade na série de desmatamento. Ver a respeito IBGE (2008) cujo fonte é o INPE.