

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA (UNB)

**FACULDADE DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E
CONTABILIDADE (FACE)**

DEPARTAMENTO DE ECONOMIA

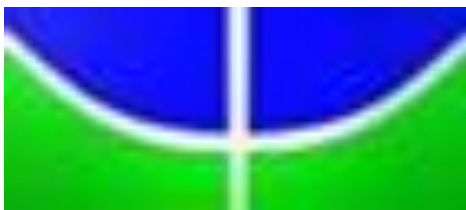
MESTRADO EM GESTÃO ECONÔMICA DO MEIO AMBIENTE

**Conformidade na Política Nacional de
Recursos Hídricos: limites impostos ao uso
da cobrança pelo lançamento de efluentes**

MARCOS REZENDE DE CAMPOS SOUZA

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Denise Imbroisi

BRASÍLIA - DF
2014



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA (UNB)

**FACULDADE DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E
CONTABILIDADE (FACE)**

DEPARTAMENTO DE ECONOMIA

MESTRADO EM GESTÃO ECONÔMICA DO MEIO AMBIENTE

Conformidade na Política Nacional de Recursos Hídricos: limites impostos ao uso da cobrança pelo lançamento de efluentes

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Economia – Gestão Econômica do Meio Ambiente do Programa de Pós-Graduação em Economia do Departamento de Economia da Universidade de Brasília.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Denise Imbroisi.

BRASÍLIA - DF
2014

Conformidade na Política Nacional de Recursos Hídricos: limites impostos ao uso da cobrança pelo lançamento de efluentes.

Dissertação aprovada como requisito para a obtenção do título de **Mestre em Economia – Gestão Econômica do Meio Ambiente** do Programa de Pós-Graduação em Economia – Departamento de Economia da Universidade de Brasília, por intermédio do Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura (CEEMA). Comissão Examinadora formada pelos professores:

Profª. Drª. Denise Imbroisi
Departamento de Economia – UnB
Orientadora

Prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira
Departamento de Economia – UnB

Prof. Dr. Ricardo Coelho de Farias
Universidade Católica de Brasília – UCB

Brasília, 28 de agosto de 2014.

RESUMO

Este trabalho avalia se os requisitos para garantir a conformidade com a cobrança pelo lançamento de efluentes são atendidos no Brasil, de modo que os incentivos econômicos associados ao instrumento possam efetivamente induzir os usuários de recursos hídricos a abater a poluição. Em países em desenvolvimento, problemas de formulação e execução de políticas ambientais frequentemente estão relacionados a fragilidades institucionais que comprometem, em especial, a capacidade de monitorar e impor a conformidade à política pública. No Brasil, para que a cobrança pelo lançamento de efluentes se torne um instrumento incitativo de mudança de comportamento, passando a induzir o abatimento da poluição e contribuir para a melhoria da qualidade dos recursos hídricos, seu valor deve ser consideravelmente majorado. Isso, porém, pode levar a um aumento dos níveis de desconformidade e sobrecarregar órgãos gestores de recursos hídricos, que hoje trabalham próximos ao limite de sua capacidade técnica e operacional. Desse modo, em paralelo a aumentos graduais dos valores da cobrança, deve-se promover o fortalecimento dos órgãos gestores, de modo que eles sejam capazes não apenas de cobrar e arrecadar o valor devido, mas também de garantir que os usuários de recursos hídricos estão regularmente cadastrados e que seus usos declarados condizem com os usos reais.

Palavras chave: cobrança pelo lançamento de efluentes; instrumentos de incentivo econômico; países em desenvolvimento; fragilidade institucional; monitoramento e imposição de conformidade com a política ambiental.

Compliance in National Water Resources Policy: challenges to effluent charges enforcement in Brazil

ABSTRACT

This work assesses if requirements to ensure compliance in effluent charges are met in Brazil, so that the economic incentives associated with the instrument can effectively induce water users to abate pollution. In developing countries, problems in design and implementation of environmental policies are often related to institutional weaknesses that compromise, in particular, the ability to monitor and enforce the policy. In Brazil, it is necessary to substantially raise effluent charges levels so that they can induce pollution abatement and contribute to water quality improvement. This, however, can increase noncompliance levels and overwhelm water resource management agencies, who are currently working near the limits of their technical and operational capabilities. Therefore, simultaneously to gradual increases in charges levels, it is important to promote institutional strengthening, so that regulators are able not only to levy and collect due charges, but also to ensure that self-reported data from pollution sources are consistent with their actual effluent discharges patterns.

Key-words: effluent charges; economic incentive instruments; developing countries; institutional weaknesses; monitoring and enforcement.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Matriz Institucional do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos...	64
Figura 2 - Bacias PCJ	70
Figura 3 - Carga média de DBO lançada por usuário da Bacia PCJ Federal	78
Figura 4 - Evolução da coleta e tratamento de esgotos nas bacias PCJ	79
Figura 5 - Cobrança e Arrecadação nas Bacias PCJ (em R\$).....	88

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Instrumentos de política ambiental.....	13
Quadro 2 - Classificação de instrumentos de regulamentação ambiental.....	15
Quadro 3- Classes e respectivos usos das águas doces.....	60
Quadro 4 - Carga orgânica remanescente nas Bacias PCJ (Em 2008).....	72
Quadro 5 - Atendimento aos padrões de qualidade da Resolução Conama 357/05 (em 2008).....	72
Quadro 6 - Trechos enquadrados e não enquadrados nas Bacias PCJ em 2008	73
Quadro 7 - Valores da cobrança pelo uso da água nas Bacias PCJ.....	75
Quadro 8 - Valores cobrados na Bacia PCJ Interestadual em 2012	77
Quadro 9 – Valores cobrados pelo lançamento de efluentes na Bacia PCJ Interestadual	77
Quadro 10 - Valores cobrados e arrecadados (em R\$ 1000).....	87
Quadro 11 - Análise de Daurh por bacia hidrográfica	90
Quadro 12 - Usuários fiscalizados na Bacia PCJ Federal entre 2011 e 2013	91
Quadro 13 - Campanhas de fiscalização em bacias interestaduais	94

SUMÁRIO

RESUMO	4
ABSTRACT	5
Lista de figuras.....	6
Lista de quadros	6
1. Introdução	9
1.1. Objetivo da pesquisa.....	10
1.2. Escopo do trabalho	10
1.3. Métodos e procedimentos.....	10
1.4. Estrutura do trabalho.....	11
2. Instrumentos de Política Ambiental	13
2.1. Classificação de Instrumentos de Política Ambiental	13
2.2. Dimensões para Avaliação de Instrumentos de Política Ambiental	15
3. <i>Enforcement e compliance</i> em política ambiental	20
3.1. Modelos teóricos	21
3.2. Estratégias de otimização da capacidade de <i>enforcement</i>	22
3.2.1. Auto-relato (Self-reporting).....	24
3.2.2. Focalização das ações de <i>enforcement</i>	26
3.2.3. Infratores reincidentes e sanções progressivas.....	29
3.2.4. Estratégias alternativas de monitoramento e <i>enforcement</i>	30
3.3. Estudos empíricos	32
3.4. Implicações para políticas públicas.....	35
4. A cobrança pelo lançamento de efluentes	37
4.1. Características do instrumento econômico	37
4.2. Desafios técnicos	42
4.3. Desafios políticos	44
4.4. Desafios institucionais	45
4.5. Experiências de países em desenvolvimento e economias em transição.....	49

4.6.	Conclusões e lições aprendidas	53
5.	A gestão de recursos hídricos no Brasil	56
5.1.	A Política Nacional de Recursos Hídricos	56
5.1.1.	Princípios gerais da política	56
5.1.2.	Instrumentos de gestão de recursos hídricos.....	59
5.1.3.	Arcabouço institucional	62
5.2.	Uma análise sob a ótica da teoria econômica	64
6.	Estudo de caso: a cobrança pelo uso da água nas bacias PCJ	68
6.1.	Caracterização das Bacias PCJ.....	69
6.2.	Arranjo institucional.....	73
6.3.	Histórico da cobrança nas Bacias PCJ	75
6.4.	Monitoramento e Controle.....	79
6.4.1.	Monitoramento qualitativo	80
6.4.2.	Fiscalização	82
6.4.3.	Arrecadação e cobrança	85
6.5.	Compliance	85
6.5.1.	Níveis de inadimplência.....	86
6.5.2.	Infrações e sanções	89
6.6.	Análise: a viabilidade da cobrança como instrumento incitativo	95
7.	Considerações finais.....	99
8.	Referências bibliográficas.....	106
	APÊNDICE 1: Autos de Infração lavrados pela ANA nas Bacias PCJ entre 2011 e 2013.....	114

1. INTRODUÇÃO

Em política ambiental, instrumentos de incentivo econômico são meios para se atingir determinados objetivos de política pública por meio de sinais de mercado que estimulam mudanças no comportamento dos agentes econômicos. Ao invés de diretrizes explícitas de controle de níveis de poluição ou de uso de determinadas tecnologias – como no caso da regulamentação de comando-controle –, esses instrumentos aproveitam as forças de mercado para encorajar firmas ou indivíduos a reduzir a emissão de poluentes ou racionalizar o uso de recursos naturais de forma a atender a seus próprios interesses e, ao mesmo tempo, atingir aos objetivos coletivos da política (STAVINS, 2003).

Contudo, o fato de esses instrumentos aproveitarem as forças de mercado para induzir mudanças de comportamento entre os agentes regulados não implica, necessariamente, uma menor demanda da atuação estatal para garantir o sucesso da política. Da forma análoga ao que ocorre com instrumentos de comando-controle, agências governamentais devem garantir que os agentes regulados respeitam a regulamentação, e isso pode ser um desafio para países em desenvolvimento, onde instituições públicas normalmente enfrentam problemas como escassez de recursos administrativos e financeiros, falta de pessoal qualificado e limitada capacidade regulatória.

No Brasil, um dos principais exemplos de instrumento econômico de gestão ambiental é a cobrança pelo uso da água, instituída pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). Estão sujeitos à cobrança, a captação e o consumo de água, o aproveitamento dos potenciais hidrelétricos e o lançamento de efluentes. Este trabalho trata da cobrança pelo lançamento de efluentes como ferramenta para controle da poluição hídrica, e tem por objetivo avaliar se os requisitos para garantir a conformidade com o instrumento são atendidos no país, de modo que os incentivos econômicos a ele associados possam efetivamente induzir mudanças de comportamento entre os agentes regulados.

Para isso, o trabalho revisa a literatura econômica sobre *enforcement* (termo em inglês que designa os mecanismos a cargo do Poder Público para impor o respeito a determinada regulamentação ou política pública) e sobre os principais desafios que países em desenvolvimento enfrentam no uso de

instrumentos de incentivo econômico. Por meio de um estudo de caso nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (Bacias PCJ), o trabalho procura avaliar se os órgãos gestores de recursos hídricos têm capacidade técnica e operacional para impor o respeito à cobrança pelo lançamento de efluentes em níveis suficientes para induzir os usuários de recursos hídricos a abater a poluição.

1.1. OBJETIVO DA PESQUISA

O objetivo deste trabalho é avaliar se os requisitos para garantir a conformidade com a cobrança pelo lançamento de efluentes são atendidos no Brasil, de modo que os incentivos econômicos associados ao instrumento possam efetivamente induzir os usuários de recursos hídricos a abater a poluição.

1.2. ESCOPO DO TRABALHO

No Brasil, estão sujeitos à cobrança pelo uso dos recursos hídricos a captação e o consumo de água, o aproveitamento dos potenciais hidrelétricos e o lançamento de efluentes. Dessa forma, a cobrança é adotada como instrumento de gestão tanto de qualidade e como de quantidade de água. Todavia, o foco do trabalho está no uso do instrumento como ferramenta para controle da poluição hídrica. Por esse motivo, apesar de alguns dados da arrecadação da cobrança pelo uso da água serem apresentados de forma consolidada (incluindo os componentes “captação”, “consumo” e “lançamento”, mas não “geração de energia elétrica”), as discussões concentram-se na cobrança pelo lançamento de efluentes.

1.3. MÉTODOS E PROCEDIMENTOS

Para a execução da pesquisa, realizou-se revisão analítica das literaturas teórica e empírica sobre o uso de instrumentos econômicos de gestão ambiental em países em desenvolvimento e sobre a teoria econômica de *enforcement*.

A avaliação da cobrança pelo lançamento de efluentes no Brasil foi realizada por meio de um estudo de caso nas Bacias PCJ. Comparada a outras bacias hidrográficas do país, essa região conta com um cenário favorável em

termos de capacidade técnica e operacional dos organismos de bacia e dos órgãos gestores de recursos hídricos. Isso a torna apropriada para o estudo de caso, na medida em que problemas relacionados a questões institucionais nela detectados provavelmente ocorrem também em outras bacias onde o sistema de gerenciamento de recursos hídricos é menos estruturado.

O levantamento de informações foi feito por meio de entrevistas com gestores e técnicos da Agência Nacional de Águas (ANA), do Departamento de Águas e Energia Elétrica do estado de São Paulo (DAEE-SP), do Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (CBH-PCJ), e da Agência das Bacias PCJ, realizadas entre setembro de 2013 e abril de 2014. Realizou-se, também, a análise de estudos produzidos por entidades públicas e privadas – a exemplo do Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil (ANA, 2005), Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil (ANA, 2007), Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil (ANA, 2013a), Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, para o período de 2010 a 2020 (COBRAPE, 2010) e Avaliação da implementação da cobrança pelo uso de recursos hídricos de domínio da União na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul (AGEVAP, 2011) –, além da análise de dados secundários sobre as ações de fiscalização nas bacias PCJ, fornecidos pela ANA e pelo DAEE-SP (Apêndice 1).

Com o objetivo de se obter uma visão geral da situação da gestão de recursos hídricos no país, encaminharam-se questionários a pessoas chave em diversos órgãos gestores estaduais de recursos hídricos, comitês de bacia hidrográfica e agências de bacia. Entretanto, o percentual de respostas obtidas foi muito baixo, de modo que não foi possível aproveitar, neste trabalho, os resultados da aplicação dos questionários.

1.4. ESTRUTURA DO TRABALHO

O Capítulo 2 conceitua os instrumentos de política ambiental de acordo com classificações usualmente adotadas na literatura econômica e apresenta critérios para avaliação desses instrumentos. Um desses critérios é a facilidade de monitoramento e imposição da política, que assume grande importância no desenho e implementação de políticas ambientais em países em desenvolvimento, devido à fragilidade institucional que eles muitas vezes

enfrentam e aos elevados custos administrativos das atividades de monitoramento, fiscalização e controle. O Capítulo 3 aprofunda a discussão sobre monitoramento e imposição de políticas ambientais, evidenciando, por meio da revisão das literaturas teórica e empírica, a relação entre as ações de *enforcement* (monitoramento e controle) e os níveis de *compliance* (conformidade com a política). O capítulo seguinte analisa os desafios técnicos, políticos e institucionais que devem ser superados para que a cobrança pelo lançamento de efluentes seja eficaz no controle da poluição hídrica, destinando especial atenção aos principais problemas enfrentados por países em desenvolvimento.

O Capítulo 5 faz uma breve exposição sobre o modelo de gestão desenhado pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), apresentando uma visão panorâmica da política, seus princípios gerais, instrumentos de gestão e arcabouço institucional criado para gerenciar os recursos hídricos no país. O capítulo seguinte – por meio de um estudo de caso sobre a cobrança pelo uso da água nas Bacias PCJ, com foco em aspectos institucionais relacionados às ações de monitoramento e controle da política – avalia a viabilidade de se adotar a cobrança pelo uso da água como instrumento incitativo de mudança de comportamento. O último capítulo conclui o trabalho e apresenta considerações finais.

2. INSTRUMENTOS DE POLÍTICA AMBIENTAL

O desenho de uma política ambiental envolve a definição de um objetivo e a escolha dos meios – ou instrumentos – para atingir esse objetivo. Entre cientistas políticos, é comum a afirmação de que existem apenas três tipos de instrumentos de política pública: cenouras, chicotes e sermões (BEMELMANS-VIDEC *et al.*, 1998 *apud* STERNER E CORIA, 2012). O primeiro refere-se a instrumentos que fornecem incentivos para a mudança de comportamento dos agentes regulados, como é o caso dos instrumentos econômicos para gestão ambiental. Os chicotes são tradicionalmente associados à regulamentação ambiental direta, a qual impõe diretrizes e padrões que devem ser respeitados pelos agentes regulados sob pena de sanções administrativas ou judiciais. Por último, sermões dizem respeito a instrumentos de persuasão moral, que envolvem desde a negociação direta com setores poluidores até a divulgação de informações ao público sobre o desempenho ambiental desses setores.

Neste capítulo, serão apresentadas algumas classificações usualmente adotadas por economistas (seção 2.1), além de dimensões para avaliação de instrumentos adotados em política ambiental (seção 2.2).

2.1. CLASSIFICAÇÃO DE INSTRUMENTOS DE POLÍTICA AMBIENTAL

Baumol e Oates (1979) classificam os instrumentos de política pública que podem ser utilizados para preservação ou melhoria da qualidade ambiental em quatro categorias: (1) persuasão moral; (2) controles diretos (regulação); (3) processos de mercado (incentivos de preço); e (4) investimentos governamentais (Quadro 1).

QUADRO 1 - INSTRUMENTOS DE POLÍTICA AMBIENTAL

Persuasão moral	Controles diretos (regulamentação)	Processos de mercado	Investimentos governamentais
Publicidade, pressão social, etc.	a) Padrões e limites de níveis de emissões b) Determinação para uso de equipamentos ou processos obrigatórios em	a) Tributação ambiental b) Subsídios ambientais c) Licenças negociáveis d) Depósitos	a) Infraestrutura (e.g.: estações de tratamento de esgoto) b) Atividades de recuperação ambiental (e.g.: reflorestamento)

atividades potencialmente poluidoras.	reembolsáveis	c) Disseminação de informação
	e) Alocação de direitos de propriedade	d) Pesquisa
		e) Educação

Fonte: adaptado de Baumol e Oates (1979).

No controle da poluição hídrica, por exemplo, essas diferentes abordagens podem, respectivamente, envolver: (1) apelos aos poluidores para que diminuam ou eliminem o lançamento de poluentes em corpos de água em prol do interesse público; (2) elaboração de leis e regulamentos estabelecendo limites para o lançamento de poluentes ou determinando o uso de determinada tecnologia de tratamento de efluentes; (3) imposição de tributos sobre o lançamento de efluentes; e (4) construção, com recursos públicos, de estações de tratamento de esgoto.

Evidentemente, tais abordagens não são mutuamente exclusivas, na medida em que uma política ambiental pode envolver a combinação de diferentes instrumentos para atingir um mesmo objetivo. Mesmo assim, o instrumento mais utilizado ainda é a regulação direta – caracterizada pelo uso de instrumentos de comando-controle (ICC) –, apesar de economistas frequentemente destacarem diversas vantagens dos processos de mercado, também conhecidos como instrumentos de incentivo econômico (IIE) (BAUMOL e OATES, 1988; BELL e RUSSELL, 2002; OATES e PORTNEY, 2003).

De fato, nos últimos anos produziu-se extensa literatura acerca do uso de instrumentos econômicos de gestão ambiental, a exemplo de Panayotou (1994), Barde (1994), Stavins (2003), UNEP (2004 e 2009), EEA (2005), Rademaekers *et al.* (2011). Esses instrumentos aproveitam as forças de mercado para encorajar firmas ou indivíduos a reduzir a emissão de poluentes – ou racionalizar o uso de recursos naturais – de forma a atender a seus próprios interesses e, ao mesmo tempo, atingir os objetivos coletivos da política. Ou seja, encorajam a mudança de comportamento de firmas e indivíduos por meio de sinais de mercado, ao invés de adotarem diretrizes e padrões explícitos, como fazem as abordagens de comando-controle (STAVINS, 2003).

Quando comparam instrumentos de comando-controle e de incentivos econômicos para abatimento da poluição, Blackman e Harrington (2000)

distinguem aqueles com aplicação direta daqueles com aplicação indireta (Quadro 2).

QUADRO 2 - CLASSIFICAÇÃO DE INSTRUMENTOS DE REGULAMENTAÇÃO AMBIENTAL

	Instrumentos diretos	Instrumentos indiretos
Incentivos econômicos	Taxas sobre emissões; Licenças negociáveis	Tributos sobre insumos ou produtos de atividades poluidoras.
Comando-controle	Padrões de emissões	Padrões tecnológicos

Fonte: Blackman e Harrington (2000).

Assim, os autores adotam, simultaneamente, dois critérios distintos para classificar instrumentos de política ambiental. O primeiro distingue instrumentos que determinam o uso de padrões ou tecnologia de abatimento daqueles que criam incentivos financeiros para que as firmas reduzam a poluição, adotando a tradicional classificação ICC vs. IIE. O segundo critério avalia se é necessário monitorar as emissões. O instrumento é considerado direto quando a sua adoção exige o monitoramento das emissões e indireto quando não há tal exigência.

Dessa forma, tributos sobre a descarga de efluentes, em que firmas ou indivíduos pagam uma taxa proporcional ao volume de poluentes lançados, são instrumentos de incentivo econômico diretos. Esse é o caso da cobrança pelo uso da água para diluição de efluentes analisada no presente trabalho. Os usuários de recursos hídricos devem pagar um preço unitário para cada Kg de carga orgânica lançada no corpo de água. Na mesma classificação, inserem-se os mercados de água, nos quais são concedidas às firmas quotas de poluição que podem ser transacionadas com outras empresas. Por outro lado, tributos ambientais indiretos incidem sobre insumos ou produtos da atividade poluidora, não havendo necessidade de mensurar diretamente as emissões, como é o caso de tributos sobre combustíveis ou fertilizantes.

2.2. DIMENSÕES PARA AVALIAÇÃO DE INSTRUMENTOS DE POLÍTICA AMBIENTAL

Quando se comparam diferentes instrumentos de política ambiental, é importante adotar critérios objetivos para avaliar vantagens e desvantagens de cada um deles. Nesse sentido, Bohm e Russell (1985) sugerem a adoção dos

seguintes critérios (esses mesmos critérios foram utilizados também nos estudos de Blackman e Harrington, 2000, e Blackman, 2009):

(1) **Custo-efetividade**¹: o instrumento custo-efetivo é aquele que atinge o objetivo da política ao menor custo para a sociedade. Bohm e Russell (1985) e Blackman (2009) destacam que esse critério é avaliado, quase sempre, de forma estática. Ou seja, considera-se o custo unitário das reduções agregadas de poluição no curto prazo, quando a meta ambiental, a tecnologia de abatimento e a localização das fontes poluidoras são fixas.

(2) **Incentivos dinâmicos**: esse critério envolve as ações incentivadas pelo instrumento no longo prazo. Avalia-se, portanto, se o instrumento induz à pesquisa e à adoção de tecnologias mais limpas ou se, ao contrário, encoraja a manutenção e a operação de instalações industriais existentes.

(3) **Necessidade informacional**: envolve a tentativa de mensurar, ao menos qualitativamente, o montante de informações que o órgão regulador deve obter e processar para desenhar e implementar a política de controle da poluição de forma a maximizar a eficiência do instrumento adotado.

(4) **Facilidade de monitoramento e imposição da política**: refere-se à complexidade para monitorar e impor o cumprimento da regulamentação. O monitoramento corresponde a atividades para verificação da regularidade dos agentes regulados, a exemplo de: mensuração dos níveis de emissões; auditoria de auto-relatórios (relatórios de desempenho elaborados pelas fontes poluidoras); e conferência do pagamento de taxas e encargos. Usualmente, essas atividades são complexas devido ao caráter difuso da poluição, à variabilidade dos níveis de emissões em função dos volumes de produção, a eventuais falhas técnicas e humanas nos processo de mensuração e a dificuldades envolvidas com o acesso de agentes governamentais às instalações das fontes de poluição. Já a imposição da política (*enforcement*) está relacionada às medidas a cargo do órgão regulador para penalizar aqueles que violarem a regulamentação, podendo envolver a aplicação de multas administrativas, interdição de instalações e a instauração de processos civis ou criminais. Essas ações, juntamente com as atividades de

¹ Alguns autores, como Bohm e Russell (1985), Blackman e Harrington (2000) e Fullerton *et al.* (2010) referem-se a esse critério como “eficiência estática”. Optou-se por utilizar o termo “custo-efetividade” por ele ser mais comumente adotado pela literatura nacional.

monitoramento, impõem custos administrativos, que muitas vezes são significativos e devem ser considerados no momento da escolha dos instrumentos de política ambiental (o Cap. 3 faz uma revisão das literaturas teórica e empírica sobre monitoramento e imposição de políticas ambientais).

(5) **Flexibilidade:** facilidade com que o sistema implementado se ajusta diante de alterações exógenas, como o surgimento de novas informações ou mudanças nas tecnologias disponíveis, no padrão de uso de recursos naturais ou em outras variáveis econômicas. A distinção fundamental é entre sistemas que se ajustam por meio de ações descentralizadas dos agentes regulados de sistemas que devem ser ajustados de forma centralizada, mediante o recálculo e a imposição de novas regras por parte do órgão regulador. Nesse sentido, as vantagens da flexibilidade incluem não apenas o fato de serem desnecessários a coleta e o processamento de novas informações, mas também por serem evitados os custos políticos envolvidos com a elaboração de novas regulamentações.

(6) **Considerações políticas:** diversas considerações políticas afetam a escolha do instrumento de política ambiental. Bohm e Russell (1985) destacam, em especial, três delas: considerações distribucionais, éticas e estabilizadoras. A primeira pondera as implicações que o instrumento tem em termos de distribuição de custos e benefícios. As questões éticas incluem, principalmente, a definição de até que ponto deve-se permitir aos atores dentro do sistema escolher a alternativa de controle da poluição, pois ainda é comum a visão de que a política ambiental deveria estigmatizar a poluição como um crime contra a natureza ou contra a saúde pública. Segundo essa visão, uma abordagem de comando-controle, apoiada por sanções criminais, tem apelo popular maior, enquanto um sistema de taxas sobre emissões pode parecer imoral, por trazer a mensagem de que se pode comprar poluição da mesma forma que se compram força de trabalho e outros insumos de produção. Por último, Bohm e Russell ressaltam a importância da função estabilizadora ao lembrar que, na década de 1970, alguns países europeus investiram em saneamento básico não apenas por razões ambientais, mas também para contrabalançar a recessão na indústria de construção civil.

Perman *et al.* (1999) adotam os mesmos critérios de avaliação discutidos por Bohm e Russell e ainda acrescentam: (1) **permanência**, o qual

avalia até que medida é razoável supor que o instrumento é capaz de atingir os objetivos aos quais se destina, mesmo após o término de sua utilização; (2) **efeitos de longo prazo**, que pondera se a influência do instrumento tende a aumentar, enfraquecer ou permanecer constante ao longo do tempo; (3) **custos diante da incerteza**, que estima as perdas de eficiência quando o instrumento é utilizado com informações incorretas.

Já Margulis (1996) considera que, na escolha de instrumentos de regulamentação ambiental, os governos devem avaliar três aspectos fundamentais: viabilidade política, econômica e institucional. Dessa forma, o autor agrupa os principais critérios de avaliação adotados na literatura econômica em três grandes dimensões. O instrumento será viável politicamente se contar com a aceitação de poluidores e de indivíduos e grupos de interesse afetados. Os poluidores precisam estar dispostos a colaborar, ou o resultado pode ser o confronto e prolongadas ações judiciais. Da mesma forma, as demais partes interessadas devem perceber o instrumento como justo e capaz de atingir os objetivos almejados.

Idealmente, análises de custo e benefício deveriam ser realizadas para aferir a viabilidade econômica do instrumento a ser adotado. Caso isso não seja possível em função da indisponibilidade das informações necessárias ou do elevado custo para obtê-las, o critério custo-efetividade deve ser seguido. Ou seja, deve-se adotar a solução de menor custo para atingir o objetivo pretendido.

A terceira dimensão de avaliação é a viabilidade institucional. A escolha de instrumentos de política ambiental precisa levar em consideração a capacidade de as agências governamentais empreenderem tarefas complexas, tais como a medição de emissões industriais, o acompanhamento da qualidade ambiental, a iniciativa de procedimentos legais e administrativos, a emissão e coleta de taxas e multas e a determinação de impactos ambientais. Dada a fragilidade das instituições de controle ambiental de países em desenvolvimento, eles devem dar preferência a instrumentos que requeiram menor capacidade institucional (MARGULIS, 1996).

Essas três dimensões formam uma espécie de tripé sobre o qual deve se apoiar a política ambiental. De fato, nenhuma política será bem sucedida se qualquer uma das três dimensões deixar de ser atendida. Contudo, este

trabalho foca, especialmente, nos requisitos institucionais para que a cobrança pelo uso da água seja instrumento incitativo de mudança de comportamento. Como será visto no Cap. 4, um dos principais requisitos para tanto é a capacidade de monitoramento e imposição da política. Por esse motivo, o capítulo a seguir aprofunda a discussão sobre o tema, sob os enfoques teórico e empírico.

3. ENFORCEMENT E COMPLIANCE EM POLÍTICA AMBIENTAL

Um instrumento de política ambiental visa, em última instância, à mudança de comportamento dos agentes regulados, a fim de coibir práticas que promovam a degradação do meio ambiente ou de incentivar ações de conservação ou melhoria da qualidade ambiental. No entanto, a esperada mudança de comportamento depende não só da adoção do instrumento apropriado, mas também da fiscalização do seu uso e da possibilidade de punição daqueles que desrespeitarem a norma que o regulamenta. De fato, tanto a literatura teórica como a empírica demonstram que a expectativa de controle por parte dos agentes regulados exerce papel importante nos níveis de cumprimento da regulamentação. Essa regra vale tanto para os tradicionais instrumentos de comando-controle, como também para os instrumentos de incentivo econômico.

Neste capítulo, será analisado o papel das ações de *enforcement* na indução de *compliance* em política ambiental. No âmbito deste trabalho, o termo *enforcement* será adotado para designar mecanismos a cargo do Poder Público para detectar e punir violações à legislação (*public enforcement of law*, conforme Polinsky e Shavell, 2007). Assim, inclui ações de monitoramento, inspeções e sanções por parte de autoridades públicas com o objetivo de induzir agentes regulados a obedecer à regulamentação ambiental. Mecanismos privados de *enforcement*, a exemplo de ações civis e pressão popular, não fazem parte do escopo do trabalho (exceto por uma breve referência na Seção 3.2.4).

Compliance, por sua vez, significa conformidade com determinada regra, norma ou política. Não existem palavras em português que traduzam com precisão os termos *enforcement* e *compliance*. Dessa forma, ao longo deste trabalho, quando se fizer referência à literatura internacional, esses termos serão preferencialmente utilizados em inglês. Ainda assim, em alguns trechos eles serão traduzidos por expressões como “imposição (ou fiscalização ou, ainda, controle) da política” e “conformidade com a (ou respeito às regras da) política”, sempre procurando contextualizar adequadamente o uso das expressões.

3.1. MODELOS TEÓRICOS

O monitoramento da poluição, mesmo para fontes pontuais, raramente é perfeito, pois envolve custos e as agências reguladoras invariavelmente enfrentam restrições orçamentárias e estruturais. Desse modo, firmas e indivíduos nem sempre respeitam a regulamentação ambiental. Tendo em vista que é razoável assumir que poluidores conhecem o próprio comportamento melhor do que os reguladores, é também razoável supor que os poluidores optem, algumas vezes, por violar determinada política ambiental com o objetivo de reduzir os custos de *compliance*, presumindo que são pequenas as chances de serem punidos ou de a penalidade ser severa (HELFAND et al., 2003)

A moderna análise econômica de *enforcement* e o estudo da penalidade ótima tiveram início com o trabalho de Gary Becker (1968), “*Crime and Punishment: An Economic Approach*”. O *insight* básico desse artigo seminal é que potenciais criminosos respondem à probabilidade de detecção e à severidade da sanção caso sejam detectados e punidos. Assim, os níveis de *compliance* podem ser elevados pelo aumento da probabilidade de detecção, pela majoração da pena, ou pela mudança de marcos legais de modo a elevar a probabilidade de condenação daqueles que forem flagrados violando a regulamentação. Em última instância, o modelo de Becker leva a um nível “eficiente” de crime, no qual os custos marginais de *enforcement* são equalizados com os benefícios sociais marginais da redução de crime por unidade de *enforcement* (COHEM, 1999).

O modelo de Becker foi adaptado para a área ambiental por diversos autores, mas a proposta básica de investigar o comportamento das firmas em resposta à expectativa de controle foi mantida². Em geral, os modelos econômicos tratam as multas por violação da regulamentação ambiental como qualquer outro custo associado ao negócio e assumem que os poluidores procuram minimizar a soma dos custos de *compliance* acrescida do valor esperado de eventuais penalidades. Assim, se a decisão de *compliance* é binária, como é o caso de uma regulamentação que determina às indústrias a

² Para uma extensa revisão da literatura, ver Cohem (1999) e Heyes (2000).

instalação de determinado item indivisível (a exemplo de um equipamento específico para abatimento da poluição), firmas irão optar por respeitar a regulamentação apenas se o custo de fazê-lo não for superior ao valor esperado da sanção em caso de desconformidade.

Por outro lado, se as firmas podem decidir sobre a extensão da violação – como, por exemplo, a quantidade de poluentes a ser lançada em um rio –, e se os custos de conformidade crescem com os níveis de *compliance*, a extensão da violação dependerá das propriedades marginais da função de penalidade. Esse princípio, conhecido como “princípio da detenção marginal” (*principle of marginal deterrence*) destaca a importância de se usar um esquema de sanções que crescem com a extensão da violação (STERNER e CORIA, 2012; HEYES, 2000; e POLINSKY e SHAVELL, 2007).

Em comum, modelos teóricos e estudos empíricos (ver Seção 3.3) demonstram que ações de *enforcement* são fundamentais para o sucesso de qualquer política ambiental, seja ela implementada por instrumentos de comando-controle ou de incentivo econômico. No entanto, atividades de monitoramento, inspeções e sanções envolvem custos e os recursos das agências reguladoras são limitados. Assim, é improvável que se atinja nível zero de desconformidade. Por outro lado, diversos modelos econômicos sugerem que é possível alcançar um nível ótimo de *compliance*. Nesse sentido, é importante otimizar os esforços de *enforcement* com o objetivo de obter os melhores resultados possíveis diante dos recursos disponíveis. Esse é o tema a ser abordado na seção seguinte.

3.2. ESTRATÉGIAS DE OTIMIZAÇÃO DA CAPACIDADE DE ENFORCEMENT

Autoridades ambientais podem modificar a estrutura da penalidade esperada alterando a probabilidade de detecção e/ou a gradação nominal das penas. Em outras palavras, a expectativa de controle será elevada com um endurecimento da fiscalização (realização de inspeções mais frequentes ou mais criteriosas) ou das sanções aplicadas (multas mais altas ou penas não pecuniárias mais severas, como a suspensão provisória ou definitiva da licença de operação).

Tendo em vista que ações de fiscalização e controle envolvem custos, em teoria pode-se argumentar que seria possível economizar recursos públicos

e, ao mesmo tempo, elevar os níveis de *compliance* reduzindo a probabilidade de detecção e majorando a severidade das penas. No extremo, esse *trade-off* levaria ao entendimento de que se pode maximizar o grau de conformidade dos agentes regulados mesmo que pouquíssimas violações sejam detectadas, mas desde que os responsáveis por tais violações sejam severamente punidos. Entretanto, Cohen (1999) e Sterner e Coria (2012) observam que, na prática, existem limites legais, políticos ou morais para a severidade das penas impostas. Além disso, a elevação do valor da multa pode implicar o aumento das tentativas de evasão por parte daqueles que violam a regulamentação.

Modelos simplificados usualmente trabalham com a premissa implícita de que, se o regulador detectar uma infração, ele será capaz de impor uma sanção sem ser desafiado pela firma autuada. Ou seja, uma vez flagrada em delito, não existe incerteza sobre a responsabilidade da empresa e a penalidade cabível será aplicada. Todavia, aqueles que violam a lei frequentemente investem recursos na tentativa de afastar sua responsabilidade ou evadir-se da punição. Eles podem, por exemplo, adulterar aparelhos de monitoramento, reportar dados inverídicos ou falsificar registros mandatórios, contestar autos de infração administrativa ou judicialmente ou até mesmo tentar subornar autoridades públicas.

De fato, quanto maior for o valor da pena, maiores serão os incentivos para se adotarem medidas evasivas. Isso complica o cálculo básico da sanção ótima e desafia a substituibilidade entre probabilidade de detecção e gradação da pena (COHEN, 1999; STERNER e CORIA, 2012).

Em um modelo econômico que trata os esforços evasivos de poluidores como uma variável endógena, Oh (1995) conclui que a probabilidade de detecção de infrações é o fator determinante para a eficácia de dois instrumentos regulatórios: a cobrança pela emissão de poluentes e as penalidades por emissões ilegais. Assim, apenas elevar o valor da cobrança ou da multa administrativa sem fortalecer as atividades de monitoramento e fiscalização pode incentivar a adoção de medidas evasivas e o resultado pode ser o oposto do desejado: o aumento das emissões de poluentes. Dessa forma, o autor defende que, no desenho de políticas ambientais, os mecanismos de *enforcement* devem ser reconhecidos como tão importantes quanto os

sistemas de incentivo. No seu entendimento, o “chicote” é necessário para que a “cenoura” seja eficaz.

Dessa forma, para melhorar os níveis de *compliance*, autores como Lee (1984), Oh (1995), Huang (1996), Cohen (1999) e Sterner e Coria (2012) prescrevem a diminuição do valor da multa e da taxa sobre emissões e o aumento dos esforços governamentais de *enforcement* sempre que for significativa a possibilidade de poluidores adotarem medidas evasivas. No entanto, ações de fiscalização e controle podem envolver custos relevantes. Assim, é conveniente analisar estratégias usualmente tratadas na literatura que têm o objetivo de otimizar as ações de *enforcement*, economizando recursos públicos e favorecendo o cumprimento da regulamentação.

3.2.1. AUTO-RELATO (SELF-REPORTING)

Em diversas situações, é comum que a legislação ambiental exija que agentes poluidores reportem qualquer violação de padrões de emissão ou ocorrências estocásticas de descargas de poluentes. O ato de reportar as próprias infrações, conhecido como auto-relato (*self-reporting*), é até certo ponto um substituto para os esforços governamentais de monitoramento e pode reduzir os custos de *enforcement* sem comprometer os níveis de *compliance* (COHEN, 1999).

Para estimular a prática de auto-relato, a pena aplicada aos infratores que reportam a própria infração deve ser inferior àquela aplicada quando autoridades ambientais detectam irregularidades que não foram previamente relatadas pelos agentes regulados. No entanto, para evitar a perda do efeito persuasivo da pena (o efeito “chicote”), Polinsky e Shavell (2007) argumentam que a recompensa pelo auto-relato deve ser pequena. Por exemplo: se a multa aplicada a um infrator que não reportou sua infração é de R\$ 1.000,00 (f) e a probabilidade de detecção (p) é de 10% (ou seja, apenas 10% das irregularidades são identificadas pelas autoridades ambientais), então a multa esperada (f_e) é de R\$ 100,00 ($f_e = pf$). Assim, se a multa para aqueles que relatam a própria infração for de R\$ 99,00 e os indivíduos forem avessos ou neutros em relação ao risco, será vantajoso para eles reportar as violações, e os incentivos para respeitar a regulamentação serão mantidos praticamente no mesmo nível.

Obviamente, assim como o cálculo da multa ótima é complexo no mundo real³, também não é simples determinar o valor da multa aplicável no caso de auto-relato, pois as probabilidades de detecção raramente são conhecidas com precisão. Além disso, como destacam Sterner e Coria (2012), as autoridades ambientais precisam lidar com dois tipos de possíveis infrações quando se exige dos agentes regulados a apresentação de auto-relatórios: (1) violação dos níveis de emissões, quando as firmas desrespeitam padrões estabelecidos ou quotas negociadas; (2) violação no auto-relato, quando as empresas reportam dados incorretos de emissões.

Estabelecer valores elevados para infrações ambientais pode contribuir para deter a ocorrência de irregularidades, mas também pode estimular a adoção de medidas para tentar evitar a detecção e para fraudar os auto-relatórios. Isso aponta para o *trade-off* existente entre encorajar firmas a reduzir a poluição e encorajá-las a reportar as emissões honestamente. Ao reduzir as multas por desconformidades relatadas, o regulador “compra” informação sobre o verdadeiro status de *compliance* das firmas (COHEM, 1999; STERNER e CORIA, 2012).

A obrigatoriedade de apresentação de *auto-relatórios* altera o perfil de trabalho da autoridade ambiental, que passa a ser menos sobrecarregada com ações de monitoramento e mais demandada a auditar os relatórios recebidos. Utilizando um modelo principal-agente, Malik (1993) demonstra que quando se exige o auto-relato das infrações, as firmas precisam ser inspecionadas com menor frequência, porém devem ser penalizadas com maior frequência. Assim, eventuais reduções dos custos de *enforcement* dependem dos custos relativos de inspeção e de penalização (custos administrativos para autuar infratores),

³ Polinsky e Shavell (2007) ensinam que, quando a probabilidade de detecção de um ato danoso é tomada como fixa e indivíduos são neutros ao risco, a penalidade ótima é o dano dividido pela probabilidade de detecção. Dessa forma, a pena esperada é igual ao dano provocado. Porém, a aversão ao risco tende a diminuir o valor da pena ótima. Quando a probabilidade de detecção é variável, multas relativamente altas podem ser ótimas, pois isso permite o emprego de probabilidades de detecção relativamente baixas, contribuindo para a economia de recursos públicos. Contudo, essa teoria básica fundamenta-se em premissas simplistas que dificilmente são verificadas no mundo real, a começar pela hipótese de que o dano provocado pode ser conhecido com precisão e que os infratores da norma não adotarão medidas evasivas para evitar a detecção ou a condenação caso sejam identificados.

da acuidade da tecnologia de monitoramento do órgão regulador e dos níveis desejados de esforço de abatimento da poluição.

Kaplow e Shavell (1994) trabalham com um modelo semelhante, mas assumem que o custo para impor sanções é zero (ou bastante inferior ao custo de monitoramento). Dessa forma, a exigência de auto-relato das infrações invariavelmente reduz os custos de *enforcement*, uma vez que a autoridade ambiental não necessita dispende recursos para detectar as violações que lhe são reportadas. Essa exigência também oferece uma vantagem a poluidores avessos ao risco, pois os indivíduos que relatam suas infrações enfrentam sanções certas, ao invés de estarem sujeitos ao risco de receberem penas incertas, porém mais severas, caso suas infrações sejam detectadas pela autoridade ambiental. Além disso, o auto-relato pode agilizar a comunicação a possíveis vítimas da poluição e reduzir danos ambientais, já que ações mitigatórias podem ser tomadas mais cedo.

Por fim, Burlando e Motta (2008) destacam o papel dos auto-relatórios no combate à corrupção. Sem a previsão legal do auto-relato de infrações, a autoridade ambiental pode induzir os agentes ambientais a recusar propinas oferecendo bônus àqueles que efetivamente autuam as firmas infratoras. Para que os bônus sejam eficazes, devem ser de valor superior ao da propina que os infratores estariam dispostos a oferecer. Mas o auto-relato provê uma alternativa à firma infratora: ela pode evitar pagar propina, pagando diretamente ao governo uma multa reduzida. Isso reduz o estímulo à corrupção sem a necessidade de se oferecerem bônus aos agentes governamentais (ou ao menos cria um limite para o valor da propina, que passa a ser o valor da multa reduzida por infração relatada).

3.2.2. FOCALIZAÇÃO DAS AÇÕES DE ENFORCEMENT

Harrington (1988) observou que a maior parte das fontes pontuais de poluição nos Estados Unidos tende a respeitar a regulamentação ambiental, apesar da baixa frequência com que as firmas são vistoriadas por agências governamentais e do baixo valor das multas aplicadas quando infrações são detectadas. Para explicar esse aparente paradoxo, Harrington desenvolveu um modelo que demonstra como a agência ambiental norte-americana (EPA) otimiza seus esforços de *enforcement* utilizando o histórico de *compliance* das

firmas e outras informações exógenas para aplicar níveis distintos de monitoramento e de sanção.

O autor utilizou um jogo repetitivo de *enforcement/compliance* no qual o regulador agrupa as firmas em dois grupos de acordo com o histórico recente de inspeções: o Grupo 1 consiste dos indivíduos identificados como regulares na última vistoria; o Grupo 2, dos indivíduos irregulares. Harrington trabalhou diferentes cenários nos quais o regulador pode modificar diversas variáveis, como a probabilidade de monitoramento de cada um dos grupos, a gradação da pena aplicável a infratores detectados em cada um dos grupos e a probabilidade de permitir que firmas do Grupo 2 retornem ao Grupo 1 após serem inspecionadas e consideradas regulares.

No caso mais simples, o regulador não multa firmas do Grupo 1 flagradas em delito, mas aplica a multa máxima a firmas do Grupo 2 flagradas na mesma situação. Em equilíbrio, essa estratégia leva uma firma típica a respeitar a norma em uma fração significativa do tempo, apesar de o regulador nunca aplicar-lhe multas. Além disso, os custos de *enforcement* são reduzidos quando a probabilidade de monitoramento do Grupo 1 é menor do que a probabilidade de monitoramento do Grupo 2.

Além da focalização das ações de *enforcement* baseada no histórico recente de infrações cometidas, como propôs Harrington, outros autores defendem diferentes estratégias para lidar com as restrições orçamentárias que agências governamentais invariavelmente enfrentam. Alguns, como Garvie e Keeler (1994) *apud* Cohen (1999) assumem que o objetivo do regulador deve ser a maximização dos níveis de *compliance*. Outros, como Jones e Scotchmer (1990) e Macho-Stadler e Pérez-Castrillo (2006), argumentam que a meta deve ser a maximização dos benefícios ambientais decorrentes da conformidade com a regulamentação. A primeira abordagem objetiva levar a maior quantidade possível de firmas à situação de regularidade, enquanto a última focaliza os esforços naquelas que podem apresentar melhores resultados, por exemplo, alcançando os maiores níveis de abatimento da poluição.

Garvie e Keeler (1994) *apud* Cohen (1999) analisam a questão – já discutida neste trabalho – que multas elevadas podem incentivar a adoção de medidas evasivas por parte dos infratores, acarretando custos adicionais às agências governamentais, como aqueles envolvidos na detecção de fraudes ou

na atuação em recursos administrativos ou ações judiciais impetrados pelas firmas autuadas. Assim, Garvie e Keeler recomendam a aplicação de penas menos severas e contato mais frequente entre agentes governamentais e firmas sempre que a indústria regulada tiver muito poder político ou a eventual falta de clareza do marco legal possibilitar o surgimento de inúmeras contestações jurídicas à atuação da agência reguladora. Por outro lado, pode-se trabalhar com menos intensidade de monitoramento (e conseqüentemente baixa probabilidade de detecção) e sanções mais severas quando a atividade é especialmente danosa e o regulador tem certeza de contar com apoio popular e segurança jurídica. Este é o caso, por exemplo, do tratamento dado ao descarte ilegal de resíduos perigosos (*midnight dumping*).

Já a estratégia de maximização dos benefícios ambientais focaliza as ações de fiscalização em firmas que apresentam o maior retorno ambiental (*payoff*) por unidade monetária de *enforcement* aplicado. Jones e Scotchmer (1990) argumentam que induzir a regularização de uma firma que apresenta elevados custos de *compliance* é mais difícil e, portanto, requer maiores esforços de *enforcement*. Assim, as restrições orçamentárias às quais estão sujeitas as agências governamentais automaticamente as levam a concentrar suas ações de fiscalização nas indústrias que têm os menores custos de *compliance*, pois dessa forma se alcançam resultados melhores com menos esforço de monitoramento e controle. Segundo Jones e Scotchmer, essa estratégia aproxima-se de uma abordagem ótima de maximização do benefício social líquido.

Macho-Stadler e Pérez-Castrillo (2006) chegam a resultados semelhantes quando estudam uma política de *enforcement* ótima para maximizar o abatimento da poluição por parte de firmas sujeitas à cobrança por emissões. No modelo dos autores, firmas de diferentes características têm a liberdade de decidir sobre os níveis de emissões e sobre os valores reportados em auto-relatórios, os quais servem de base de cálculo para o tributo devido. Os autores concluem que é ótimo direcionar os recursos de *enforcement* prioritariamente às firmas mais fáceis de fiscalizar e àquelas que valorizam menos a poluição, ou seja, aquelas que têm os menores custos de abatimento da poluição. De todo modo, a menos que o orçamento para monitoramento

seja muito grande, sempre haverá firmas que atendem o objetivo ambiental e outras que não o atendem.

Finalmente, Coria e Villegas-Palacio (2013) analisam o papel da focalização das ações de *enforcement* no âmbito de um sistema de taxas sobre emissões de poluentes, quando o regulador deseja minimizar as emissões por meio do estímulo à adoção de tecnologias limpas. Como será visto no Capítulo 4, um dos principais benefícios da tributação ambiental é o incentivo constante que ela provê para a adoção de novas tecnologias capazes de promover maiores níveis de abatimento da poluição a custos mais baixos. Em outras palavras, as firmas irão modificar seus processos produtivos ou adotar novos equipamentos para reduzir suas emissões sempre que os custos envolvidos na inovação forem inferiores ao tributo que deixarão de pagar. Contudo, uma vez que monitoramento e *enfocement* são imperfeitos, existe a possibilidade de as firmas sub-reportarem suas emissões, o que reduz o estímulo para a adoção de novas tecnologias.

Partindo das premissas que o órgão regulador deseja minimizar as emissões agregadas e que a disseminação de tecnologias limpas serve a esse propósito, Coria e Villegas-Palacio (2013) desenvolveram um modelo teórico e o testaram em experimentos de laboratório para demonstrar que o regulador pode acelerar o processo de adoção de novas tecnologias por meio de uma espécie de “negociação regulatória”, a qual consiste em reduzir a probabilidade de fiscalização de firmas que passarem a utilizar a tecnologia definida. As autoras concluem que a estratégia de focalizar os esforços de *enforcement* em firmas relutantes em aderir ao uso de tecnologias limpas pode levar à redução das emissões agregadas mesmo que fatores políticos limitem o valor da taxa sobre as emissões. Ou seja, para determinado nível de tributação que seja politicamente viável, é possível maximizar os níveis de abatimento da poluição com uma estratégia de focalização de *enforcement* que induz a adoção de tecnologias mais limpas.

3.2.3. INFRATORES REINCIDENTES E SANÇÕES PROGRESSIVAS

As legislações penal, civil e ambiental usualmente estabelecem sanções progressivas em caso de crimes ou infrações reincidentes. Polinsky e Shavell (2007) explicam por que essa política é socialmente desejável. Segundo os autores, estabelecer penas com base no histórico de violações é benéfico por

duas razões: (1) essa estratégia cria um incentivo adicional para não se infringir a lei. Se a detecção de uma infração implica não apenas uma sanção imediata, mas também uma pena mais severa em uma futura ofensa, o indivíduo será mais fortemente coibido a não desrespeitar a norma legal no presente⁴. (2) tornar as penas dependentes do histórico de violações permite à sociedade tirar vantagem sobre informações a respeito da periculosidade dos indivíduos e da necessidade de detê-los. Indivíduos ou firmas com histórico de infrações anteriores podem ter maior propensão a cometer novas violações. Assim, pode ser desejável impor-lhes sanções mais severas com o objetivo de contê-los mais intensamente. Em alguns casos, pode ser justificável, inclusive, impor-lhes penas de detenção, no caso de indivíduos, ou de interdição ou embargo definitivo, no caso de empresas, de modo a impedi-los de provocar danos futuros.

3.2.4. ESTRATÉGIAS ALTERNATIVAS DE MONITORAMENTO E ENFORCEMENT

Swierzbinski (1994) propõe um sistema depósito-reembolso para aliviar alguns dos problemas associados aos elevados custos de monitoramento. Nesse sistema, as firmas devem inicialmente auto-relatar suas emissões e pagar uma taxa sobre a quantidade de poluentes emitida. Com alguma probabilidade positiva conhecida, os auto-relatórios são posteriormente auditados. Ou seja, a agência governamental avalia uma amostra dos auto-relatórios recebidos, comparando-os com dados de medições realizadas pelo próprio regulador. Caso seja constatado que a firma relatou dados corretos, ela receberá uma recompensa financeira (parte do depósito será reembolsada). Se, ao contrário, restar comprovado que a firma sub-reportou suas emissões, ela será penalizada, além de ser obrigada a recolher o tributo sonegado. Essa proposta reduz os custos governamentais de monitoramento, transferindo-os aos setores regulados. Tendo em vista que é plausível assumir que as empresas podem monitorar suas próprias emissões a custos menores que os incorridos pela agência reguladora, essa transferência é socialmente desejável.

⁴ Polinsky e Shavell (1998) e Miceli e Bucci (2005) (ambos em POLINSKY e SHAVELL, 2007) e Stranlund (2007) *apud* Sterner e Coria (2012) explicam por que punir todas as ofensas em um valor máximo é uma estratégia inferior a punir as primeiras ofensas com gradação menor e as seguintes de forma mais severa.

Por último, Cohen (1999) avalia o papel exercido pela divulgação de informações e pela força do mercado como ferramentas auxiliares de *enforcement*. O autor observa que a informação de que determinada empresa foi condenada por violar leis ambientais pode interessar a acionistas e credores da firma, pois sanções monetárias e determinações para recuperar áreas degradadas ou compensar passivos ambientais podem afetar o valor das ações ou a percepção de risco de crédito da firma.

Preferências dos consumidores por qualidade ambiental e pressões da comunidade também exercem importante influência nos níveis de *compliance* de determinada indústria ou setor econômico. Isso explica, em parte, por que empresas em países desenvolvidos usualmente são menos “sujas” que suas contrapartes em países em desenvolvimento. Níveis mais elevados de renda e educação elevam a demanda por qualidade ambiental, forçando as indústrias a tratar questões relacionadas ao meio ambiente de forma mais séria (STERNER e CORIA, 2012).

Essa tendência tem levado diversas companhias a buscar o apoio de consultorias e auditorias independentes, com o objetivo de obter diferentes tipos de certificação ambiental. Nesse caso, em particular, existe controvérsia se os achados das auditorias ambientais devem ser divulgados ao público, ou não. Grande parte das empresas argumenta que, se houver obrigatoriedade de divulgação dos resultados, elas certamente farão menos auditorias internas, o que impactará negativamente os níveis de *compliance*. Contudo, Mishra et al. (1997) defendem que, se o governo tiver acesso aos relatórios da auditoria ambiental, ele poderá utilizar os achados para subsidiar o planejamento de suas ações de *enforcement* a fim de induzir as firmas a respeitar a regulamentação vigente.

De todo modo, parece haver consenso de que a divulgação de informações acerca da regularidade ambiental das empresas, ao menos daquelas obtidas pelas ações de fiscalização da própria agência reguladora, pode contribuir para que a força do mercado atue no sentido de elevar os níveis de *compliance*, reduzindo a necessidade de esforço governamental.

Contudo, o esforço necessário para impor a obediência à regulamentação ambiental depende, em última instância, de fatores culturais, sociais e políticos. Em locais onde poluidores seguem obedientemente as

normas, a despeito de penalidades insignificantes e de estarem sujeitos a pouco ou nenhum monitoramento, políticas simples podem ser suficientes. Em outros locais, adotar políticas assim seria ingênuo. Formuladores de política pública devem considerar, em cada caso, os efeitos de longo prazo das novas regulamentações e dos instrumentos de política adotados sobre as atitudes da população. Legislações desarrazoadas podem cair em descrédito e enfraquecer a cultura geral de cumprimento da lei (STERNER E CORIA, 2012).

3.3. ESTUDOS EMPÍRICOS⁵

Em geral, estudos empíricos sobre *enforcement* analisam duas questões básicas: (1) “como as agências governamentais impõem o respeito à regulamentação?” e (2) “incrementos nos esforços de *enforcement* levam a melhorias nos níveis de *compliance* e na qualidade do meio ambiente?”. A primeira pergunta é basicamente descritiva e procura esclarecer se o governo focaliza as ações de fiscalização e controle e se existe preocupação com a eficiência e os resultados dessas ações. A segunda questão frequentemente implica prescrições acerca de políticas públicas, como a recomendação de elevar ou reduzir os esforços de monitoramento e a gradação das penas. No entanto, Cohen (1999) alerta para os riscos relacionados à generalização das conclusões, pois cada estudo empírico é limitado ao escopo dos dados e às escolhas feitas pelas autoridades regulatórias naquele caso concreto.

De todo modo, os achados de estudos empíricos geralmente comprovam as conclusões da literatura teórica sobre *enforcement* e *compliance*. Por exemplo, Gray e Deily (1996), a partir de dados de poluição do ar da indústria siderúrgica norte-americana, evidenciam as interações esperadas: mais *enforcement* leva a mais *compliance*; e mais *compliance* resulta em menos *enforcement*, pois os reguladores exercem menos pressão sobre firmas supostamente em conformidade com a regulamentação. Reguladores também tendem a exercer menos controle sobre firmas em

⁵ Esta seção baseia-se principalmente em estudos realizados nos Estados Unidos, uma vez que a maior parte da literatura empírica disponível foi produzida nesse país. De todo modo, alguns trabalhos empíricos que tratam de *enforcement* e *compliance* no uso de instrumentos econômicos para controle da poluição hídrica em países em desenvolvimento serão apresentados no Capítulo 4.

dificuldades financeiras e mais controle sobre firmas que produzem grande quantidade absoluta de poluição, independentemente do status de *compliance*.

Em um artigo mais recente, Gray e Shimshack (2011) fazem uma ampla revisão da literatura empírica a fim de obter evidências sobre a relação entre a ação dos órgãos ambientais, o status de conformidade dos agentes regulados e os níveis de emissão de poluentes. Os autores focam principalmente em estudos norte-americanos que avaliam a detenção de violações às regulamentações de controle da poluição do ar (*Clean Air Act* – CAA) e da água (*Clean Water Act* – CWA) e a detenção de descartes ilegais de resíduos perigosos e de infrações às normas de segurança e saúde do trabalho. Em todos os casos, Gray e Shimshack observaram que ações de monitoramento, fiscalização e controle influenciaram positivamente os níveis de *compliance*.

Em matéria de recursos hídricos, os autores citam, entre outros, os trabalhos de Magat e Viscusi (1990) e Shimshack e Ward (2005 e 2008). O primeiro estudo explora o impacto das inspeções realizadas pela EPA na indústria de papel e celulose entre os anos 1982 e 1985. Magat e Viscusi concluíram que a probabilidade de determinada fábrica estar em situação irregular no que diz respeito às normas de controle da poluição hídrica era duas vezes superior entre as unidades que não haviam sido vistoriadas recentemente. Além disso, em média, cada inspeção reduziu em aproximadamente 20% as descargas subsequentes de poluentes.

Shimshack e Ward (2005) analisaram as medidas adotadas por 217 plantas industriais de papel e celulose em resposta à aplicação de multas e outras ações regulatórias entre 1988 e 1996. Eles observaram que cada multa adicional induziu a uma redução de aproximadamente 66% na taxa de violações à norma CWA no ano seguinte à aplicação da pena. Por outro lado, sanções não monetárias não ocasionaram impacto perceptível. Em um estudo posterior (Shimshack e Ward, 2008), os autores analisaram as descargas relativas ao invés do status de *compliance* para 251 fábricas de papel e celulose no período de 1990 a 2004. Esse trabalho constata que as descargas de poluentes em todo o estado caíram cerca de 7% no ano seguinte à aplicação de uma multa a qualquer uma das unidades instaladas no estado.

Os estudos de Shimshack e Ward (2005 e 2008) enfatizam as distinções entre detenção específica e genérica. A primeira refere-se à extensão das

reduções em violações à regulamentação ambiental verificadas em determinada firma após ela ter sido inspecionada ou penalizada. Detenção genérica, por sua vez, está relacionada à extensão com que os efeitos das ações de *enforcement* em determinada firma repercutem em outras empresas.

Shimshack e Ward demonstraram que os impactos das ações de fiscalização e controle em fábricas vizinhas às firmas autuadas eram quase tão fortes quanto aqueles verificados na própria unidade autuada. Todavia, os autores observaram que os efeitos da detenção genérica usualmente restringem-se às fronteiras estaduais de atuação do órgão regulador. Ou seja, não se verificou melhoria no status de *compliance* de fábricas próximas a unidades vistoriadas em estados fronteiriços. Isso sugere que o alcance da detenção genérica está limitado à jurisdição e à reputação do regulador (GRAY e SHIMSHACK, 2011).

É interessante observar que as detenções específica e genérica podem levar a uma situação de *overcompliance*. Em geral, economistas veem as ações de *enforcement* como uma ferramenta necessária para assegurar a conformidade com a regulamentação, seja pelo atendimento a determinado padrão geral ou a quotas negociadas, seja pelo auto-relato fidedigno de emissões que serve de base de cálculo para o tributo ambiental devido. Entretanto, Shimshack e Ward (2008) demonstraram que as ações de fiscalização e controle da EPA foram capazes de induzir não apenas a detenção de violações à norma, mas também de levar indústrias a reduzir suas emissões a níveis significativamente inferiores ao limite legal. E esse comportamento é economicamente racional, quando as empresas estão sujeitas a descargas estocásticas, ou múltiplos poluentes resultam conjuntamente de seus processos produtivos. Assim, em momentos nos quais as firmas percebem um endurecimento da fiscalização ambiental, elas reduzem suas emissões abaixo do limite legal de modo a diminuir o risco de violação acidental do limite de um ou de vários dos poluentes emitidos. De fato, os autores observaram que a maior parte dos efeitos ambientais decorrentes das multas aplicadas por violações aos limites de poluição hídrica foi causada por empresas que reduziram os lançamentos de efluentes bem abaixo dos padrões estabelecidos, e não por aquelas que apenas buscavam se enquadrar a esses padrões.

Outros estudos empíricos demonstram a relação existente entre ações de *enforcement* e investimentos em tecnologia de abatimento. Seldon *et al.* (1994) *apud* Heyes (2000) demonstram que cada dólar adicional no orçamento da EPA dedicado à fiscalização e controle implica um acréscimo entre US\$ 2,66 e US\$ 4,20 de investimentos privados em equipamentos de redução da poluição nos quatorze principais setores industriais norte americanos.

Por outro lado, diferentes estudos sobre a focalização das ações de *enforcement* com base no histórico de violações das firmas reguladas apresentam resultados em direções distintas. Alguns trabalhos apontam evidências de que agências governamentais tendem a concentrar seus esforços de fiscalização e controle sobre indústrias que têm maior probabilidade de cometer infrações e que essa estratégia é ótima, pois é capaz de economizar recursos públicos e maximizar os níveis de *compliance* (HELLAND, 1998; ROUSSEAU, 2007). Porém, Shimshack e Ward (2008) demonstraram que os maiores abatimentos de emissões foram alcançados por fábricas que usualmente cometiam poucas violações. Assim, focalizar as ações de *enforcement* exclusivamente em infratores reincidentes pode ser contra produtivo. Infratores frequentes podem ter custos de *compliance* mais elevados e, portanto, é menos provável que respondam a contento às ações de fiscalização. Além disso, o órgão regulador necessita dispender mais recursos para manter elevada a expectativa de controle junto a esses infratores, na medida em que se devem aplicar mais advertências e punições a esses indivíduos e firmas do que àqueles que normalmente cometem menos infrações. Desse modo, Gray e Shimshack (2011) sugerem que, mesmo que se opte pela focalização dos esforços de *enforcement*, algum nível de fiscalizações diversas e aleatórias deve ser mantido para alcançar melhores resultados.

3.4. IMPLICAÇÕES PARA POLÍTICAS PÚBLICAS

A literatura teórica e as evidências empíricas sugerem que monitoramento, fiscalização e controle são fatores determinantes para o combate da poluição e para a melhoria do desempenho ambiental dos agentes privados. Ações de *enforcement* geram substanciais níveis de detenção específica, reduzindo futuras violações nas firmas inspecionadas. Geram

também detenção geral, contribuindo para a redução de infrações de firmas que nem mesmo foram auditadas. Além disso, ações de *enforcement* são capazes de incentivar a promoção de significativos níveis de abatimento da poluição, mesmo entre indústrias em situação de regularidade ambiental.

Gray e Shimshack (2011) também observam que o efeito de detenção é mais significativo quando a regulamentação ambiental “morde”, ou seja, quando existe previsão legal de aplicação de penalidades às firmas infratoras e quando essas ameaças são efetivamente cumpridas. Assim, os autores prescrevem incrementos pequenos e contínuos nos esforços de *enforcement* com o objetivo de alcançar melhorias na qualidade do meio ambiente. Desde que os padrões ambientais não sejam exageradamente rígidos e os custos de monitoramento, fiscalização e controle sejam moderados, as mudanças de comportamento dos agentes regulados promovidas pelo fortalecimento das atividades de *enforcement* podem trazer grandes benefícios sociais.

Os autores ainda levantam a hipótese de que os atuais custos incrementais de *compliance* podem ser pequenos, pelo menos nos casos dos poluentes e indústrias mais comumente estudados pela literatura. As sanções são pouco frequentes em relação à quantidade de infrações verificadas e as multas tendem a ser pequenas em relação aos valores autorizados em lei. Ainda assim, a penalidade marginal parece induzir grandes e rápidas melhorias na regularidade ambiental. Isso sugere que as indústrias passam a destinar maior atenção à manutenção de equipamentos, à eficiência operacional e ao treinamento de funcionários após a visita de agentes governamentais e durante períodos de controle mais rígido. E essas medidas não requerem grandes investimentos, como aqueles demandados pela instalação de sofisticados equipamentos de controle da poluição.

4. A COBRANÇA PELO LANÇAMENTO DE EFLUENTES

Este capítulo avalia a cobrança pelo lançamento de efluentes como ferramenta que tem por objetivo o controle da poluição hídrica. O capítulo procura ir além dos conceitos e propriedades do instrumento usualmente discutidos em livros-texto e apresenta os desafios de desenho e implementação enfrentados na prática, especialmente por países em desenvolvimento. As seções 4.4, 4.5 e 4.6 chamam atenção para as dificuldades encontradas para impor o respeito à cobrança, mas não sugerem que os desafios de *enforcement* de instrumentos de comando-controle são necessariamente menores. Ao contrário, impor padrões de emissões pode ser tão complexo quanto impor a cobrança por emissões (ver Seção 4.1).

O capítulo trata inicialmente das propriedades tipicamente atribuídas ao instrumento pela economia ambiental neoclássica (Seção 4.1). A Seção 4.2 analisa desafios técnicos que devem ser superados para que se alcancem resultados ótimos e as seções seguintes (4.3 e 4.4) tratam de desafios políticos e institucionais, os quais muitas vezes minam a eficácia do instrumento. Em seguida, são apresentadas experiências de países em desenvolvimento no uso de instrumentos de incentivo econômico (Seção 4.5). Apesar de o foco dessa seção ser a cobrança pelo lançamento de efluentes, alguns exemplos relevantes de uso de outros instrumentos econômicos de gestão ambiental também serão apresentados. A Seção 4.6 conclui o capítulo e sumariza as lições aprendidas a partir da experiência internacional.

4.1. CARACTERÍSTICAS DO INSTRUMENTO ECONÔMICO

A cobrança pela descarga de efluentes é um tipo de tributo ambiental no qual as fontes poluidoras devem pagar determinado preço por carga de poluentes lançada, fazendo com que seja vantajoso a elas reduzir os lançamentos até o ponto em que o custo marginal de abatimento seja igual ao valor do tributo. Idealmente, a taxa deveria coincidir com o preço sombra da poluição, ou seja, com o dano marginal imposto à sociedade, levando a poluição a um nível ótimo (MUELLER, 2012; STAVINS, 2003). Entretanto, como será demonstrado na Seção 4.2, a complexidade do cálculo do preço sombra da poluição dificulta a aplicação de um imposto *pigouviano* clássico no

mundo real. Ainda assim, tributos ambientais têm diversas propriedades que fazem deles importantes instrumentos de política ambiental, como destacam Bohm e Russell (1985), Blackman e Harrington (2000), Stavins (2003), Blackman, 2009, Fullerton *et al.* (2010) e Sterner e Coria (2012):

Custo-efetividade e interferência mínima com decisões privadas: Ao invés de igualar níveis de poluição entre diferentes firmas por meio de padrões uniformes de emissão, a cobrança pelo lançamento de efluentes – assim como outros instrumentos de incentivo econômico – equaliza o montante incremental que as firmas dispõem para reduzir a poluição. Ou seja, equaliza o custo marginal de abatimento. Dessa forma, provê incentivos para que as maiores reduções sejam implementadas pelas empresas que possam fazê-lo ao menor custo. Assim, é possível alcançar qualquer nível desejado de redução da poluição ao menor custo para a sociedade. Em outras palavras, uma vez estabelecida a meta ambiental, a solução é atingida de forma custo-efetiva.

Para que abordagens baseadas em comando-controle alcançassem o mesmo resultado, seria necessário estabelecer diferentes padrões de acordo com as curvas de custo marginal das diversas fontes poluidoras. Portanto, seria preciso que os reguladores conhecessem os custos de redução da poluição de cada firma, o que é, na prática, inviável.

Outro ponto a influenciar a custo-efetividade dos instrumentos de incentivo econômico é o fato de eles deixarem cada firma livre para escolher o meio de menor custo para reduzir suas próprias emissões, ao contrário do que ocorre com instrumentos de comando-controle, os quais direta ou indiretamente determinam o uso de algum método ou tecnologia de controle de poluição⁶.

Incentivos dinâmicos: Tributos ambientais diretos promovem um contínuo incentivo financeiro à adoção de meios mais eficientes para abatimento da poluição, uma vez que a firma sempre poderá lucrar mais se reduzir suas emissões, passando, assim, a pagar menos taxas, desde que

⁶ Apesar de padrões de emissões não obrigarem explicitamente o uso de determinada tecnologia, eles criam, na prática, fortes incentivos para que as firmas utilizem apenas tecnologias homologadas. Nos Estados Unidos, os padrões para emissão de poluentes e descarga de efluentes são estabelecidos com referência na capacidade de abatimento de tecnologias específicas. Assim, firmas que desejam minimizar o risco de violar esses padrões utilizam as tecnologias que os fundamentam (BLACKMAN e HARRINGTON, 2000).

tecnologias de abatimento de custo suficientemente baixo estejam disponíveis. Cria-se, dessa forma, um estímulo de longo prazo para a inovação e disseminação de tecnologias de controle da poluição que têm custo marginal inferior ao valor da taxa.

Instrumentos de comando-controle podem, ao contrário, inibir investimentos em inovação, devido ao risco de a tecnologia desenvolvida não ser aprovada pelo órgão regulador. Nesse tipo de regulamentação, que muitas vezes é negociada caso a caso, as firmas também podem ter o receio de que qualquer tentativa voluntária de redução das emissões poderia levar o regulador a adotar padrões mais rígidos no futuro, o que acaba desencorajando iniciativas dessa natureza.

Necessidade informacional e risco de captura regulatória: Como visto, políticas baseadas em comando-controle requerem diferentes montantes de redução da poluição por diferentes empresas para minimizar os custos totais de abatimento (em outras palavras, o estabelecimento de padrões uniformes não é custo-efetivo). Isso tipicamente exige negociação firma a firma acerca de procedimentos e tecnologias de abatimento. Essa dificuldade, além de elevar os custos administrativos de formulação e execução da política, faz com que os reguladores se tornem dependentes dos agentes regulados para levantar os custos individuais de redução da poluição. Assim, as firmas controlam um elemento chave do processo regulatório e podem cobrar um preço do regulador por sua cooperação, na forma de metas de abatimento menos rígidas ou outras vantagens individuais, prejudicando a eficácia da política.

Por outro lado, tributos ambientais uniformes, em teoria, alcançam uma distribuição custo-efetiva de redução da poluição prescindindo de negociação individual. Todas as firmas estão sujeitas à mesma taxa por unidade de poluente emitida e o regulador não necessita levar em consideração circunstâncias individuais de cada uma delas. Assim, as empresas têm poucas chances de negociar termos mais favoráveis a elas, e tanto os riscos de captura regulatória como os custos administrativos relacionados à necessidade informacional são consideravelmente reduzidos.

Flexibilidade: Em comparação a instrumentos de comando-controle, tributos ambientais podem mais facilmente se adaptar a mudanças, como o

surgimento de novas informações, a disponibilização de novas tecnologias e alterações no padrão de uso de recursos naturais ou em outras variáveis econômicas. Em um sistema baseado em comando-controle, o regulador usualmente define uma série de diferentes regras para diferentes tipos de indústria. Para alterar padrões de qualidade ambiental ou para facilitar a adoção de novas tecnologias de controle da poluição, o regulador pode necessitar alterar diversas normas e enfrentar o custo político de ter que renegociá-las com inúmeros atores. Em contraste, em um sistema baseado no uso de tributo ambiental, o regulador tipicamente define uma única taxa que se aplica a todas as indústrias, deixando-as livres para tomar decisões sobre a tecnologia de controle da poluição que melhor lhes convier. Em teoria, para alterar o padrão de qualidade ambiental ou se adaptar a variações no cenário econômico, tudo o que o regulador precisa fazer é modificar o valor do tributo.

Facilidade de monitoramento e imposição da política: Como visto no Capítulo 3, verificar se as fontes poluidoras estão pagando o tributo por emissões correto e penalizar aquelas em situação irregular é um problema complexo. Mas não é simples comparar os desafios envolvidos com monitoramento e *enforcement* de instrumentos de comando-controle com os de tributos ambientais diretos ou de outros instrumentos de incentivo econômico. Sobre esse ponto, diferentes autores apresentam diferentes pontos de vista. Bohm e Russel (1985) argumentam que monitorar tributos por emissões não é mais difícil do que verificar a conformidade com padrões de emissões. Já para Malik (1992), instrumentos econômicos podem, em determinados casos, apresentar custos agregados de fiscalização e controle superiores àqueles apresentados por instrumentos de comando-controle. E Blackman e Harrington (2000) entendem que, quando fatores institucionais ou econômicos limitam a capacidade de monitoramento e *enforcement* de órgãos ambientais, como é comum em países em desenvolvimento, o uso de instrumentos regulatórios indiretos (e.g. estabelecimento de padrões tecnológicos, tributação de insumos ou produtos do processo produtivo) pode ser mais eficaz do que a imposição de tributos sobre emissões (ou o estabelecimento de padrões de emissões). De fato, é mais simples para o regulador fiscalizar a disponibilidade de determinado equipamento de abatimento, como filtros de ar e sistemas de

tratamento de efluentes, do que mensurar a carga de poluentes lançada no ar ou na água.

Os desafios relacionados ao monitoramento e *enforcement* da cobrança pelo lançamento de efluentes serão abordados em mais detalhes nas Seções 4.2 e 4.4 e no Capítulo 6 deste trabalho.

Possibilidade de geração de receitas: Ao contrário dos instrumentos de comando-controle, tributos ambientais geram receita, cuja aplicação pode ser vinculada a investimentos ambientais^{7,8}. No caso da cobrança pelo uso de recursos hídricos, é comum a aplicação dos valores arrecadados em investimentos públicos ou privados buscando melhorias na quantidade ou qualidade da água na bacia hidrográfica onde ocorreu a cobrança.

Apesar de potenciais prejuízos à eficiência alocativa em termos de finanças públicas, a destinação das receitas aos contribuintes que pagaram o tributo – a exemplo de empréstimos subsidiados para investimento em tecnologia de abatimento da poluição – ou à região que sofre os efeitos da externalidade negativa associada à poluição pode elevar a aceitação pública do instrumento. Ainda assim, alguns estudiosos levantam preocupações sobre a previsibilidade e estabilidade das receitas oriundas de tributos ambientais, pois a mudança de comportamento dos agentes poluidores pode afetar o nível geral de arrecadação. Todavia, Fullerton *et al.* (2010) acreditam que esse problema é

⁷ Sistemas Depósito-Reembolso (SDR), nos quais consumidores pagam um depósito na compra de produtos potencialmente poluidores, o qual é reembolsado quando o produto ou sua embalagem é devolvido para reciclagem ou disposição final, também geram receita. No entanto, Stavins (2003) considera o SDR como sendo um caso especial de tributo ambiental. Licenças negociáveis também podem gerar receita, se as quotas forem inicialmente vendidas. Porém, na maioria dos casos, opta-se pela distribuição inicial das quotas às firmas já estabelecidas – em um processo conhecido como *grandfathering* –, com o objetivo de reduzir a oposição ao instrumento.

⁸ A receita oriunda de tributos ambientais também pode ser utilizada no âmbito de uma reforma do sistema tributário, visando substituir a receita de impostos de outras áreas – como trabalho, investimento e consumo – em uma política fiscal neutra. Trata-se da teoria do “duplo dividendo”, segundo a qual tributos ambientais não apenas induzem a melhorias na qualidade do meio ambiente (o primeiro dividendo), mas também são capazes de gerar grandes volumes de receita. Dessa forma, os governos poderiam reduzir as alíquotas de outros tributos sem comprometer os níveis gerais de arrecadação e de gastos públicos. Tendo em vista que a tributação do trabalho, do investimento e do consumo tem a tendência de causar efeitos distorcivos na economia, a redução de impostos nessas áreas é geralmente vista como benéfica e corresponde ao segundo dividendo da tributação ambiental. Contudo, a teoria do duplo dividendo foge ao escopo deste trabalho. Para uma revisão da literatura teórica e empírica sobre essa teoria, ver Markandya (2005) e Fullerton *et al.* (2010).

superestimado. A arrecadação de qualquer tributo está sujeita a eventuais mudanças de comportamento dos contribuintes, e tributos ambientais baseados em demandas inelásticas, como energia ou consumo de água, podem ser menos vulneráveis do ponto de vista fiscal do que outros impostos.

Contudo, Bohm e Russell (1985) alertam para o risco de que, quando se usa a tributação ambiental exclusivamente como fonte de receita para projetos de melhoria da qualidade ambiental – a exemplo de obras públicas ou subsídios para a instalação de equipamentos de abatimento da poluição –, esses projetos podem passar a ser, na prática, o objetivo da política. Assim, as mudanças na qualidade do meio ambiente produzidas por esses projetos acabam sendo simplesmente acatadas, mesmo que sejam insatisfatórias. Ou seja, priorizar a arrecadação em detrimento da mudança de comportamento embute o risco de focalizar os meios ao invés dos resultados da política.

4.2. DESAFIOS TÉCNICOS

Uma das principais condições para que o tributo ambiental seja eficiente no controle da poluição é a igualdade entre o valor do tributo e o dano marginal social provocado pela poluição. Em outras palavras, para que seja possível reduzir a emissão de poluentes a níveis ótimos do ponto de vista social, é preciso impor uma taxa por unidade de poluição emitida de valor igual ao dano marginal por ela provocado. Porém, Sterner e Coria (2012, p. 73) observam que o cálculo desse dano é complexo devido às características de bem público do meio ambiente e a limitações no conhecimento acerca dos múltiplos serviços ambientais prestados pelos ecossistemas (como, em geral, não existem preços de mercado para os bens ambientais, um ramo da economia ambiental dedica-se à valoração econômica desses bens).

Reconhecendo a dificuldade de, na prática, calcular o dano marginal social da poluição, Baumol e Oates (1971) sugerem que se adotem padrões ambientais fixados de forma exógena e, em seguida, imponha-se um conjunto de taxas suficiente para atingir a meta de qualidade ambiental definida. Os valores dos tributos seriam definidos por tentativa e erro, monitorando indicadores ambientais e realizando sucessivos ajustes nas alíquotas de forma a aproximar o nível de poluição à meta estabelecida (BAUMOL, 1972). Entretanto, Sterner e Coria (2012) consideram que essa abordagem pode ser

inadequada, em particular quando os investimentos em redução das emissões têm custo elevado, pois estabilidade no longo prazo é importante para que uma política não imponha ônus indevidos a agentes privados. Os autores ainda argumentam que a fixação exógena de padrões ambientais – a menos que realizada por ecologistas e engenheiros com base em critérios que levam em consideração a irreversibilidade de danos ambientais e a resiliência dos ecossistemas – pode ser tão arbitrária quando a fixação de uma taxa ótima baseada exclusivamente em uma estimativa financeira de com quanto as indústrias poderiam arcar.

Outro importante desafio técnico é o fato de que um sistema eficiente de tributos ambientais para controle da poluição hídrica deve levar em consideração a distribuição espacial dos lançamentos. Isso porque os danos ambientais provocados pela poluição são altamente dependentes da localização geográfica da fonte dos lançamentos. Diferentes pontos de um mesmo ecossistema podem apresentar distintas vulnerabilidade e capacidade de diluição, de transporte ou de difusão dos poluentes. Da mesma forma, a demanda pela qualidade da água varia de região para região. Algumas áreas destinadas à recreação ou à conservação da biodiversidade podem exigir qualidade de água muito superior àquela esperada de trechos de rios em zonas urbanas ou destinados prioritariamente à navegação. Boyd (2003) argumenta que, por essas razões, um sistema uniforme de taxas pode não satisfazer aos objetivos de qualidade, ou – colocado de outra forma –, se usado para alcançar os objetivos de qualidade, pode não minimizar os custos agregados de redução da poluição.

Na mesma linha, Bohm e Russell (1985) demonstram que, em um modelo econômico mais realista, que leve em consideração a distribuição espacial de lançamentos – ou seja, que contemple múltiplas fontes de poluição e múltiplos pontos de monitoramento –, não existe qualquer possibilidade prática de se estabelecer uma taxa uniforme ótima por tentativa e erro. Em um sistema de taxa uniforme, não seria possível alcançar simultaneamente o padrão ambiental definido para cada um dos pontos de monitoramento. Para que o padrão não seja violado em determinado ponto, a qualidade ambiental em outro ponto deve inevitavelmente estar acima daquela exigida para o local, minando a custo-efetividade da solução.

Um sistema ótimo de cobrança por lançamentos dependeria de cálculos de taxas individuais, o que afetaria diretamente as vantagens ligadas à flexibilidade e à baixa necessidade informacional atribuídas ao instrumento (BOHM e RUSSELL, 1985).

Um terceiro importante desafio técnico é o controle da poluição difusa, originária de fazendas, estradas e pequenas fontes de poluição não diretamente reguladas. Tributar fontes de poluição difusa é consideravelmente mais complicado do que tributar fontes pontuais de poluição, como grandes indústrias, grandes centros comerciais ou instalações públicas de saneamento básico. A presença de múltiplos pequenos poluidores em um único corpo hídrico, de assimetrias de informação, de complexos processos que determinam como e para onde os poluentes se deslocam e de fatores ambientais estocásticos – como o clima – pode elevar proibitivamente os custos para monitoramento das emissões de poluentes. Nesses casos, economistas têm recomendado que se tributem os insumos ou produtos da atividade poluidora, e não diretamente a poluição emitida. Por exemplo, é muito mais prático taxar as vendas de fertilizantes e pesticidas do que o escoamento desses produtos para o meio ambiente (BOYD, 2003; OLMSTEAD, 2010).

4.3. DESAFIOS POLÍTICOS

A cobrança pelo lançamento de poluentes frequentemente levanta discussões políticas relacionadas a problemas distribucionais e argumentos éticos. A distribuição dos custos e benefícios da política nem sempre é clara e pode fomentar a oposição tanto de agentes poluidores como de grupos ambientalistas. Os primeiros usualmente alegam que a elevação dos custos de produção pode afetar a competitividade da indústria tributada, na medida em que eles competem com firmas instaladas em localidades não sujeitas à tributação ambiental. Além disso, podem duvidar que os resultados de uma política ambiental baseada em tributos seriam diferentes daqueles alcançáveis por meio de um instrumento de comando-controle, que supostamente lhes custaria menos⁹.

⁹ Para uma discussão mais ampla acerca da economia política relacionada à formulação de políticas ambientais, ver Oates e Portney (2003).

Uma resposta a esse tipo de objeção é a utilização das receitas decorrentes do tributo ambiental para subsidiar investimentos privados em tecnologia de abatimento ou programas governamentais de melhoria da qualidade do meio ambiente. Quanto à possibilidade de utilizar tais receitas para compensar diretamente as vítimas da poluição, economistas tendem a concordar que essa não seria uma boa estratégia, a despeito do apelo político da proposta. Os poluidores deveriam, em princípio, pagar taxas de valor igual ao dano marginal social provocado, o que os levaria a reduzir suas emissões a um nível ótimo. Porém, as vítimas da poluição residual não devem ser compensadas, para que não sejam incentivadas a aumentar sua exposição à poluição a fim de receber compensações financeiras adicionais (BOHM e RUSSELL, 1985).

Bohm e Russell (1985) observam que diversas questões éticas surgem porque a poluição é vista, na maioria das vezes, como algo intrinsecamente errado, e não moralmente neutro. Por isso, muitas pessoas acreditam que a política ambiental deveria estigmatizar a poluição como um crime contra a natureza ou contra a saúde pública. Segundo essa visão, uma abordagem de comando-controle, apoiada por sanções criminais, tem grande apelo popular. Por outro lado, um sistema de taxas sobre emissões pode parecer imoral, por trazer a mensagem de que se pode comprar poluição da mesma forma que se compram força de trabalho e outros insumos de produção.

A interferência mínima com interesses privados, pela qual se transfere às firmas a escolha do método de abatimento da poluição a adotar, é um dos argumentos centrais em prol da eficiência dos instrumentos econômicos de gestão ambiental. Entretanto, para parte da opinião pública, essa liberdade de escolha pode ser eticamente indesejável: se a poluição é algo intrinsecamente ruim, não seria correto autorizar atores privados a definir livremente o quanto desse mal podem eles produzir (BOHM e RUSSELL, 1985).

4.4. DESAFIOS INSTITUCIONAIS¹⁰

¹⁰ O termo instituição neste trabalho não é tratado de forma ampla – como na moderna economia institucional, que inclui no conceito as regras formais e informais de uma sociedade (ou seja, não apenas a estrutura orgânica do Poder Público, mas também instituições não governamentais, o arcabouço legal, as convenções e as normas de conduta não escritas) –, mas de forma estrita, designando organizações públicas responsáveis pela regulamentação e fiscalização ambiental. Ou seja, quando se fala em

Além de desafios técnicos e políticos, fatores institucionais podem comprometer a viabilidade de uma política ambiental baseada em instrumentos de incentivo econômico. Esse risco é especialmente relevante em países em desenvolvimento, onde agências governamentais tipicamente enfrentam problemas como escassez de recursos administrativos e financeiros, falta de pessoal qualificado e limitada capacidade regulatória. De fato, evidências empíricas demonstram que países em desenvolvimento frequentemente alcançam resultados insatisfatórios no uso de instrumentos econômicos de gestão ambiental. Serôa da Motta *et al.* (1999), em estudo realizado em onze países da América Latina e Caribe, encontraram dificuldades recorrentes no desenho e implementação do sistema de cobrança sobre a descarga de efluentes, tais como: falhas no estabelecimento e no monitoramento de metas de qualidade ambiental; ausência de critérios adequados para definição do valor da cobrança; e baixo desempenho da arrecadação das receitas oriundas da cobrança.

Em revisão da literatura empírica, Blackman (2009) encontrou problemas semelhantes na instituição de taxas sobre o lançamento de efluentes em países em desenvolvimento e economias em transição. O autor destaca as três falhas principais: (1) Imposição deficiente da política (*weak enforcement*): em muitos países, agentes econômicos não pagam os valores devidos por não estar cadastrados no sistema de cobrança, por declarar dados de emissões subdimensionados ou simplesmente por se recusar a pagar a conta. (2) Valor inadequado da taxa: o valor da cobrança pelo lançamento de efluentes é, usualmente, muito inferior aos custos marginais de abatimento. Assim, o objetivo da cobrança, na prática, acaba sendo arrecadar receita, e não reduzir a poluição. (3) Regulamentação inadequada: na maioria dos casos, tributos sobre o lançamento de efluentes são instituídos em complemento a instrumentos de comando-controle, como padrões de descarga. Em geral, o poluidor paga uma taxa sobre descargas acima de determinado padrão e paga outra menor – que pode ser zero – sobre descargas abaixo do padrão. Esse sistema pode erodir a eficiência do instrumento. Como alguns poluidores

fragilidades institucionais, está se fazendo referência a limitações que afetam as capacidades técnicas e operacionais de agências governamentais e afetam negativamente o exercício de suas atribuições legais.

pagam uma taxa menor que outros, os custos de abatimento não são equalizados na margem, o que impede a minimização dos custos agregados de redução da poluição. Além disso, onde a taxa para emissões abaixo do padrão é zero, poluidores que lançam cargas dentro desse limite não têm qualquer incentivo para reduzir suas emissões.

Como visto, a capacidade de monitorar indicadores ambientais, de fiscalizar o comportamento dos agentes regulados e de garantir a imposição da regulamentação é condição básica para a eficácia de qualquer política ambiental, seja ela implementada por instrumentos econômicos ou de comando-controle. Em particular, taxas sobre descarga de efluentes requerem de reguladores a capacidade de mensurar o volume de poluentes emitidos, definir o valor adequado da taxa, cobrar o valor devido e aplicar o montante arrecadado (ANDERSON, 2002). No entanto, países em desenvolvimento frequentemente enfrentam fragilidades institucionais que podem comprometer a execução de tais atividades.

A gestão de recursos hídricos na América Latina e Caribe, por exemplo, é realizada, em grande medida, por agências setoriais com orçamento insuficiente, carência de pessoal qualificado e mandato legal inadequado, na medida em que competências de diferentes órgãos de diferentes esferas de governo muitas vezes se sobrepõem. Outra limitação constante é a ausência de dados hidrológicos e meteorológicos e de monitoramento quantitativo e qualitativo dos corpos hídricos (KRAEMER et al. 2003).

Reiteradas constatações de problemas dessa natureza levaram autores como Andersen (2001), Soderholm (2001), Bell (2003), Caffera (2010) e Sterner e Coria (2012) a defender a tese de que as instituições do país devem ser fortalecidas antes de se implementarem políticas baseadas em instrumentos econômicos, ou, ao menos, que investimentos em fortalecimento institucional ocorram em paralelo à introdução da política. Para Bell (2003), não é razoável esperar que países que estão apenas no início do processo de implementação de políticas de proteção do meio ambiente possam começar pela adoção dos instrumentos mais complexos, como tributos ambientais diretos e licenças negociáveis. Ao contrário, a autora defende a adoção de metas pragmáticas, ainda que essa não seja a abordagem mais eficiente do ponto de vista econômico. O instrumento de política ambiental escolhido deve

ser politicamente aceito pelas diversas partes interessadas e ser suportado pelo sistema legal e instituições existentes e pela qualidade do capital humano e infraestrutura disponíveis. Deficiências institucionais, como um sistema legal pouco operante, inexperiência com mercado e corrupção podem – e devem – ser corrigidas. Isso, porém, pode levar muito tempo. No curto prazo, o mais importante é encorajar o desenvolvimento de regras de comportamento críveis e de mecanismos de verificação e incentivo de conformidade.

É interessante observar que, mesmo entre nações industrializadas, características institucionais podem implicar limitações ao uso de instrumentos de incentivo econômico. Andersen (2001) analisou o uso desses instrumentos para controle da poluição hídrica em quatro países da OCDE – Dinamarca, França, Alemanha e Holanda – entre 1970 e 1990. O autor constatou que a política holandesa obteve resultados consideravelmente superiores aos alcançados pelos demais países em função de uma excepcional infraestrutura de gerenciamento de recursos hídricos previamente existente, a qual inclui conselhos de bacia hidrográfica criados ainda na era medieval e responsáveis pelo controle da poluição desde os anos 1950, uma experiente agência governamental de gestão da quantidade e qualidade da água, Rijkswaterstaat, e um atuante centro científico de pesquisa da poluição hídrica, RIZA.

O instituto RIZA foi particularmente importante na experiência holandesa, fornecendo informações sobre tecnologias de abatimento às firmas sujeitas à cobrança pelo lançamento de efluentes de modo a reduzir custos de transação relacionados à adoção de tais tecnologias. Instrumentos econômicos são importantes meios para prover incentivos à mudança de comportamento, mas muitas vezes os agentes regulados não têm informação, habilidade ou conhecimento para responder a eles de forma racional. Indústrias frequentemente desconhecem como o uso da água é distribuído em diferentes etapas do processo produtivo, prestando atenção apenas ao custo final do processo como um todo. Para reduzir custos, incluindo aqueles relativos às taxas sobre o lançamento de efluentes, elas precisam dispendir recursos para investigar soluções alternativas. Esses custos de transação (os gastos com pesquisa de soluções alternativas) podem inibir os incentivos esperados pela adoção do instrumento econômico. Por outro lado, a criação de uma rede institucional de atores, como ocorreu na Holanda, pode auxiliar na redução dos

custos de transação. Com essa estratégia, taxas mais modestas sobre a descarga de efluentes podem se tornar mais eficazes – e a custos sociais menores – do que a adoção de taxas em patamar elevado a ponto de superar significativos custos de transação (ANDERSEN, 2001).

4.5. EXPERIÊNCIAS DE PAÍSES EM DESENVOLVIMENTO E ECONOMIAS EM TRANSIÇÃO

Restrições financeiras, institucionais e políticas tornam a regulamentação ambiental em países em desenvolvimento bem mais problemática do que em países industrializados (BLACKMAN e HARRINGTON, 2000). Na implementação de taxas sobre o lançamento de efluentes, em particular, cinco problemas principais tendem a se destacar: valor inadequado de cobrança; falhas no monitoramento das emissões; falhas na cobrança e arrecadação do tributo; regulamentação inadequada do instrumento; falhas no estabelecimento e no monitoramento de metas de qualidade ambiental (CAFFERA, 2010; BLACKMAN, 2009; SERÔA DA MOTTA *et al.*, 1999).

A cobrança pela descarga de efluentes implantada pelo México no início dos anos 1990, por exemplo, não foi bem sucedida porque a ampla rede hidrográfica do país exige recursos de monitoramento e *enforcement* além da capacidade do órgão regulador, *Comisión Nacional del Agua* (Conagua). Além disso, a Conagua preocupou-se mais com o desenvolvimento de infraestrutura do que com a busca de objetivos ambientais e o programa enfrentou grande oposição política de agentes poluidores. Como consequência, a arrecadação de receitas ficou muito aquém do esperado e não houve mudança no padrão de uso da água (SERÔA DA MOTTA *et al.*, 2003).

Países da Europa central e oriental enfrentam problemas semelhantes. Antes ainda da transição econômica, entre as décadas de 1960 e 1980, a antiga Checoslováquia, Bulgária, Hungria e Polônia introduziram taxas sobre o lançamento de efluentes para controle da poluição hídrica. Exceto pela Polônia, nenhum desses países obteve sucesso em reduzir os níveis de emissões. Stavins (2003) aponta diversas razões para o fracasso, entre elas: (1) as taxas foram estabelecidas em patamar inferior aos custos marginais de abatimento; (2) as taxas foram erodidas pela inflação; (3) os níveis de poluição a partir dos quais as taxas assumem caráter de penalidade são demasiadamente altos e acabam não influenciando os padrões de emissão; (4) empresas pouco

lucrativas eram normalmente isentas da cobrança; (5) o sistema regulatório era insuficiente para suportar adequado monitoramento e *enforcement*.

Contudo, Kathuria (2006) observa que Malásia, Polônia e Colômbia, a despeito da constatação de alguns dos problemas listados acima, obtiveram alguns resultados positivos na implementação de taxas sobre o lançamento de efluentes. A Malásia utilizou um conjunto de três instrumentos para controlar a poluição hídrica na indústria de óleo de palma: taxa sobre efluentes; padrões de lançamentos; e subsídios para pesquisa e desenvolvimento, na forma de isenção das taxas devidas. Apesar de alguns problemas de implementação e de grande parte dos rios do país continuar poluída, houve significativa redução dos níveis de descarga de efluentes.

A Polônia adotou uma das maiores taxas sobre o lançamento de efluentes entre as economias em transição, além de um desenho adequado para os processos de licenciamento, fiscalização e controle. A autoridade reguladora tem o poder de aplicar multas a firmas em situação de desconformidade e de determinar o embargo definitivo de infratores reincidentes ou de indústrias operando sem licença. A agência governamental normalmente foca suas ações de fiscalização de acordo com os seguintes critérios: frequência de violação dos limites de poluição; níveis de concentração de poluentes; localização; e alcance dos impactos negativos. Além disso, algumas empresas são obrigadas a se submeter a auditorias ambientais independentes e a desenvolver planos de *compliance*.

Apesar do desenho adequado, a execução da política enfrentou problemas de *enforcement*, pois o órgão regulador não tem estrutura suficiente para suportar as exigências de monitoramento, fiscalização e controle que lhe foram atribuídas. Kathuria (2006) observa que algumas firmas violam a regulamentação não adquirindo licenças para uso da água, apresentando auto-relatórios com dados falsos ou deixando de pagar os valores devidos. Ainda assim, houve reduções nos níveis de poluição.

Na Colômbia, os resultados da cobrança pelo lançamento de efluentes variaram imensamente entre diferentes bacias hidrográficas. Algumas alcançaram significativas reduções nos níveis de poluição, enquanto outras enfrentaram sérios problemas de desconformidade com a regulamentação. Blackman (2009) observa que as regiões que obtiveram os melhores

resultados são aquelas sob a jurisdição de autoridades ambientais regionais (*Corporaciones Autónomas Regionales* – CAR) mais antigas e com mais recursos, capazes de melhor monitorar e impor a regulamentação. Algumas CARs foram capazes de arrecadar 95% das taxas cobradas, ao mesmo tempo em que outras arrecadaram apenas 1%.

As CARs são autônomas na aplicação da norma em sua jurisdição e devem elaborar seu próprio sistema de fiscalização. No entanto, a maioria delas não conta com procedimentos documentados para o exercício das ações de fiscalização. As penas não são padronizadas e existe incerteza acerca do valor da multa a ser aplicado em cada caso. Além disso, a legislação determina o perdão da multa por auto-relato de lançamentos falso, quando a firma liquida a taxa devida após a detecção da infração por parte da autoridade ambiental. Assim, não há incentivo para a elaboração de auto-relatórios fidedignos. Briceño e Chávez (2008) argumentam que a falta de clareza na determinação das penas e a precária ou ausente imposição de sanções pela maioria das CARs reduzem o efeito persuasivo da multa, pois os agentes regulados não sofrem expectativa de controle e não incorporam o valor esperado da pena em sua decisão de *compliance*.

Provavelmente, o principal problema de execução enfrentado no programa colombiano de taxas sobre a descarga de efluentes é a desconformidade das maiores fontes poluidoras: empresas municipais de saneamento básico, o que por sua vez levou à oposição política dos demais agentes regulados, ao aumento dos níveis de violações por parte de empresas privadas, ao descrédito do programa e a revisões no marco legal que acabaram por descaracterizá-lo (BLACKMAN, 2009; CAFFERA, 2010; BRICEÑO e CHÁVEZ, 2008; VILLEGAS P. *et al*, 2006)¹¹.

Já entre as bacias hidrográficas mais bem sucedidas no combate da poluição, Blackman (2009) relativiza a importância dos incentivos econômicos providos pelas taxas sobre lançamentos nos resultados alcançados pelo programa. O autor argumenta que esses incentivos podem ter sido tão

¹¹ Caffera (2010) observa que o sistema de taxas sobre a descarga de efluentes implementado na Costa Rica enfrenta os mesmos problemas constatados no programa colombiano, no qual foi inspirado, especialmente a desconformidade de grandes empresas públicas de saneamento, e prevê que, da mesma forma que ocorreu na Colômbia, o programa costa-riquenho tende a perder apoio político.

importantes quanto as melhorias nos processos de licenciamento, monitoramento, fiscalização e controle que ocorreram simultaneamente à introdução do instrumento. Defende, assim, que as taxas forneceram não apenas incentivos aos poluidores, mas também às autoridades reguladoras para que aprimorassem seus processos de trabalho.

Dessa forma, o sucesso relativo da política de redução da poluição hídrica na Malásia, Polônia e em algumas bacias hidrográficas da Colômbia decorreu não apenas da cobrança pelo lançamento de efluentes, mas também da adoção de um conjunto de instrumentos e, principalmente, da melhoria dos processos de monitoramento, fiscalização e imposição da regulamentação.

De fato, o capítulo 3 deste trabalho demonstrou, a partir da literatura teórica e de estudos empíricos realizados nos Estados Unidos, a relação entre *enforcement* e *compliance* em política ambiental. Essa relação permanece válida também em países em desenvolvimento, como demonstram Dasgupta *et al.* (2000), Dasgupta *et al.* (2001), Wang *et al.* (2005) e Coria e Sterner (2010).

Estudo empírico de Dasgupta *et al.* (2000) procurou avaliar os fatores que influenciam o desempenho ambiental de indústrias mexicanas. Entre diversas variáveis avaliadas, os autores destacam a importância dos esforços de *enforcement*. O endurecimento das ações de fiscalização e controle eleva o “preço da poluição” e provê os necessários incentivos para o abatimento das emissões.

Dasgupta *et al.* (2001) apresentam evidências de que variações na intensidade da fiscalização influenciam mais o desempenho ambiental das indústrias localizadas na cidade chinesa de Zhenjiang do que variações no valor das taxas sobre a emissão de poluentes. E Wang *et al.* (2005) demonstram a influência, entre outros fatores, de variações regionais nas ações de fiscalização e controle sobre 3000 indústrias chinesas sujeitas a taxas sobre emissões de poluentes.

Por fim, é interessante comparar os programas de licenças negociáveis para redução da poluição do ar no Chile e nos EUA. O programa norte americano para controle da chuva ácida por meio da negociação de licenças para emissões de SO₂ é considerado por muitos a mais importante aplicação de instrumentos econômicos para gestão ambiental (STAVINS, 2003). Diversos autores consideram que o sucesso do programa deve-se, em grande medida, à

efetividade do monitoramento das emissões e das ações de *enforcement* por parte da agência ambiental (EPA). As fontes poluidoras são obrigadas a instalar equipamentos de monitoramento contínuo e qualquer emissão acima da quantidade de licenças sob posse da firma acarreta a aplicação automática de multa de valor significativo¹². Com isso, o programa registrou níveis perfeitos de *compliance* (CORIA e STERNER, 2010; STRANLUND *et al.*, 2002; BELL, 2003).

Já no programa chileno, as emissões são auto-relatadas pela firma anualmente e as penalidades por exceder a quantidade de licenças não estão claramente definidas, sendo decididas caso a caso pela autoridade ambiental. Como consequência, entre os anos de 1997 e 2007, o percentual de firmas em situação de irregularidade variou de 21% a 46% (CORIA e STERNER, 2010).

Além das falhas de monitoramento e *enforcement*, Coria e Sterner (2010) apontam outras falhas de desenho e implementação do programa chileno. Entretanto, os autores lembram que os Estados Unidos levaram entre três e quatro décadas de experimentação para aprender como construir instituições para operar o sistema de licenças negociáveis. A experiência atual do Chile é, de fato, comparável aos primeiros programas norte-americanos e europeus e às falhas de excesso de alocação inicial de licenças e de falta de regras claras para sanções neles também verificadas. Assim, os autores concluem que não há motivos para supor que países de renda média, como o Chile, não tenham capacidade de implementar políticas baseadas em instrumentos de incentivo econômico avançados, como licenças negociáveis. Mas reconhecem que muito trabalho ainda precisa ser feito antes que o desenho da política seja realmente satisfatório.

4.6. CONCLUSÕES E LIÇÕES APRENDIDAS

Como destacam Bohm e Russell (1985), a suposição de que as propriedades custo-efetividade, economia informacional, e flexibilidade diante de variações exógenas podem ser alcançadas simultaneamente fundamenta-se em premissas bastante restritivas, que dificilmente seriam integralmente

¹² Entre 1996 e 1999, o preço negociado das licenças de emissões de SO₂ variou de US\$ 68 a US\$ 200 por tonelada. No mesmo período, a multa por tonelada de emissões em excesso foi de US\$ 2.581,00 (STRANLUND *et al.*, 2002)

atendidas no mundo real. Na prática, para buscar custo-efetividade, muitas vezes deve-se abrir mão de parte da economia informacional e da flexibilidade do instrumento, além de enfrentar desafios políticos inerentes à tributação ambiental. Quando se considera a complexidade decorrente da distribuição espacial dos lançamentos, os elevados custos de monitoramento e *enforcement*, e a existência de variações exógenas oriundas de fatores econômicos, tecnológicos ou ambientais, a alegada superioridade das taxas sobre emissões em relação a outros instrumentos de política ambiental é desafiada. Ainda assim, Bohm e Russell destacam a grande vantagem relativa aos incentivos dinâmicos para induzir o desenvolvimento de novos processos e tecnologias de abatimento da poluição. Tal vantagem atribuída aos instrumentos econômicos de gestão ambiental parece, no longo prazo, superar qualquer benefício vislumbrável no curto prazo.

Mas, para que os incentivos dinâmicos sejam eficazes, a taxa deve ter valor suficiente para provocar, ao menos, um nível mínimo de mudança de comportamento entre as fontes poluidoras. Além disso, a fiscalização e a imposição da política devem ser capazes de imprimir expectativa de controle suficiente para induzir a adoção de tecnologias limpas, como ressaltam Coria e Villegas-Palacio (2013).

Dessa forma, as instituições responsáveis pelo monitoramento e *enforcement* da política devem ter adequada capacidade técnica e operacional para exercer suas atividades. E esse é um grande desafio para países em desenvolvimento, onde agências governamentais tipicamente enfrentam problemas como escassez de recursos administrativos e financeiros, falta de pessoal qualificado e limitada capacidade regulatória.

Alguns estudiosos argumentam que instituições adequadas devem ser criadas antes que se introduzam instrumentos de política ambiental, porém alguns problemas são urgentes e exigem regulamentação imediata. A construção de instituições demanda tempo e dinheiro, e países em desenvolvimento não se podem dar o luxo de esperar. Obviamente, o pacote de instrumentos a ser adotado deve ser compatível com a maturidade institucional do país. Para aqueles que já contam com um mínimo de estrutura suficiente para realizar algum monitoramento e impor a regulamentação, taxas moderadas podem fazer parte de um pacote apropriado de instrumentos,

especialmente se suas receitas forem vinculadas ao fortalecimento institucional, de modo que instituições e instrumentos se desenvolvam em contínua interação (STERNER e CORIA, 2012).

Mas, para Sterner e Coria (2012), certa dose de pragmatismo é importante quando se formulam políticas ambientais para países em desenvolvimento. Os autores sustentam que a tentativa de encontrar a taxa ótima que reflita o preço sombra da poluição pode ser contraproducente. Taxas elevadas demais aumentam a oposição ao instrumento e podem levar a política ao fracasso. Inicialmente, é mais importante disseminar o princípio de que a poluição é um custo que deve ser internalizado no processo produtivo. Taxas menores efetivamente pagas são melhores do que taxas elevadas que não têm chance de ser coletadas. E, quando parte da receita é revertida às indústrias para subsidiar investimentos em abatimento da poluição, cria-se uma cultura de colaboração e o órgão regulador pode passar a ser visto como “facilitador”, e não apenas como “polícia administrativa” (STERNER e CORIA, 2012).

Na mesma linha, Serôa da Motta *et al.* (1999) recomendam que a instituição da cobrança pelo uso da água deve ser feita de forma gradual, por meio de projetos-piloto, e com amplo envolvimento das partes interessadas no âmbito de cada de bacia hidrográfica. O valor do tributo deve ser inicialmente baixo, visando em um primeiro momento a apenas cobrir custos administrativos e de monitoramento. E, gradualmente, os valores devem ser elevados para passar a induzir mudanças de comportamento.

5. A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL

Este capítulo faz uma breve exposição sobre o modelo de gestão de recursos hídricos desenhado pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). A primeira seção apresenta uma visão geral da política, tratando de seus princípios gerais, instrumentos de gestão e arcabouço institucional criado para gerenciar os recursos hídricos no país. A seção 5.2 conclui o capítulo com uma análise da política sob a ótica da teoria econômica.

5.1. A POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS¹³

A Política Nacional de Recursos Hídricos foi instituída pela Lei 9.433, promulgada em 8 de janeiro de 1997. Essa lei estabelece normas gerais que: (i) proclamam os princípios gerais da política; (ii) criam instrumentos de gestão do uso dos recursos hídricos; e (iii) estabelecem o arcabouço institucional para a gestão do setor. Algumas instituições já existiam, outras, porém, foram criadas no próprio corpo da lei. Outras, ainda, foram criadas por normativos posteriores, a exemplo da Agência Nacional de Águas, criada pela Lei 9.984/2000.

5.1.1. PRINCÍPIOS GERAIS DA POLÍTICA

Entre os seis princípios gerais da política, previstos no art. 1º da Lei das Águas, Carrera-Fernandez e Garrido (2000) destacam quatro que são fruto da experiência de diferentes países. São eles:

(i) Adoção da bacia hidrográfica como unidade físico-territorial de planejamento: Inicialmente, esse princípio encontrou resistências no país em função de dois aspectos. O primeiro, baseado na hidrogeologia, decorre do fato de os limites da bacia hidrográfica nem sempre coincidirem com os das acumulações de águas. O segundo recorre ao princípio federativo para argumentar que o sistema de gestão de recursos hídricos deveria respeitar apenas as fronteiras interestaduais. Apesar dos argumentos contrários, prevaleceu a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, porém sem afastar a avaliação das múltiplas influências recebidas, como o comportamento de aquíferos e problemas em bacias adjacentes. Além disso, procurou-se

¹³ Esta seção é baseada em ANA (2013), Carrera-Fernandez e Garrido (2002, cap. 6) e Brasil (1997).

garantir a participação de todas as unidades da federação interessadas na gestão da bacia, por meio de representantes que compõem os comitês de bacia (seção 5.1.2).

(ii) Usos múltiplos da água: A disponibilidade dos recursos hídricos deve ser repartida entre todas as categorias de usuários com igualdade de acesso, mas de modo tal que o benefício social líquido seja maximizado. Esse princípio estabelece uma saudável competição entre distintos tipos de usuários, o que exige do planejamento da bacia hidrográfica a adoção de critérios para evitar que a disputa entre usuários competidores chegue ao nível de conflito de uso.

Evidentemente, a igualdade de acesso defendida pelo princípio não implica necessariamente a repartição de quotas iguais entre diferentes usuários. Em teoria, o planejamento da bacia, realizado com ampla participação de todas as partes interessadas, deveria analisar a vocação sócio-econômica da região e, assim, definir os usos prioritários. Diversas técnicas podem ser utilizadas para tanto, como a análise dos custos e benefícios sociais e privados, a análise de custo-efetividade e a teoria dos jogos. Contudo, os planos de recursos hídricos no país, em geral, fazem o diagnóstico e prognóstico da bacia, mas não definem as prioridades de uso (ver Seções 5.1.2 e 6.4.1). Desse modo, a alocação de permissões de uso da água (outorga de direito de uso) acaba sendo realizada por ordem de chegada. Os primeiros a solicitar a outorga têm seu direito assegurado em detrimento dos últimos, mesmo que os usos destes pudessem garantir maiores benefícios sociais líquidos do que o daqueles.

(iii) Reconhecimento da água como bem econômico: No Brasil, à exceção do semiárido nordestino, os recursos hídricos eram tratados, até há não muito tempo, como um elemento quase incondicionalmente abundante. Hoje, porém, em diversas bacias hidrográficas do país, verificam-se situações onde há escassez quantitativa ou qualitativa de água. Em sendo um recurso escasso, a água bruta é um bem econômico e tem um valor intrínseco de uso e um valor de troca. O valor de uso é variável e está associado à capacidade de a água satisfazer as necessidades de seus usuários. Já o valor de troca depende das condições de oferta e demanda do recurso.

A cobrança pelo uso da água bruta procura evidenciar o valor econômico da água da mesma forma que ocorre com outros bens, como recursos minerais, alimentos, solo e tantos outros. Todos esses bens são insumos básicos para atividades humanas e estão sujeitos ao fenômeno da escassez. São as prioridades do ser humano diante de recursos escassos que o fazem estabelecer critérios de repartição que compatibilizem as disponibilidades com as demandas. Precificar os usos da água é, portanto, um meio para lidar com sua escassez¹⁴.

(iv) Gestão descentralizada e participativa: A filosofia por trás do mecanismo de descentralização é a de que tudo quanto possa ser decidido ou resolvido em níveis hierárquicos inferiores não deve ser decidido ou resolvido pelos escalões superiores. Em geral, os escalões inferiores estão mais próximos dos problemas locais e podem resolvê-los de forma mais ágil se não dependerem de manifestação superior. A descentralização ainda traz a vantagem de reduzir a carga de atividades operacionais e de tomada de decisões dos níveis superiores, que passam a poder concentrar-se mais nas atividades de planejamento. O processo de participação, por outro lado, abre a presença no debate e na resolução de temas relacionados à gestão dos recursos hídricos não apenas aos tomadores oficiais de decisão – em geral, políticos e administradores públicos –, mas também a outras partes interessadas.

Este princípio, tomado em conjunto com os princípios da bacia hidrográfica como unidade de planejamento e dos usos múltiplos da água, leva para o âmbito da própria bacia a discussão sobre programas e obras a ser executados na região, sobre necessidades de investimentos e fontes de financiamento, sobre a repartição das vazões de água disponíveis em face das demandas dos usuários, sobre requisitos de preservação do meio ambiente e sobre todos os demais tópicos relacionados ao planejamento da gestão de recursos hídricos. Desse debate, devem participar os usuários de recursos hídricos, representantes do Poder Público, de organismos de classe e de

¹⁴ Para uma revisão da literatura sobre métodos de precificação da água, ver Carrera-Fernandez e Garrido, 2002, e Faria e Nogueira, 2004.

organizações não governamentais, cidadãos, pesquisadores e demais partes interessadas.

5.1.2. INSTRUMENTOS DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) estabeleceu os seguintes instrumentos de gestão: (i) planos de recursos hídricos; (ii) enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água; (iii) outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; (iv) cobrança pelo uso de recursos hídricos; (v) sistema de informações sobre recursos hídricos. Os dois primeiros são instrumentos de planejamento. A outorga é tipicamente um instrumento de comando-controle e a cobrança, de incentivo econômico. O último é um instrumento de produção, gerenciamento e divulgação de informações. Em conjunto, esses instrumentos são as ferramentas utilizadas na gestão do setor.

Os **planos de recursos hídricos** têm o objetivo de orientar a implementação da PNRH e o gerenciamento dos recursos hídricos, estabelecendo as diretrizes para a aplicação dos demais instrumentos previstos na Lei das Águas. A elaboração dos planos – em nível nacional, estadual e de bacia hidrográfica – deve ser feita de forma descentralizada e participativa, atraindo agentes que não apenas os governamentais para participar da tomada de decisão.

O plano de recursos hídricos constitui um documento programático de longo prazo que define a agenda de recursos hídricos de uma região, identificando ações de gestão, planos, programas, projetos, obras e investimentos prioritários dentro da perspectiva de construção de uma visão integrada dos usos múltiplos da água. De acordo com a Lei 9.433/1997, o plano deve contemplar o diagnóstico atual e o prognóstico futuro da situação dos recursos hídricos da região, bem como metas de racionalização de uso, de aumento da quantidade e de melhoria da qualidade da água, prioridades para outorga, diretrizes e critérios para a cobrança e propostas para a criação de áreas sujeitas a restrições de uso, com vistas à proteção dos recursos hídricos.

O **enquadramento dos corpos de água** é o estabelecimento do nível de qualidade a ser alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água ao longo do tempo. Esse instrumento visa assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os

custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes.

A discussão e a aprovação da proposta de enquadramento é uma atribuição do comitê de bacia, e cabe aos conselhos de recursos hídricos deliberar sobre a proposta aprovada pelo comitê. Este processo deve levar em conta os usos desejados para o corpo de água, sua condição atual e a viabilidade técnica e os custos necessários para o alcance dos padrões de qualidade estabelecidos.

A Resolução Conama 357/2005 estabelece as classes e respectivos usos de águas doces, salinas e salobras (Quadro 3).

QUADRO 3- CLASSES E RESPECTIVOS USOS DAS ÁGUAS DOCES

CLASSES	USOS
Especial	<ul style="list-style-type: none"> - abastecimento para consumo humano, com desinfecção; - preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; - preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral
1	<ul style="list-style-type: none"> - abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; - proteção das comunidades aquáticas; - recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA n. 274, de 2000; - irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e - proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
2	<ul style="list-style-type: none"> - abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; - proteção das comunidades aquáticas; - recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA n. 274, de 2000; - irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e - aquicultura e à atividade de pesca
3	<ul style="list-style-type: none"> - abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; - irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; - pesca amadora; - recreação de contato secundário; e - dessedentação de animais
4	<ul style="list-style-type: none"> - navegação; - harmonia paisagística.

Fonte: Conama (2005)

O enquadramento deve estabelecer objetivos de qualidade a serem alcançados por meio de metas progressivas intermediárias e final de qualidade

de água. O alcance ou manutenção dos padrões de qualidade determinados deve ser viabilizado por um programa para efetivação do enquadramento, o qual deve conter propostas de ações de gestão e seus prazos de execução, os planos de investimentos e os respectivos instrumentos de compromisso (Resolução CNRH 91/2008).

A **outorga de direitos de uso de recursos hídricos** tem como objetivo assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água. Por meio da outorga, busca-se garantir o uso racional dos recursos hídricos e a compatibilização dos usos múltiplos. Estão sujeitos à outorga os seguintes usos: (i) derivação ou captação de parcela da água existente em um corpo de água para consumo final, inclusive abastecimento público, ou insumo de processo produtivo; (ii) extração de água de aquífero subterrâneo para consumo final ou insumo de processo produtivo; (iii) 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; (iv) aproveitamento dos potenciais hidrelétricos; (v) outros usos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo de água.

A **cobrança pelo uso de recursos hídricos** tem por objetivos: (i) reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor; (ii) incentivar a racionalização do uso da água; (iii) obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos. Estão sujeitos à cobrança os usos sujeitos à outorga.

De acordo com a legislação nacional, a cobrança não é um imposto, mas uma remuneração pelo uso de um bem público, cuja receita é uma renda patrimonial da União ou do estado, a depender do ente sob qual está o domínio da água.

Compete aos comitês de bacias hidrográficas – compostos pelos usuários de recursos hídricos, pela sociedade civil e pelo poder público –, pactuar e propor ao respectivo conselho de recursos hídricos os mecanismos e valores praticados na cobrança pelo uso da água em suas áreas de atuação. Os valores arrecadados com a cobrança são aplicados, por meio de um plano de aplicação aprovado pelos próprios comitês de bacia, prioritariamente na

bacia hidrográfica em que foram gerados, devendo ser utilizados: (i) no financiamento de estudos, programas, projetos e obras incluídos nos planos de recursos hídricos; (ii) no pagamento de despesas de implantação e custeio administrativo dos órgãos e entidades integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

A cobrança pelo uso de recursos hídricos pode ser vista como um indicador do estágio de implementação da política de recursos hídricos, na medida em que sua implantação em determinada bacia hidrográfica ocorre apenas após a concretização dos demais instrumentos de gestão.

O **Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos** é um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos e fatores intervenientes em sua gestão. Esse sistema tem como objetivo: (i) reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no Brasil; (ii) atualizar permanentemente as informações sobre disponibilidade e demanda de recursos hídricos em todo o território nacional; (iii) fornecer subsídios para a elaboração dos planos de recursos hídricos. A coordenação do sistema compete à Agência Nacional de Águas, porém a obtenção e produção de dados e informações são realizadas de forma descentralizada, com o auxílio de órgãos gestores estaduais de recursos hídricos e órgãos estaduais de meio ambiente, e o acesso aos dados e informações produzidos é garantido a toda a sociedade.

5.1.3. ARCABOUÇO INSTITUCIONAL

O Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Singreh) constitui um grupo de instituições criadas para: (i) coordenar a gestão integrada das águas; (ii) arbitrar administrativamente os conflitos relacionados com os recursos hídricos; (iii) implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos; (iv) planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos; e (v) promover a cobrança pelo uso de recursos hídricos. Ele é composto pelos seguintes entes (Figura 1):

- **Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH):** órgão consultivo e deliberativo criado pela Lei 9.433/1997, com a função de atuar na formulação da Política Nacional de Recursos Hídricos, que

teve sua regulamentação e instalação no ano seguinte, com o Decreto 2.612/1998.

- **Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano (SRHU/MMA):** órgão integrante da estrutura do Ministério do Meio Ambiente que atua como secretaria executiva do CNRH.
- **Agência Nacional de Águas (ANA):** autarquia sob regime especial criada pela Lei 9.984/2000, que tem atribuições de outorgar e fiscalizar os usos da água, de implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenar o Singreh.
- **Conselhos de Recursos Hídricos dos estados e do Distrito Federal (CERHs):** órgãos consultivos e deliberativos instituídos pelas unidades da federação, que têm a função de formular a política de recursos hídricos no âmbito da respectiva unidade federativa.
- **Órgãos Gestores Estaduais e do Distrito Federal (OGRHs):** órgãos com competência de outorgar e fiscalizar o uso dos recursos hídricos em rios de domínio dos estados e do Distrito Federal e de implementar os Sistemas Estaduais e Distrital de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Segrehs).
- **Comitês de Bacias Hidrográficas (CBHs):** colegiados integrantes do Singreh onde são debatidas, no âmbito das bacias hidrográficas, as questões relacionadas à gestão dos recursos hídricos. São considerados os "Parlamentos das Águas", onde deve ocorrer a gestão participativa e descentralizada dos recursos hídricos, por meio da implementação dos instrumentos técnicos de gestão, da negociação de conflitos e da promoção dos usos múltiplos da água na bacia hidrográfica. Os comitês são compostos por uma variedade de atores – representantes do Poder Público, dos usuários e da sociedade civil – que participam ativamente do processo decisório.
- **Agências de Água:** instâncias técnicas e executivas que também atuam como secretaria-executiva do respectivo Comitê de Bacia. Compete às agências de água aportar todos os subsídios técnicos à discussão sobre o planejamento e a gestão dos usos da água nas bacias hidrográficas onde atuam. Até o momento, as agências de

água não foram regulamentadas pelo Governo Federal. De todo modo, por força do art. 51 da Lei 9.433/1997, os Conselhos Nacional e Estadual de Recursos Hídricos podem delegar a organizações sem fins lucrativos o exercício de funções de competência das agências de água, enquanto esses organismos não estiverem constituídos. Atualmente, sete entidades delegatárias das funções de agência de água atuam em diferentes bacias hidrográficas no país.

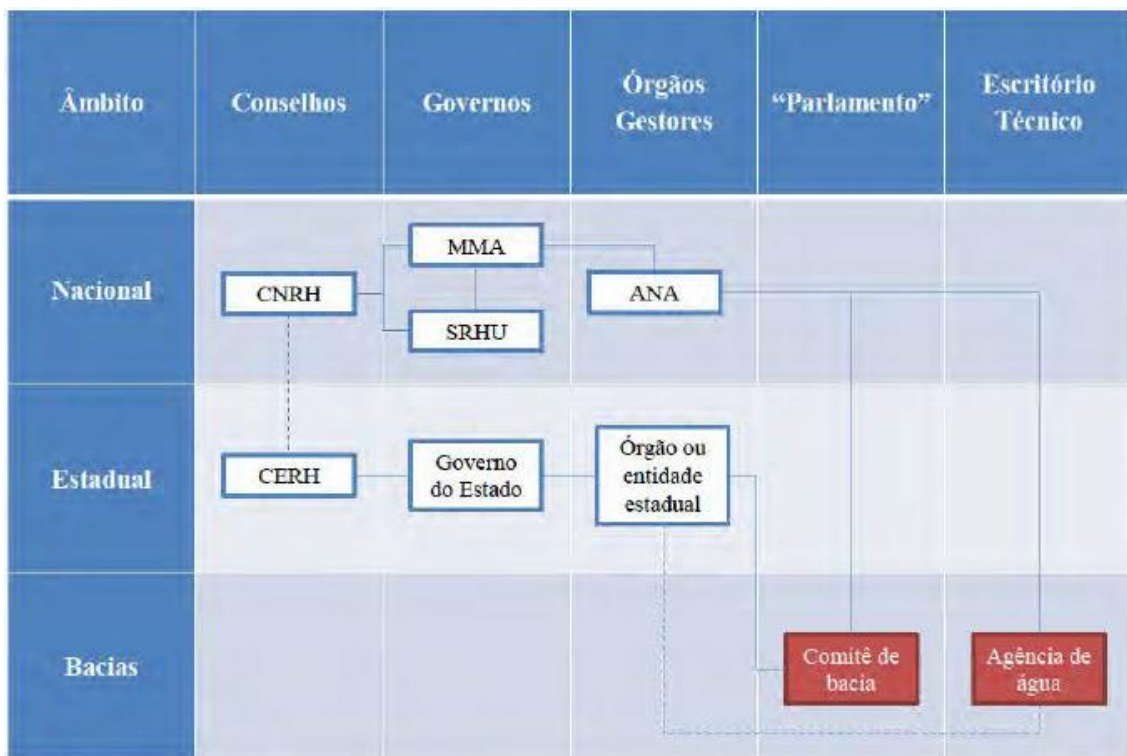


FIGURA 1 - MATRIZ INSTITUCIONAL DO SISTEMA NACIONAL DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS

Fonte: ANA (2013)

5.2. UMA ANÁLISE SOB A ÓTICA DA TEORIA ECONÔMICA

Um problema complexo dificilmente pode ser solucionado por um único instrumento de política pública. Na área ambiental, em especial, é comum a combinação de diferentes instrumentos em “pacotes de instrumentos” para lidar com os inúmeros desafios inerentes ao tema. Esse é particularmente o caso quando questões técnicas ou políticas impedem a adoção de soluções *first-best*. Nesses casos, um pacote pode ser elaborado de modo a aproveitar as sinergias entre os diferentes instrumentos, obviamente, desde que se tome o

cuidado de evitar possíveis conflitos entre eles (LEHMANN, 2012; STERNER e CORIA, 2012; PAQUIN e SBERT, 2004).

De fato, Kathuria (2006) e Blackman (2009) observam que alguns bons resultados em termos de redução da poluição hídrica em países em desenvolvimento foram alcançados graças a uma combinação de diferentes instrumentos: licenciamento, padrões, taxas sobre efluentes e subsídios. Além destes, Sterner e Coria (2012) destacam também a contribuição da divulgação de informações, que é um instrumento capaz de promover a transparência e a participação popular, ampliando a pressão de consumidores, funcionários, investidores, vítimas da poluição e outras partes interessadas.

Em linha com o que prescreve a literatura, a Política Nacional de Recursos Hídricos adotou um conjunto de instrumentos para a gestão da quantidade e qualidade da água. Desse conjunto, fazem parte instrumentos de comando-controle, de incentivo econômico, de planejamento e de divulgação de informações.

A PNRH deu grande importância à gestão integrada, participativa e descentralizada, construindo instâncias de tomada de decisão no âmbito das bacias hidrográficas que envolvem todas as partes interessadas, de modo a ampliar a viabilidade política do modelo de gestão por ela desenhado. Procurou maximizar sua viabilidade institucional com a construção do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Singreh), um conjunto bem definido de órgãos e entidades com atribuições deliberativas e operacionais que atuam de forma coordenada, porém com razoável grau de autonomia. Por sua vez, a viabilidade econômica da política depende, em grande medida, da cobrança pelo uso dos recursos hídricos, a qual procura evidenciar o valor econômico da água, estimulando seu uso racional, ao mesmo tempo em que provê recursos financeiros para financiar os órgãos do Singreh.

O Brasil conta uma legislação moderna para a gestão de recursos hídricos, que procura garantir de forma balanceada a viabilidade política, econômica e institucional da regulamentação. Porém, a viabilidade institucional ainda não foi conquistada na prática. Passados mais de quinze anos da constituição do Singreh, ainda se observa a existência de grandes hiatos entre os Sistemas Estaduais de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Segrehs) e, em alguns casos, enormes dificuldades por parte dos estados para consolidar

estruturas institucionais adequadas à gestão das águas sob sua jurisdição. Em que pesem os avanços obtidos a partir do processo de construção do Plano Nacional de Recursos Hídricos e dos esforços de fortalecimento dos Segrehs promovidos por programas governamentais específicos, nunca se logrou êxito quanto à construção de um mecanismo efetivo e contínuo de cooperação interestadual, devidamente amparado por uma visão nacional sobre a problemática dos recursos hídricos (ANA 2013c).

Parece ser ainda mais difícil alcançar a viabilidade econômica da política. Por viabilidade econômica entende-se não a sustentabilidade financeira do gerenciamento de recursos hídricos – a qual integra a viabilidade institucional –, mas o atingimento dos objetivos pactuados de forma custo-efetiva. Instrumentos de incentivo econômico são ferramentas poderosas para implementar soluções efetivas em custo, porém esta não tem sido uma prioridade para o modelo de cobrança pelo uso da água adotado no Brasil. Na prática, a cobrança no país destina-se a financiar obras e projetos nas bacias hidrográficas onde foi arrecadada, mas não a reduzir, por meio do preço, a demanda pelo uso da água como insumo ou como meio receptor de efluentes. Como o valor da cobrança é muito baixo, ela não alcança o objetivo de estimular o uso racional da água, levando-se em conta o seu real valor econômico (HARTMANN, 2010; ARANHA, 2006; ARANHA e NOGUEIRA, 2005). De fato, Féres *et al.* (2005 e 2008) demonstram que o preço cobrado pelo lançamento de efluentes na bacia do Rio Paraíba do Sul é muito inferior ao menor custo marginal de tratamento estimado para 488 indústrias instaladas na região¹⁵. Os autores concluem que, para que a cobrança seja um instrumento eficaz no controle de poluição na bacia, seu valor terá que sofrer fortes reajustes.

Cánepa, Pereira e Lanna (1999) e Silva e Ribeiro (2006) apresentam interessantes exemplos práticos – com simulações para as bacias do rio dos

¹⁵ Féres *et al.* (2005) estimam que os valores do custo marginal de tratamento de 1m³ de efluentes lançados dos diferentes setores de atividade variam entre R\$ 0,32 e R\$ 1,26. À época, o valor da cobrança pelo descarte de água sem qualquer tratamento na bacia do rio Paraíba do Sul era de R\$ 0,02/m³. A fórmula de cálculo da cobrança foi alterada em 2006, passando a ser cobrado R\$ 0,07 por Kg de DBO lançada. Essa mudança simplificou o cálculo da cobrança, porém não implicou elevação no preço praticado. Ao contrário, o total cobrado na bacia em 2007 foi 17,6% inferior ao total cobrado em 2006 (ver Quadro 10).

Sinos, no Rio Grande do Sul, e do rio Pirapama, na Região Metropolitana do Recife – de como utilizar a cobrança pelo lançamento de efluentes em conjunto com o estabelecimento de padrões ambientais exógenos, definidos no enquadramento dos corpos de água, para induzir o abatimento da poluição de forma custo-efetiva. Entretanto, para que tal solução seja eficaz, deve-se impor um preço sobre a carga de poluentes lançada suficiente para levar os usuários a reduzir os lançamentos agregados até o ponto em que o nível de qualidade definido para cada segmento da bacia seja respeitado. Mas, como visto nos Capítulos 3 e 4, a elevação das taxas sobre emissões tem o efeito colateral de induzir a adoção de medidas evasivas por parte das fontes poluidoras, tais como adulterar aparelhos de monitoramento, reportar dados inverídicos ou falsificar registros mandatórios, contestar autos de infração administrativa ou judicialmente ou até mesmo tentar subornar autoridades públicas. Essas medidas podem comprometer ou até anular os incentivos associados à cobrança, reduzindo drasticamente os níveis de *compliance* e levando o instrumento ao descrédito.

Para desencorajar a adoção de medidas evasivas, devem-se ampliar os esforços de monitoramento e controle da política, ampliando a expectativa de controle sobre as fontes poluidoras (Cap. 3). Isso, porém, eleva a carga de exigências sobre as instituições que regulam e implementam a política de recursos hídricos. A questão – a ser respondida no Cap. 6 – é se os órgãos e entidades do Sistema Nacional e dos Sistemas Estaduais de Gerenciamento de Recursos Hídricos têm capacidade técnica e operacional para suportar tais exigências.

6. ESTUDO DE CASO: A COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NAS BACIAS PCJ

Este capítulo estuda a cobrança pelo uso da água nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (Bacias PCJ), com foco em aspectos institucionais relacionados às ações de monitoramento e controle da política. As Bacias PCJ – federal e do estado de São Paulo – foram escolhidas para estudo de caso porque provavelmente estão, sob o ponto de vista institucional, em melhores condições do que outras bacias hidrográficas do país. Trata-se de uma região rica, responsável por aproximadamente 5% do PIB nacional (Seção 6.1). Os organismos de bacia e o órgão gestor de recursos hídricos do estado de São Paulo são bem estruturados, se comparados à média nacional. Na maioria dos estados brasileiros, a gestão de recursos hídricos é realizada por um departamento do órgão estadual de meio ambiente e está sujeita a mudanças de administração que ocorrem periodicamente nas instituições. Frequentemente, esses órgãos têm dificuldade em possuir e manter um quadro de pessoal técnico permanente e qualificado em número compatível com suas responsabilidades (ANA, 2013). Por outro lado, São Paulo conta com um órgão gestor de recursos hídricos independente, vinculado diretamente a um Secretário de Estado, e com estrutura administrativa robusta (Seção 6.2). O monitoramento quantitativo e qualitativo dos recursos hídricos no estado é realizado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (Cetesb), órgão ambiental de excelência no país. Além disso, as Bacias PCJ foram, em 2006, a segunda bacia interestadual a introduzir a cobrança no país, arrecadando anualmente mais de R\$ 17 milhões (Seção 6.5.1).

É importante registrar que os trechos mineiros dos rios Piracicaba e Jundiá também integram o conjunto de Bacias PCJ. No entanto, essas regiões não têm para o estado de Minas Gerais a mesma importância econômica e política que a Bacia PCJ Paulista tem para São Paulo (Seção 6.1). Dessa forma, este estudo de caso concentra-se prioritariamente na análise institucional da bacia PCJ interestadual (federal) e do estado de São Paulo.

O levantamento dos dados utilizados neste estudo foi feito por meio de entrevistas com gestores e técnicos da ANA, do DAEE-SP, do Comitê das

Bacias PCJ e da Agência das Bacias PCJ, realizadas entre setembro de 2013 e abril de 2014. Além disso, foram analisados o plano de recursos hídricos da bacia (COBRAPE, 2010) e diversos documentos técnicos produzidos pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2005, 2007, 2012a, 2012b, 2013a, 2013b, 2013c), além de dados secundários sobre as ações de fiscalização nas bacias PCJ, fornecidos pela ANA e pelo DAEE-SP.

O capítulo está organizado da seguinte forma. A Seção 6.1 faz uma caracterização geral da bacia, em termos geográficos, econômico e social. A seção seguinte apresenta o arcabouço institucional dos órgãos e entidades que atuam na gestão de recursos hídricos na região. A Seção 6.3 descreve as características básicas da cobrança pelo uso da água introduzida nas bacias PCJ federal e do estado de São Paulo. Em seguida, são analisados o desenho das ações de monitoramento e controle da política (Seção 6.4) e os níveis de cumprimento da regulamentação (Seção 6.5). A última seção avalia a viabilidade de se adotar a cobrança pelo uso da água como instrumento incitativo de mudança de comportamento, dada a capacidade técnica e operacional das instituições que atuam nas Bacias PCJ.

6.1. CARACTERIZAÇÃO DAS BACIAS PCJ¹⁶

As bacias hidrográficas dos rios dos Piracicaba, Capivari e Jundiá possuem uma área de 15.304 km², abrangendo os estados de São Paulo e Minas Gerais (Figura 2). 75 municípios integram essas bacias, com população total de 5,27 milhões de habitantes (2010). Essa é uma região de elevado desenvolvimento econômico, responsável por aproximadamente 5% do Produto Interno Bruto nacional, que se destaca por ser responsável pelo abastecimento hídrico de grande parte da Região Metropolitana de São Paulo.

¹⁶ Esta seção baseia-se no Plano de Recursos Hídricos das Bacias PCJ (COBRAPE, 2010) e nos documentos Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil (ANA, 2013) e Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil (ANA, 2005).

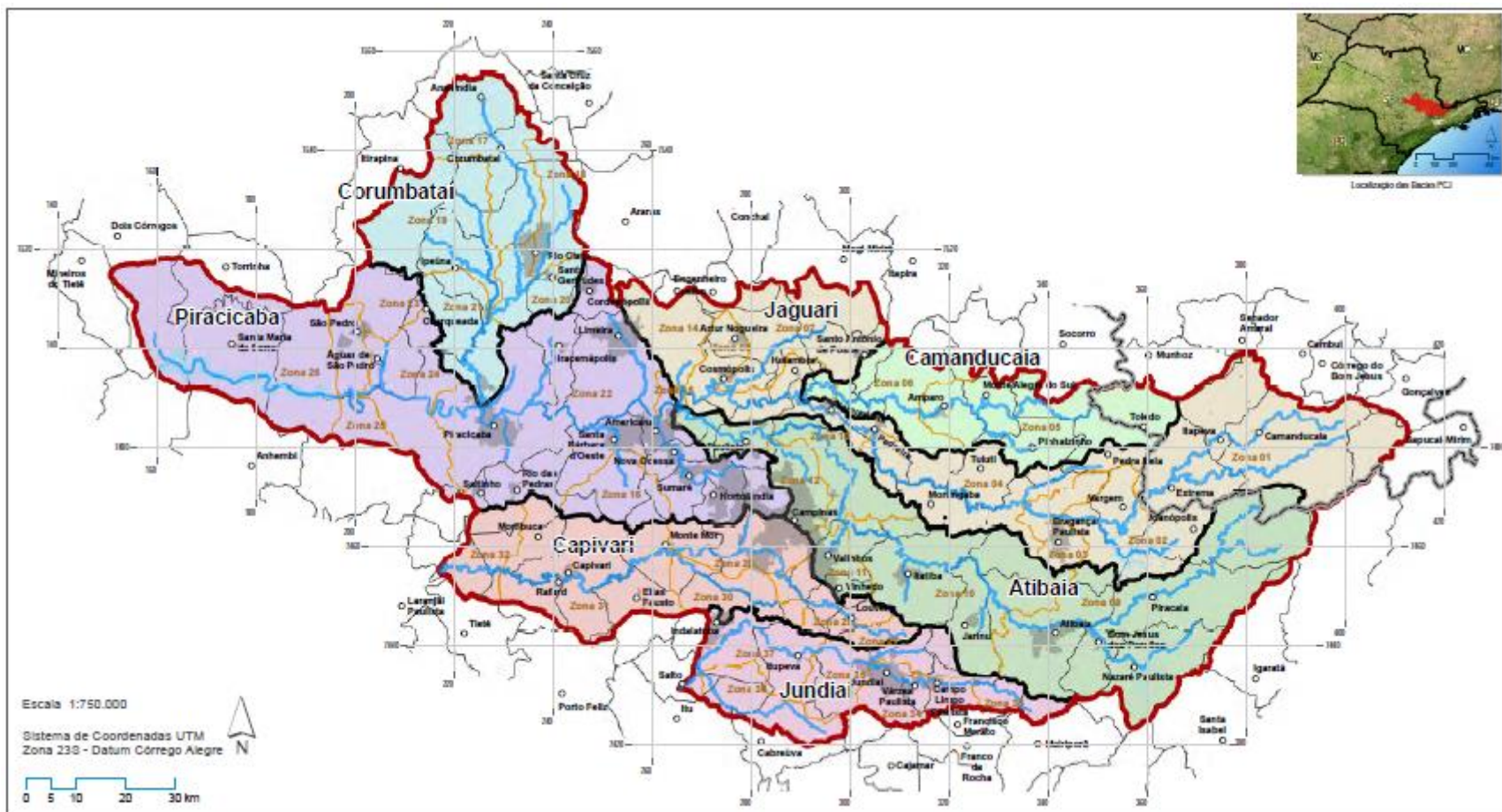


FIGURA 2 - BACIAS PCJ

Fonte: Cobrape (2010)

No âmbito da Contabilidade Nacional, o valor adicionado (VA) dos municípios pertencentes às Bacias PCJ em 2005 (R\$ 89.160.524.396) representava 17,21% do VA do estado de São Paulo, mas apenas 0,57% do estado de Minas Gerais. Em termos absolutos de valor adicionado, destacaram-se os municípios de Paulínia (R\$ 19.270.643.675), Campinas (R\$ 13.012.4586.755), Jundiaí (R\$ 7.429.698.022), Piracicaba (R\$ 4.073.209.415) e Jaguariúna (R\$ 3.889.095.774). Esses quatro municípios correspondiam a 53,5% da economia das Bacias PCJ, e a 8,9% da economia do Estado de São Paulo. Já os municípios mineiros juntos representavam, em 2005, pouco mais de 1% da economia das Bacias PCJ.

A atividade econômica da região é bastante diversificada, com grande número de empreendimentos nas áreas de comércio, serviços, indústria, agropecuária e construção civil. A indústria abriga setores modernos e plantas articuladas em grandes e complexas cadeias produtivas. Uma das divisões mais representativas é a de alimentos e bebidas, que responde por cerca de um quarto da produção do estado de São Paulo. Destacam-se, ainda, ramos mais complexos, como o de material de transporte, químico e petroquímico, de material elétrico e de comunicações, mecânico, de produtos farmacêuticos e perfumaria e de borracha.

Dentro das Bacias PCJ, os municípios paulistas apresentam maior média para o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) do que os municípios mineiros, com um valor de 0,805¹⁷.

Quanto ao balanço hídrico, as Bacias PCJ apresentam diversas áreas críticas sob o ponto de vista de quantidade e qualidade de água. A poluição dos rios da região é causada, principalmente, pelo lançamento de esgotos domésticos e cargas orgânicas de origem industrial. As baixas percentagens de coleta e tratamento de esgotos comprometem a qualidade dos mananciais de abastecimento dos principais núcleos urbanos. Apesar de ser o estado mais rico do país, São Paulo ainda possui um déficit de 40% no índice de tratamento de esgotos (CETESB, 2014; ANA, 2005).

¹⁷ De acordo com o IBGE, um IDHM acima de 0,8 é considerado alto, indicando condições favoráveis em termos de longevidade, educação e renda (COBRAPE, 2010).

O Quadro 4 apresenta as cargas orgânicas remanescentes – após o tratamento – de origem doméstica e industrial lançadas diariamente nas Bacias PCJ.

QUADRO 4 - CARGA ORGÂNICA REMANESCENTE NAS BACIAS PCJ (EM 2008)

Sub-bacia	Carga orgânica remanescente (kg DBO/dia)			%
	Doméstica	Industrial	Total	
Atibaia	22.638	2.594	25.233	15%
Camanducaia	3.098	1.473	4.571	3%
Capivari	14.612	729	15.341	9%
Corumbataí	10.141	2.330	12.471	7%
Jaguari	14.278	486	14.764	9%
Jundiá	18.872	20.836	39.708	23%
Piracicaba	55.226	2.837	58.063	34%
TOTAL	138.866	31.286	170.151	100%

Fonte: Cobrape (2010)

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb) avaliou, em 2009, a conformidade de amostras coletadas em diferentes pontos de monitoramento nas Bacias PCJ com os padrões de qualidade da Resolução Conama 357/2005. O Quadro 5 demonstra que 81% das amostras estavam em desconformidade com o padrão de qualidade Oxigênio Dissolvido (OD).

QUADRO 5 - ATENDIMENTO AOS PADRÕES DE QUALIDADE DA RESOLUÇÃO CONAMA 357/05 (EM 2008)

Categoria	pH		O.D.		Turbidez	
	Absoluto	%	Absoluto	%	Absoluto	%
Qtd de Resultados Conformes	2707	100	309	19	1588	71
Qtd de Resultados Não Conformes	0	0	1312	81	642	29
Qtd de Resultados Totais	2707	100	1621	100	2230	100

Fonte: Cetesb (2009) *apud* Cobrape (2010)

O Quadro 6 demonstra que quase dois terços dos trechos de rios da região não atendem à proposta de enquadramento formulada no plano de recursos hídricos das Bacias PCJ. Do total de trechos não enquadrados, 38% concentram-se nas sub-bacias dos rios Piracicaba e Jaguari. A bacia do rio Capivari, no entanto, é a que apresenta a maior concentração de trechos

problemáticos: 90% dos trechos desta bacia não atendem ao enquadramento proposto.

QUADRO 6 - TRECHOS ENQUADRADOS E NÃO ENQUADRADOS NAS BACIAS PCJ EM 2008

Sub-bacia	Comprimento de trechos (km)			Comprimento de trechos (%)	
	Enquadrados	Não enquadrados	Total	Enquadrados	Não enquadrados
Atibaia	177,44	221,06	398,5	45%	55%
Camanducaia	81,04	77,61	158,65	51%	49%
Capivari	24,83	224,17	249	10%	90%
Corumbataí	115,51	118,01	233,52	49%	51%
Jaguari	247,75	229,94	477,69	52%	48%
Jundiaí	95,6	158,38	253,99	38%	62%
Piracicaba	89,54	252,37	341,91	26%	74%
TOTAL	831,72	1.281,54	2.113,26	39%	61%

Fonte: Cobrape (2010)

6.2. ARRANJO INSTITUCIONAL

Maranhão (2007) elaborou um sistema de indicadores para avaliar o planejamento e a gestão dos recursos hídricos, segundo o modelo de gerenciamento estabelecido no Brasil após a aprovação da Lei 9.433/1997. Para aferir a maturidade institucional da bacia hidrográfica, o autor utilizou dois indicadores, que ele chamou de Suíte Institucional (G1) e Suíte Instrumental (G2). O primeiro avalia a presença dos seguintes parâmetros: (a) órgão gestor de recursos hídricos dotado da independência ou autonomia necessária, com equipe técnica adequadamente dimensionada em número, formação e capacitação específica; (b) conselho de bacia hidrográfica constituído e operando, com diretoria democraticamente eleita e câmaras técnicas em funcionamento; (c) plano de recursos hídricos elaborado e aprovado; (d) cobrança pelo uso da água aprovada; (d) agência de água ou entidade delegatária de suas funções instalada e cobrança operacionalizada. Já a Suíte Instrumental afere se os instrumentos de gestão previstos em lei estão operacionais na bacia.

Entre as bacias avaliadas por Maranhão, as Bacias PCJ obtiveram a maior nota no indicador G1, ao lado da bacia do rio Paraíba do Sul. O autor considera atendida, para essas duas bacias, a exigência de existência de órgão gestor de recursos hídricos independente e com equipe adequadamente dimensionada. Para os rios de domínio da União, essa condição foi cumprida

no ano 2000, com a criação da Agência Nacional de Águas (ANA). Nos rios de domínio estadual, as Bacias PCJ têm situação privilegiada, uma vez que contam com órgãos responsáveis pelo planejamento e gestão dos recursos hídricos vinculados diretamente a um Secretário de Estado, com autonomia administrativa e recursos financeiros definidos: o Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE-SP) e o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM-MG).

O DAEE-SP tem estrutura administrativa robusta. Além da sede na capital do estado, o órgão possui oito diretorias descentralizadas, conhecidas como Diretorias de Bacia, as quais contam com unidades técnicas para gerenciamento das bacias hidrográficas estaduais (DAEE, 2014b).

Os demais parâmetros da Suíte Institucional estão igualmente atendidos. Os Comitês PCJ Federal e Estaduais estão regularmente constituídos, assim como diversas câmaras técnicas e grupos de trabalho. O primeiro plano de recursos hídricos para as Bacias PCJ foi aprovado ainda em 1993, já tendo sofrido diversas atualizações – a mais recente, em 2010, que contempla atualização do enquadramento dos corpos de água e programa para efetivação do enquadramento até o ano de 2035. A cobrança pelo uso da água foi aprovada em 2005, tendo sido iniciada em 2006. E, finalmente, as Bacias PCJ contam com uma bem estruturada entidade delegatária das funções de agência de águas, a Agência PCJ, com sede na cidade de Piracicaba/SP.

Também na avaliação do indicador G2, as Bacias PCJ obtêm boa pontuação, indicando razoável grau de utilização dos instrumentos de gestão previstos na Política Nacional de Recursos Hídricos.

Percebe-se, portanto, que, quando comparadas a outras bacias hidrográficas nacionais, as Bacias PCJ contam com bom nível de estruturação institucional. No entanto, essa região enfrenta desafios complexos para o gerenciamento dos recursos hídricos, devido à abrangência, intensidade, número e dispersão de conflitos pelo uso da água e da existência de áreas críticas em termos de poluição hídrica. Nesse cenário, talvez o arcabouço institucional das Bacias PCJ, apesar de atender ao que a Lei das Águas determina, seja insuficiente para lidar com os desafios que lhe são impostos.

6.3. HISTÓRICO DA COBRANÇA NAS BACIAS PCJ

A cobrança pelo uso da água em rios de domínio da União nas Bacias PCJ teve início em janeiro de 2006. A cobrança estadual na Bacia PCJ Paulista foi iniciada em janeiro de 2007 e, em diferentes trechos de rios de domínio do estado de Minas Gerais, em março de 2010 e em janeiro de 2012.

A cobrança foi estabelecida após a consolidação de um pacto entre os Poderes Públicos, setores usuários e organizações civis representadas no âmbito dos Comitês PCJ visando à melhoria das condições relativas à quantidade e à qualidade das águas da região. Os valores pagos pelo uso dos recursos hídricos foram discutidos e estudados no âmbito dos Comitês PCJ de forma a não causar impactos significativos nos custos dos usuários (COBRAPE, 2010). Obviamente, se a premissa da cobrança é não impactar os custos operacionais dos usuários de recursos hídricos, o objetivo de evidenciar o valor econômico da água para estimular o seu uso racional fica comprometido. Como destaca Hartmann (2010), o modelo de cobrança introduzido no Brasil orienta-se nas necessidades financeiras das respectivas bacias e não no objetivo de reduzir, por meio do preço, a demanda por água como insumo ou como meio receptor para efluentes poluídos.

O Quadro 7 relaciona os valores praticados nas Bacias PCJ entre 2008 e 2016.

QUADRO 7 - VALORES DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NAS BACIAS PCJ

Tipo de uso	Unidade	2008		2014		2015		2016	
		Valor (R\$)	Valor (R\$)	% ⁽¹⁾	Valor (R\$)	% ⁽¹⁾	Valor (R\$)	% ⁽¹⁾	
Captação de água bruta	R\$/m ³	0,0100	0,0108	8,0	0,0118	18,0	0,0127	27,0	
Consumo de água bruta	R\$/m ³	0,0200	0,0217	8,5	0,0235	17,5	0,0255	27,5	
Lançamento de efluentes	R\$/kg de DBO ⁽²⁾	0,1000	0,1084	8,4	0,1175	17,5	0,1274	27,4	
Transposição de bacia	R\$/m ³	0,0150	0,0163	8,7	0,0176	17,3	0,0191	27,3	

(1) Percentuais calculados em relação aos valores de 2008

(2) Demanda Bioquímica de Oxigênio

Fontes: CBH-PCJ (2007) e CNRH (2014)

Em função de determinação do art. 3º, § 1º, da Resolução CNRH 52/2005, os preços unitários cobrados em 2006 e 2007 corresponderam a, respectivamente, 60% e 75% dos preços estabelecidos para 2008. De 2008 a

2013, não houve qualquer alteração nos valores da cobrança e, em 2014, foram aprovados reajustes de aproximadamente 8%, 17% e 27% para os exercícios de 2014, 2015 e 2016, respectivamente (Quadro 7). Contudo, a inflação registrada pelo Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA) entre 2008 e 2014 foi de quase 40%. Ou seja, os reajustes previstos para até o final de 2016 não repõem nem mesmo a inflação do período 2008-2014.

Como visto na Seção 4.6, Serôa da Motta *et al.* (1999) recomendam que, para minimizar a oposição ao instrumento, a instituição da cobrança deve contar com o envolvimento das partes interessadas e seu valor deve ser baixo em um primeiro momento, mas, gradualmente, deve ser elevado para passar a induzir mudanças de comportamento. Entretanto, no Brasil, os usuários de recursos hídricos têm peso relevante na tomada de decisão dos comitês de bacia e exercem sua influência para evitar elevações significativas no preço cobrado pelo uso da água.

Em 2012, o setor de saneamento foi responsável por aproximadamente 87% dos valores cobrados na Bacia PCJ Federal. A indústria, por 13%, e os demais setores, juntos, não alcançaram 1%. Do total cobrado, 58% referem-se à transposição de água captada nas Bacias PCJ para outras bacias; 25% à captação e uso na própria bacia; 11% ao consumo de água (volume captado, mas não devolvido ao corpo hídrico); e apenas 7% ao lançamento de efluentes no corpo de água (Quadro 8).

O baixo percentual do valor cobrado pelo lançamento de efluentes em comparação à cobrança pela captação, consumo, e transposição sugere um possível desequilíbrio em favor dos poluidores. Ainda que as Bacias PCJ enfrentem problemas de escassez de recursos hídricos, o que fica evidente diante da crise de abastecimento de água na região metropolitana de São Paulo em 2014, a região historicamente também enfrenta sérios problemas de poluição em diversas áreas da bacia (Seção 6.1).

QUADRO 8 - VALORES COBRADOS NA BACIA PCJ INTERESTADUAL EM 2012

Setor	Qtd ⁽¹⁾	Valores nominais (R\$ 1000)					Valor cobrado ⁽²⁾	%
		Captação	Consumo	Lançamento	Transposição	Total		
Saneamento	27	2.683	1.321	987	10.072	15.063	15.599	87
Indústria	62	1.619	599	192	-	2.410	2.331	13
Agropecuária	11	7	6	0	-	13	13	0
Extração de areia	13	7	3	-	-	9	10	0
Outro	4	-	-	3	-	3	3	0
Total	117	4.315	1.929	1.181	10.072	17.497	17.955	100
%		25	11	7	58	100		

Fonte: adaptado de ANA (2013)

(1) Quantidade de usuários sujeitos à cobrança na Bacia PCJ Interestadual

(2) O valor cobrado corresponde ao valor nominal somado ao ajuste que leva em consideração a diferença entre as vazões previstas e medidas no exercício anterior, deduzido dos valores referentes ao Mecanismo Diferenciado de Pagamento (MDP). Por meio do MDP, usuários do setor de saneamento tiveram, em 2012, um abatimento de R\$ 221.694,70 no valor cobrado em razão de investimentos voluntários em ações de melhoria da quantidade ou qualidade da água.

A despeito de o preço cobrado por unidade de carga orgânica lançada não ter sofrido alterações entre 2009 e 2012, observou-se um aumento dos valores cobrados na Bacia PCJ Federal entre 2009 e 2010, seguido de uma queda entre 2010 e 2012 (Quadro 9). Essas variações refletem mudanças no volume de efluentes lançados anualmente na bacia pelos usuários de recursos hídricos, particularmente do setor de saneamento, responsável por quase 90% dos valores cobrados no período.

QUADRO 9 – VALORES COBRADOS PELO LANÇAMENTO DE EFLUENTES NA BAICIA PCJ INTERESATUAL (EM R\$ 1000)

Setor	2009			2010			2011			2012		
	Qtd ⁽¹⁾	Total cobrado	Total por usuário	Qtd	Total cobrado	Total por usuário	Qtd	Total cobrado	Total por usuário	Qtd	Total cobrado	Total por usuário
Indústria	55	189	3	62	182	3	58	174	3	62	192	3
Saneamento	25	1.083	43	25	1.290	52	24	1.041	43	27	987	37
Outros	21	1	0	24	2	0	21	2	0	28	2	0
Total	101	1.273	13	111	1.474	13	103	1.217	12	117	1.181	10

Fonte: adaptado de ANA (2013a, 2012a, 2011, 2010)

(1) Quantidade de usuários de recursos hídricos

A partir dos dados do Quadro 9, e considerando que até 2013 eram cobrados R\$ 0,10 para cada quilograma de matéria orgânica lançada –

expressa em Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) –, é possível estimar a carga média de DBO lançada por usuário da bacia (Figura 3).

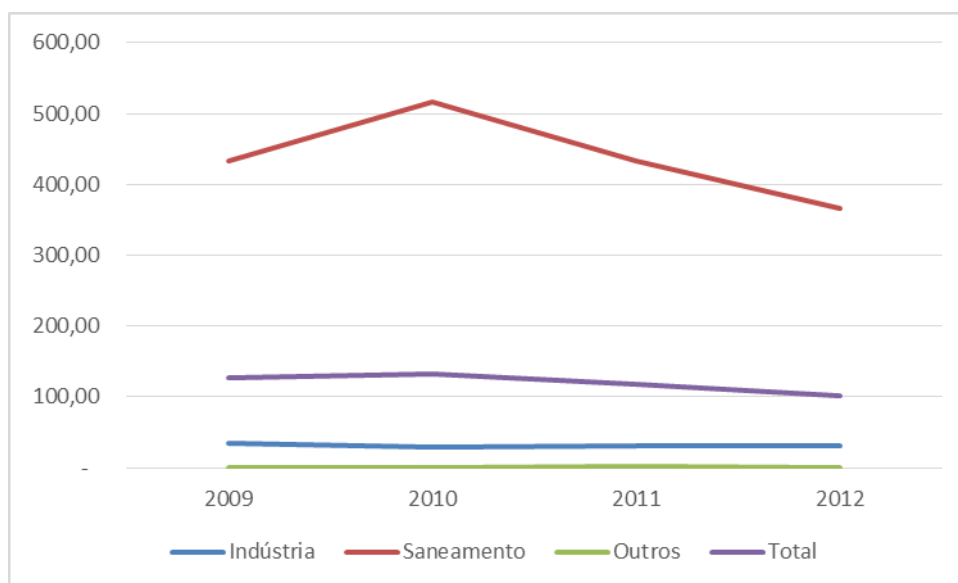


FIGURA 3 - CARGA MÉDIA DE DBO LANÇADA POR USUÁRIO DA BACIA PCJ FEDERAL (EM TONELADAS/ANO)

Fonte: elaborado pelo autor a partir de ANA (2013a, 2012a, 2011, 2010)

Percebe-se que o padrão de lançamentos da indústria e de usuários dos demais setores, exceto saneamento, manteve-se praticamente estável durante o período. Quanto ao setor de saneamento, apesar da alta de 2010, o gráfico sugere uma tendência de queda no volume de lançamentos por usuário. No entanto, essa tendência pode refletir não necessariamente uma mudança de comportamento induzida pela cobrança, mas um reflexo da política de investimentos públicos em coleta e tratamento de esgotos no estado de São Paulo¹⁸. De fato, antes do início da cobrança nas Bacias PCJ, em 2006, já se observava a evolução do índice de atendimento de esgotos na região (Figura 4).

¹⁸ Durante a execução deste trabalho, não se teve acesso a séries históricas com dados relativos à carga de matéria orgânica lançada anualmente nas Bacias PCJ que pudessem refletir com maior precisão a tendência de evolução dos lançamentos antes do início da cobrança e auxiliassem na avaliação de possíveis efeitos do instrumento no comportamento dos usuários de recursos hídricos.

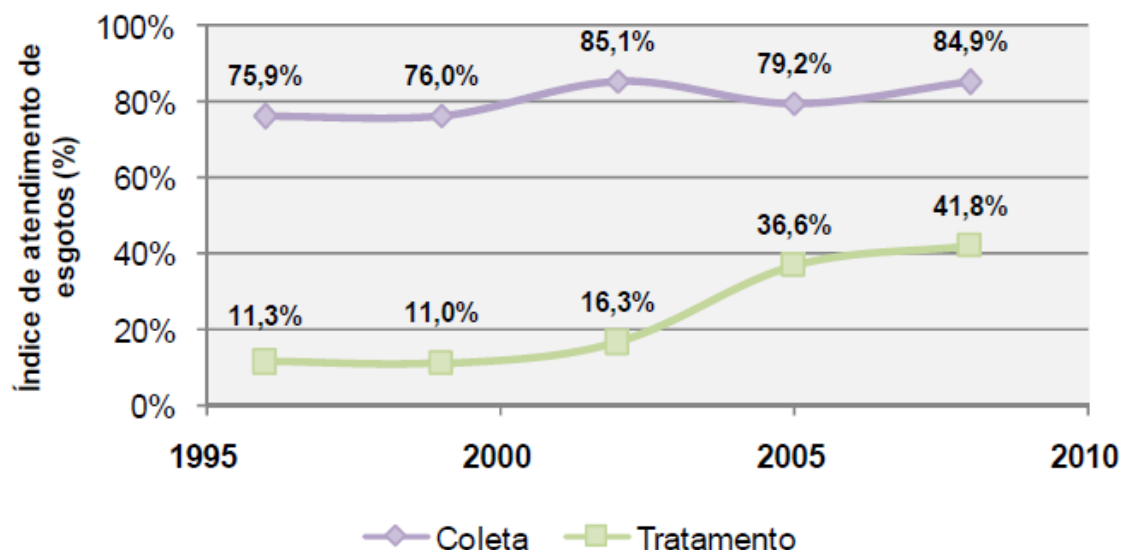


FIGURA 4 - EVOLUÇÃO DA COLETA E TRATAMENTO DE ESGOTOS NAS BACIAS PCJ

Fonte: Cobrape (2010)

6.4. MONITORAMENTO E CONTROLE

Esta seção analisa o desenho das ações de monitoramento e controle da cobrança pelo uso da água nas bacias PCJ. Na análise, duas dimensões de monitoramento são consideradas: a primeira é o monitoramento da qualidade ambiental, que implica mensurações periódicas da qualidade da água e avaliação contínua do atingimento das metas definidas na política e no plano de recursos hídricos; a segunda dimensão corresponde ao monitoramento da regularidade dos usuários. Esta, por sua vez, subdivide-se em dois grupos: (i) fiscalização dos usos de recursos hídricos, o qual contempla atividades como a verificação do cumprimento de termos e condições previstos nas outorgas¹⁹, da fidedignidade de auto-relatórios de lançamentos e da existência de usuários não cadastrados; e (ii) averiguação da adimplência de pagamentos da cobrança e de eventuais multas.

Por controle, entende-se a adoção de medidas para impor a obediência à regulamentação, entre elas: a aplicação de penalidades aos usuários infratores e ações de cobrança contra usuários inadimplentes. A atividade de

¹⁹ A verificação do cumprimento de termos e condições previstos nas outorgas está intimamente ligada à avaliação da conformidade da cobrança pelo uso da água, uma vez que, no caso dos usuários não sujeitos à obrigatoriedade de apresentação da Declaração Anual de Usos de Recursos Hídricos (Daurh), a cobrança é realizada com base nos volumes outorgados.

fiscalização integra ambos os grupos monitoramento e controle. Ao mesmo tempo em que monitora a regularidade dos usuários, essa atividade aplica sanções a usuários irregulares e, assim, eleva a expectativa de controle mesmo entre usuários que não foram diretamente inspecionados, induzindo-os a respeitar a regulamentação.

6.4.1. MONITORAMENTO QUALITATIVO

Como visto no Cap. 5, dois instrumentos de planejamento previstos na Lei das Águas se prestam a definir metas de qualidade para orientar a gestão de recursos hídricos: os planos de recursos hídricos e o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água. No entanto, esses instrumentos não têm sido bem utilizados no Brasil. De um modo geral, os planos de recursos hídricos elaborados no país são bons estudos técnicos e fazem bons diagnósticos e prognósticos para a respectiva bacia hidrográfica. Porém, a maioria dos planos não traz metas de qualidade claras e bem definidas, tampouco define usos prioritários ou diretrizes para a gestão. Assim, os planos não têm consequência regulatória. Ou seja, não orientam a utilização dos demais instrumentos de gestão, como a outorga e a cobrança.

Quanto ao enquadramento, apesar de o instrumento existir no país há mais de trinta anos, sua utilização ainda é muito limitada. Apenas dez das 27 Unidades da Federação enquadraram total ou parcialmente seus corpos de água e somente três bacias interestaduais têm corpos hídricos enquadrados. Mesmo entre as bacias enquadradas, várias necessitam de atualização, pois foram enquadradas segundo sistemas de classificação substituídos pela legislação mais recente (ANA, 2007). Na maior parte dos casos, o enquadramento foi realizado sem fundamentação objetiva, pois à época a rede de monitoramento qualitativa ainda era quase inexistente e não se conheciam as reais demandas pelo uso dos recursos hídricos, uma vez que não havia cadastro de usuários por bacia hidrográfica. A maioria dos corpos de água está enquadrada na classe 2, a despeito de existir no país uma grande quantidade de rios extremamente poluídos, que não seriam enquadráveis nem mesmo na classe 4 e para os quais não há sequer perspectiva de, no futuro, chegar à classe 2. Dessa forma, o instrumento caiu em descrédito, não cumprindo o seu

objetivo básico de estabelecer o nível de qualidade a ser alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água ao longo do tempo.

Além de definir metas de qualidade, qualquer programa ambiental deve contar com monitoramento periódico dos padrões ambientais. Apesar de disparidades regionais, o monitoramento quantitativo dos recursos hídricos no Brasil é, no geral, satisfatório. A rede nacional conta com 6.470 estações de monitoramento fluviométrico e fornece informações hidrológicas em tempo real. Entretanto, o monitoramento qualitativo ainda enfrenta grandes desafios. As principais fontes de informação sobre a qualidade das águas no país são os órgãos estaduais gestores de recursos hídricos e os órgãos estaduais de meio ambiente, que muitas vezes sofrem com significativas restrições orçamentárias. As redes estaduais contavam, em 2010, com 2.825 pontos de monitoramento qualitativo, mas muitas delas realizam apenas uma coleta por ano e não avaliam quantidade de parâmetros suficiente para caracterizar a qualidade do corpo hídrico e orientar sua gestão. No geral, o monitoramento da qualidade de água no Brasil é feito de forma dispersa e não padronizada e não conta com séries históricas longas e consistentes (ANA, 2013).

Percebe-se, portanto, que o Brasil enfrenta na gestão de recursos hídricos os mesmos problemas que Serôa da Motta *et al.* (1999) observaram na utilização de instrumentos de incentivo econômico em diversos países da América Latina e Caribe: falhas no estabelecimento e no monitoramento de metas de qualidade ambiental. E nenhuma política ambiental, seja ela implementada por instrumentos econômicos ou de comando-controle, será bem sucedida se não houver metas claras e avaliações periódicas do alcance dessas metas.

Contudo, a situação das Bacias PCJ no monitoramento de padrões ambientais é melhor do que a média do país. De fato, as redes de monitoramento estaduais de qualidade da água do estado de São Paulo, iniciada em 1974, e do estado de Minas Gerais, criada em 1977, destacam-se no panorama nacional. Em São Paulo, o monitoramento é realizado pela Cetesb, órgão estadual de meio ambiente de referência no país, e conta com 409 pontos de monitoramento, nos quais são realizadas entre seis e 24 coletas anuais e avaliados de 36 a 53 parâmetros de qualidade. Minas Gerais tem 531

pontos de monitoramento e avalia entre 29 e 55 parâmetros ao longo de quatro coletas anuais (ANA, 2013).

O novo plano de recursos hídricos das Bacias PCJ, aprovado pelo comitê das bacias em 2010, apresentou proposta de atualização de enquadramento dos corpos de água da região, estabelecendo objetivos de qualidade a serem alcançados por meio de metas progressivas intermediárias e meta final de qualidade de água, conforme estipulam a Resolução CNRH 91/2008, art. 2º, § 1º, e a Resolução Conama 357/2005, art. 38, §2º. Além disso, foi elaborado programa para efetivação do enquadramento com a finalidade de viabilizar o alcance ou a manutenção das condições e dos padrões de qualidade pactuados, contendo propostas de ações de gestão e prazos de execução, planos de investimentos e instrumentos de compromisso. Até hoje, as Bacias PCJ foram as únicas no país a elaborar o programa para efetivação do enquadramento, previsto na Resolução CNRH 91/2008. Esse é um passo inicial na superação da ausência de metas ambientais a orientar a gestão de recursos hídricos. Contudo, a nova proposta de enquadramento e o respectivo programa de efetivação do enquadramento ainda não foram submetidos à aprovação do respectivo Conselho de Recursos Hídricos. Dessa forma, as metas definidas no plano da bacia não são impositivas.

6.4.2. FISCALIZAÇÃO

A Agência Nacional de Águas (ANA) é responsável por exercer a atividade de fiscalização do uso dos recursos hídricos em rios de domínio da União, averiguando infrações e aplicando penalidades, conforme disposição dos artigos 49 e 50 da Lei 9.433/1997. Essa atribuição é executada pela Superintendência de Fiscalização, criada em 2010. A atividade de fiscalização de usos de recursos hídricos tem como objetivos principais a verificação do cumprimento de termos e condições previstos nas outorgas, a identificação e autuação de usuários irregulares e a garantia do uso múltiplo das águas, buscando, assim, dirimir conflitos pela utilização da água, sobretudo em bacias críticas.

A atividade fiscalizadora da ANA tem caráter mais preventivo e educativo do que repressivo, o que fica evidente pela natureza das penalidades usualmente aplicadas (ver Seção 6.5.2). Os artigos 19 a 21 da Resolução CNRH 662/2010 tipificam as infrações às normas de utilização de recursos

hídricos. Entre elas: derivar ou utilizar recursos hídricos para qualquer finalidade sem a respectiva outorga de direito de uso; utilizar-se de recursos hídricos ou executar obras ou serviços em desacordo com as condições estabelecidas na outorga; e fraudar as medições dos volumes de água utilizados ou declarar valores diferentes dos medidos. Tais infrações sujeitam o usuário às seguintes penalidades: (i) advertência; (ii) multa, simples ou diária, proporcional à gravidade da infração, de R\$ 100,00 a R\$ 10.000,00; (iii) embargo provisório; (iv) embargo definitivo, com revogação da outorga.

A ANA tem recursos bastante limitados dedicados à atividade fiscalizatória. A Gerência de Fiscalização de Uso de Recursos Hídricos conta com apenas quatorze fiscais, todos lotados em Brasília, para atuar em todo o país. Dessa forma, a Agência, em linha com as orientações da literatura (Seção 3.2), procura otimizar seus esforços de *enforcement* de três maneiras: (1) exigindo que usuários declarem seus usos de recursos hídricos (auto-relato); (2) focalizando as ações de fiscalização de acordo com critérios pré-definidos; (3) graduando a pena aplicada de acordo com a gravidade da infração detectada.

A Resolução ANA 782/2009 determina que grandes usuários devem informar anualmente os volumes mensais captados ou lançados em corpos de água de domínio da União ao longo do ano anterior por meio da Declaração do Uso de Recursos Hídricos (Daurh). Determina, ainda, que esses usuários devem instalar sistema de medição dos volumes retirados e lançados, ao qual os representantes da ANA devem ter livre acesso a fim fiscalizar a vazão medida²⁰.

De um total de 321 usuários cadastrados na Bacia PCJ Federal, 57 (17,8%) estavam obrigados a apresentar a Daurh no exercício de 2012 (ANA, 2013). Em contraste, 84% das fontes de poluição hídrica nos Estados Unidos e

²⁰ A Resolução ANA 833/2011 determina que todos os usuários sujeitos à outorga – e não apenas aqueles obrigados a declarar a Daurh – devem implantar e manter em funcionamento equipamentos de medição para monitoramento contínuo da vazão captada e lançada. Entretanto, a Superintendência de Fiscalização da ANA reconhece que a maior parte dos usuários na maioria das bacias hidrográficas ainda não dispõe de sistemas de medição de vazão. Como a norma ainda é relativamente recente, a ANA tem cobrado com mais intensidade, em suas ações de fiscalização, a instalação de sistemas de monitoramento da vazão captada, principalmente nas bacias que enfrentam escassez de água, deixando a fiscalização da exigência de monitoramento da vazão lançada para um segundo momento.

100% dos usuários sujeitos à cobrança pelo lançamento de efluentes na Colômbia devem apresentar auto-relatórios (RUSSELL, 1990, *apud* STERNER e CORIA, 2012; BLACKMAN, 2009).

Caso os fiscais da ANA detectem alguma irregularidade na Daurh, eles farão uma advertência por escrito, determinando a retificação da declaração, a adequação do uso ou a solicitação de alteração da outorga. Se o problema persistir, a Agência aplicará a penalidade cabível.

A focalização da atividade de fiscalização é definida no âmbito do planejamento anual da ANA. Normalmente, são priorizadas ações em bacias hidrográficas onde ocorrem conflitos pelo uso da água, existe escassez quantitativa ou qualitativa, ou a cobrança já foi implantada. Dentro da bacia, as ações de fiscalização usualmente são concentradas nos maiores usuários, cujo impacto do uso dos recursos hídricos, em termos quantitativos ou qualitativos, é mais expressivo. Todavia, essas diretrizes não estão formalizadas em normas internas da entidade. A título de comparação, as normas internas da agência ambiental norte-americana estabelecem a meta de que as principais fontes poluidoras de recursos hídricos recebam uma inspeção completa ao menos uma vez a cada dois anos. As demais fontes devem ser inspecionadas pelo menos uma vez a cada cinco anos (GRAY e SHIMSHACK, 2011).

O terceiro método adotado pela ANA para otimizar seus esforços de *enforcement* é a gradação da pena. A legislação prevê a aplicação de pena proporcional à gravidade da infração e aplicação de multa em dobro em caso de reincidência. Em um caso extremo, a Agência pode determinar o embargo definitivo do empreendimento irregular, revogando a outorga de uso de recursos hídricos.

Os procedimentos de fiscalização aplicáveis aos corpos de água de domínio do estado de São Paulo são definidos na Portaria DAEE-SP 1/1998. Da mesma forma que a legislação federal, a norma paulista estabelece penas proporcionais à gravidade da infração – que podem ser advertência, multa simples ou diária, intervenção administrativa e embargo definitivo – e a possibilidade de aplicar multa de valor dobrado em caso de reincidência.

A fiscalização da Bacia PCJ Paulista é realizada pelo Centro de Gerenciamento de Recursos Hídricos da Diretoria de Bacia do Médio Tietê (CGRH/BMT) do DAEE-SP. Da mesma forma que ocorre com a ANA, o DAEE-

SP enfrenta limitações em sua capacidade fiscalizatória. O CGRH/BMT conta atualmente com 23 profissionais para atuar não só na atividade de fiscalização, mas também no planejamento e gestão de recursos hídricos, no cadastramento e suporte a usuários, na análise de processos de outorga, no acompanhamento de projetos do Fundo Estadual de Recursos Hídricos (Fehidro), e na participação e suporte técnico e administrativo aos comitês das bacias PCJ e Sorocaba e Médio Tietê e às suas câmaras técnicas.

Atualmente, o Centro de Gerenciamento de Recursos Hídricos da Diretoria do BMT não faz planejamento da atividade fiscalizatória. As ações de fiscalização são realizadas para responder a denúncias recebidas ou para averiguações específicas no caso de processos em andamento (DAEE-SP, 2014a).

6.4.3. ARRECADAÇÃO E COBRANÇA

A arrecadação das receitas oriundas da cobrança pelo uso da água é realizada pelo órgão gestor, de acordo com a dominialidade dos corpos hídricos. Assim, a ANA emite os boletos de cobrança e gerencia a arrecadação dos pagamentos dos usuários federais. O DAEE-SP e o IGAM-MG fazem o mesmo para os usuários de recursos hídricos de domínio dos estados de São Paulo e Minas Gerais, respectivamente.

No caso da Bacia PCJ Interestadual, a cobrança de usuários inadimplentes segue a legislação tributária federal. Quando o usuário não paga o boleto de cobrança até a data de vencimento, a ANA emite uma notificação. Se o usuário permanecer inadimplente, ele será inscrito no Cadastro Informativo de Créditos não Quitados do Setor Público Federal (Cadin) e, em seguida, será executada a cobrança judicial da dívida. Para usuários das bacias paulista e mineira, a cobrança segue os ritos previstos nas respectivas legislações estaduais.

6.5. COMPLIANCE

Com base em dados fornecidos pela ANA e pelo DAEE-SP, esta seção avalia os níveis de cumprimento da regulamentação por parte dos usuários das Bacias PCJ. Na medida do possível, esses dados serão comparados com o *status* médio de *compliance* observado na Colômbia, que implantou a cobrança pela descarga de efluentes em 1997.

A despeito dos problemas de implementação, o programa colombiano é tido como um exemplo relativamente bem sucedido de aplicação de instrumentos de incentivo econômico em um país em desenvolvimento (BLACKMAN, 2009; KATHURIA, 2006). No entanto, a comparação da cobrança brasileira com o programa colombiano deve ser tomada com cautela. Apesar de a Colômbia ter muitas semelhanças com o Brasil no que diz respeito aos problemas de poluição hídrica que enfrenta, existem diferenças econômicas e culturais entre os dois países. Além disso, o programa colombiano tem caráter incitativo. Ou seja, procura induzir a mudança de comportamento das fontes poluidoras a partir dos incentivos econômicos associados às taxas sobre lançamentos. No Brasil, ao contrário, a cobrança assumiu caráter de instrumento prioritariamente arrecadatário.

6.5.1. NÍVEIS DE INADIMPLÊNCIA

O Quadro 10 apresenta os valores cobrados e o percentual arrecadado nas Bacias PCJ (federal e estadual) e nas demais bacias interestaduais. A inadimplência média na Bacia PCJ Federal, de apenas 1,2%, é a mais baixa entre todas as bacias interestaduais²¹. Nas demais bacias federais, a inadimplência também é relativamente baixa, variando de 1,2 a 7,3%, à exceção da bacia do rio Doce, onde a inadimplência média chega a 47%. Isso ocorre devido a uma particularidade da região: três grandes usuários são responsáveis por mais de 80% do valor cobrado, sendo que um deles contesta a cobrança na Justiça e efetua os pagamentos correspondentes em juízo e outro, que estava inadimplente, parcelou o débito recentemente²².

²¹ Neste trabalho, a inadimplência é calculada subtraindo-se o valor arrecadado do valor cobrado no exercício.

²² Nos primeiros anos de cobrança pelo uso da água na bacia do rio Paraíba do Sul, o principal usuário da bacia, a Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), também ingressou com uma ação na Justiça contra a cobrança. Por esse motivo, entre os anos de 2003 e 2007, os níveis de inadimplência na bacia ficaram acima de 30%.

QUADRO 10 - VALORES COBRADOS E ARRECADADOS (EM R\$ 1000)

Bacia Hidrográfica	Domínio	Início	2003 a 2006		2007		2008		2009		2010	
			Cobrado	Arrecadado	Cobrado	Arrecadado	Cobrado	Arrecadado	Cobrado	Arrecadado	Cobrado	Arrecadado
Paraíba do Sul (CEIVAP)	União	mar/03	40.057	62,1%	8.907	69,4%	9.161	88,2%	10.301	96,0%	10.840	114,5%
Paraíba do Sul (Transposição PBS/Guandu)	União	jan/07	-		-		-		-		-	
Piracicaba, Capivari, Jundiá (Comitês PCJ)	União	jan/06	10.805	92,7%	13.238	102,2%	17.884	95,3%	16.993	99,7%	17.361	101,1%
São Francisco (CBHSF)	União	jul/10	-		-		-		-		10.592	81,5%
Doce (CBH-Doce)	União	nov/11	-		-		-		-		-	
Total Bacias Interestaduais			50.862	68,6%	22.146	90,2%	27.045	93,5%	27.294	99,8%	38.793	108,4%
PCJ (paulista)	SP	jan/07	-		11.000	89,0%	13.000	90,5%	16.500	89,6%	18.572	90,1%
PJ (mineiro)	MG	mar/10	-		-		-		-		43	99,3%
Piracicaba	MG	jan/12	-		-		-		-		-	
Total PCJ Estadual (MG e SP)			-		11.000	89,0%	13.000	90,5%	16.500	89,6%	18.615	90,1%

Bacia Hidrográfica	2011		2012		2013		TOTAL	
	Cobrado	Arrecadado	Cobrado	Arrecadado	Cobrado	Arrecadado	Cobrado	Arrecadado
Paraíba do Sul (CEIVAP)	10.295	248,3%	10.066	102,4%	11.305	96,4%	110.932	97,5%
Paraíba do Sul (Transposição PBS/Guandu)	-		-		-		-	
Piracicaba, Capivari, Jundiá (Comitês PCJ)	16.411	100,6%	17.955	99,4%	17.863	98,2%	128.510	98,8%
São Francisco (CBHSF)	21.816	89,8%	21.809	98,6%	22.905	95,0%	77.122	92,7%
Doce (CBH-Doce)	1.142	0,0%	9.200	37,4%	8.405	77,4%	18.748	53,0%
Total Bacias Interestaduais	49.664	131,1%	59.030	95,0%	60.478	97,5%	335.311	98,3%
PCJ (paulista)	17.144	98,2%	17.144	103,1%	17.088	98,5%	110.448	94,6%
PJ (mineiro)	67	99,5%	93	99,8%	103	116,3%	306	105,3%
Piracicaba	-		3.904	100,3%	7.599	102,5%	11.503	101,8%
Total PCJ Estadual (MG e SP)	17.211	98,2%	21.140	102,6%	24.791	99,8%	122.257	95,3%

Fonte: ANA (2014)

Obs.:

- A tabela apresenta os valores totais cobrados pelo uso da água, incluindo as parcelas referentes à captação, consumo, lançamento e transposição, mas não os valores referentes ao aproveitamento do potencial hidrelétrico, regulamentado pelo Decreto 7.402/2010.
- Dados atualizados até março de 2014.

Os índices de inadimplência estaduais também são baixos. A Figura 5 apresenta a evolução dos valores cobrados e arrecadados nas Bacias PCJ Federal e de domínio dos estados de São Paulo e de Minas Gerais.

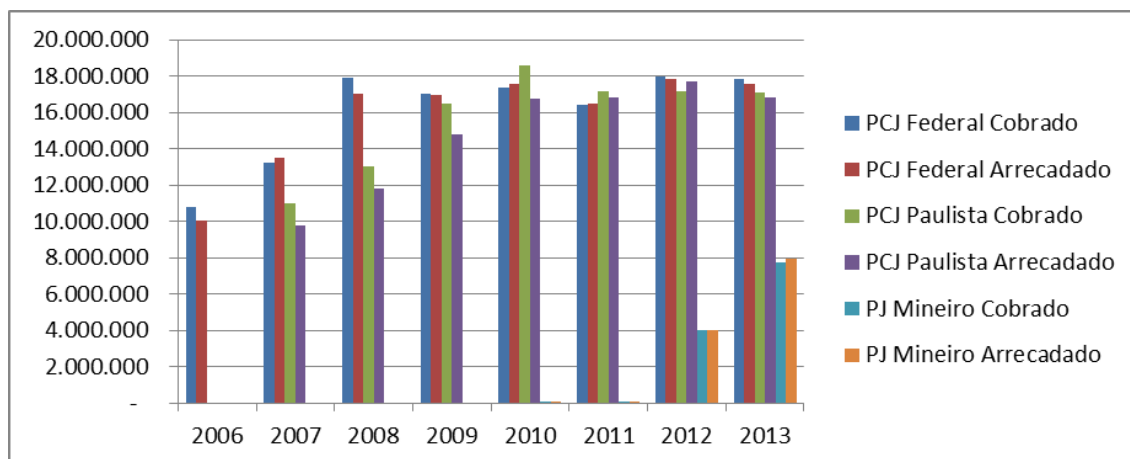


FIGURA 5 - COBRANÇA E ARRECADAÇÃO NAS BACIAS PCJ (EM R\$)

Fonte: ANA (2014b)

Os baixos índices de inadimplência atestam a eficácia do sistema de cobrança de usuários devedores. Também podem indicar que a cobrança pelo uso da água conta com bons níveis de aceitação entre os usuários de recursos hídricos, em parte, devido aos baixos valores praticados. De fato, uma das diretrizes adotada na cobrança introduzida nas Bacias PCJ – e também nas demais bacias hidrográficas do país – é não impactar significativamente os custos operacionais dos usuários.

O programa colombiano, por outro lado, enfrenta níveis elevados de inadimplência. Entre os anos de 1997 e 2003, em média, apenas 27% do total cobrado foi arrecadado, sendo que algumas autoridades ambientais regionais foram capazes de arrecadar somente 1% do montante cobrado. Blackman (2009) argumenta que a causa da elevada inadimplência pode estar ligada à desconformidade de empresas municipais de saneamento, responsáveis pela maior parte dos lançamentos de carga orgânica.

O programa colombiano prevê que, caso as metas regionais de qualidade da água não sejam atingidas, o valor da taxa sobre lançamentos adotada na bacia hidrográfica será progressivamente elevado até que as fontes poluidoras promovam suficiente redução de suas emissões. Uma vez que

grande parte das empresas de saneamento não pagou a cobrança devida – nem alterou seus padrões de lançamento –, a meta ambiental foi repetidamente violada em algumas bacias, provocando sucessivas elevações no valor da taxa ao longo dos primeiros nove semestres do programa. Desse modo, a indústria alegou que estava sendo punida pelo fracasso do setor de saneamento em controlar seus próprios lançamentos e o resultado foi a erosão generalizada da cultura de *compliance* (BLACKMAN, 2009).

6.5.2. INFRAÇÕES E SANÇÕES

A política de controle da poluição hídrica adotada no país baseia-se, em grande medida, no uso de instrumentos de comando-controle e de incentivo econômico. A avaliação da conformidade em relação a ambos depende da capacidade de usuários e dos órgãos gestores de recursos hídricos de mensurar a carga de poluentes lançada em corpos de água. Entretanto, essa exigência não é satisfatoriamente atendida. Em uma pesquisa realizada na bacia do rio Paraíba do Sul, Féres *et al.* (2005) constataram que 170 de 488 estabelecimentos industriais não são capazes de estimar os volumes de efluentes lançados e que apenas 15% realizam algum tipo de monitoramento de efluentes.

Reconhecendo a necessidade de suprir a equipe de fiscalização com dados concretos referentes ao uso de recursos hídricos de cada empreendimento, a ANA passou a exigir, a partir de 2009, que grandes usuários instalem sistemas de medição de vazão e declarem anualmente, por meio da Daurh, os volumes de água captados e de efluentes lançados (Seção 6.4.2). Entretanto, é comum que medidores de vazão de efluentes fiquem sujos e passem a apresentar falhas frequentes, comprometendo a correção dos volumes declarados.

No ano de 2012, a ANA realizou ações de fiscalização em oito bacias hidrográficas para avaliar a fidedignidade dos valores declarados na Daurh. Nas Bacias PCJ, 15 de 57 usuários obrigados a apresentar a declaração anual deixaram de apresentá-la ou informaram volumes captados ou lançados incompatíveis com os volumes outorgados (Quadro 11). Ou seja, aproximadamente 26% desses usuários estavam em situação irregular. Esse percentual sobe para 46% quando se avaliam os números totais das oito bacias fiscalizadas no período.

QUADRO 11 - ANÁLISE DE DAURH POR BACIA HIDROGRÁFICA

Bacia Hidrográfica	Usuários obrigados a apresentar a Daurh em 2012	Usuários irregulares ^(*)	%
Doce	17	7	41,2%
São Marcos	17	12	70,6%
Entorno do DF	33	26	78,8%
Paraíba do Sul	11	6	54,5%
Piranhas-Açu	17	4	23,5%
PCJ	57	15	26,3%
Total	152	70	46,1%

Fonte: ANA (2013)

(*) Usuários que não apresentaram a Daurh ou cuja declaração continha dados incompatíveis com os volumes outorgados

É importante registrar que os fiscais da ANA enfrentam desafios técnicos para mensurar os lançamentos dos usuários de recursos hídricos e aferir o respeito aos padrões outorgados ou aos volumes declarados. Em artigo que avalia sete ações de fiscalização realizadas na bacia do rio Doce, entre novembro de 2011 e novembro de 2012, Dalfior e Sado (2013, p. 6) declaram que:

Com relação à avaliação da vazão de lançamento de efluente em rios federais, destaca-se que não foi possível realizar uma análise precisa sobre o respeito aos padrões outorgados. Além de muitos usuários não possuírem sistema para monitoramento desse parâmetro, o fato de esse tipo de lançamento ocorrer, em sua maioria, por gravidade dificultou a mensuração de vazão lançada.

Além de mensurar a carga de poluentes lançada, a equipe de fiscalização deve avaliar a existência de usuários não cadastrados. Um usuário sem outorga de direito de uso não participa da cobrança e utiliza parte da capacidade de diluição de efluentes que é inerente ao corpo de água, comprometendo os usos regulares de outros usuários. Além disso, a presença de usuários não cadastrados impede o conhecimento da real demanda de recursos hídricos, dificultando o planejamento e a gestão da bacia hidrográfica.

Nesse aspecto, as Bacias PCJ encontram-se em situação privilegiada quando comparadas à média nacional. Os cadastros de usuários dos estados de Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro são os únicos considerados pela ANA como estando atualizados e abrangendo todo o universo de usuários do

estado (ANA, 2012). Ainda assim, as ações de fiscalização frequentemente detectam usos sem a devida outorga. 26% das infrações detectadas na Bacia PCJ Interestadual entre 2011 e 2013 correspondem a usuários que derivavam ou utilizavam recursos hídricos sem a respectiva outorga de direito de uso (Apêndice 1). Na bacia do rio Doce, que tem 86% da área pertencente ao estado de Minas Gerais – cujo cadastro de usuários é considerado atualizado e abrangente –, a ausência de outorga ainda é a infração mais comum, correspondendo a 44% dos problemas encontrados entre 2011 e 2012 (DALFIOR e SADO, 2013).

Ações de fiscalização nas Bacias PCJ (2011-2013):

Entre os anos de 2011 e 2013, a Bacia PCJ Interestadual sempre esteve entre as bacias priorizadas pela Superintendência de Fiscalização (SFI) da ANA, pois a bacia tem diversas áreas críticas, onde há escassez quantitativa e qualitativa de água. Em 2011 e 2012, a SFI concentrou suas ações de fiscalização, predominantemente, nos usuários industriais. Foram fiscalizados 56 usuários, sendo 21 em duas campanhas realizadas em 2011 e 35 em quatro campanhas realizadas em 2012. Nessa primeira etapa do ciclo de fiscalização no biênio 2011-2012, foram fiscalizados cerca de 50% dos empreendimentos com maior impacto na bacia (ANA, 2012b). Em 2013, a SFI realizou quatro campanhas de fiscalização, tendo vistoriado 24 usuários, todos do setor de saneamento.

QUADRO 12 - USUÁRIOS FISCALIZADOS NA BACIA PCJ FEDERAL ENTRE 2011 E 2013

Finalidade de uso	Qtd. de usuários	Usuários vistoriados	%	Autos de Infração	%	Usuários regularizados	%
Aquicultura	5	1	20,0%				
Criação Animal	9	0	0,0%				
Indústria	114	52	45,6%	19	36,5%	11	57,9%
Irrigação	35	3	8,6%	1	33,3%		0,0%
Mineração	21	0	0,0%				
Outro	62	0	0,0%				
Saneamento	75	24	32,0%	6	25,0%	1	16,7%
Total Geral	321	80	24,9%	26	32,5%	12	46,2%

Fonte: elaboração própria a partir de dados fornecidos pela SFI/ANA

Desse modo, entre 2011 e 2013, 80 usuários da Bacia PCJ Interestadual foram vistoriados, o que corresponde a 24,9% do universo total de usuários cadastrados. Trata-se de um percentual próximo ao verificado logo após a implantação da cobrança pelo lançamento de efluentes nos territórios sob a jurisdição da *Corporación Autónoma Regional del Chivor* (Corpochivor), uma das autoridades regionais responsáveis pela fiscalização do programa colombiano. No primeiro semestre do programa, a Corpochivor vistoriou 22,1% das fontes poluidoras. Porém, a entidade ampliou seus esforços de fiscalização e, ao fim do 4º semestre, chegou a vistoriar 82,2% das fontes poluidoras sob sua jurisdição (BRICEÑO e CHÁVEZ, 2008).

No período de 2011 a 2013, a Superintendência de Fiscalização da ANA lavrou 26 autos de infração nas Bacias PCJ, sendo aplicadas 25 advertências e somente uma multa – no valor de R\$ 3 mil –, que foi cancelada em sede de recurso administrativo interposto pelo usuário. Até março de 2014, 46,2% dos usuários autuados haviam regularizado sua situação, atendendo às determinações da ANA para sanar a irregularidade detectada. Entre usuários do setor industrial, esse percentual é de 57,9%. Porém, apenas 16,7% dos usuários do setor de saneamento regularizaram sua situação (Quadro 12).

Parte das indústrias instaladas nas Bacias PCJ participa de programas de certificação ambiental e a aplicação de sanções por usos irregulares de recursos hídricos pode levar o organismo certificador a rever a pontuação da empresa. Isso pode ajudar a explicar por que um percentual maior de usuários do setor industrial adota medidas corretivas após ser alvo de ações de fiscalização. Contudo, a desconformidade do setor de saneamento com a regulamentação de usos dos recursos hídricos é um problema comum em países em desenvolvimento. Da mesma forma que ocorre na Colômbia e na Costa Rica (BLACKMAN, 2009; CAFFERA, 2010), o setor de saneamento é, no Brasil, o principal responsável pelo lançamento de poluição orgânica e o que menos responde aos instrumentos de controle.

Dos 24 usuários do setor de saneamento fiscalizados em 2013, seis foram autuados (25%). Apenas um regularizou sua situação e um encontra-se, ainda, no prazo concedido pela ANA para correção dos problemas detectados. Os demais (66,7%) mantêm-se em situação irregular (Apêndice 1). A desconformidade do setor de saneamento é comum em praticamente todas as

bacias hidrográficas brasileiras, sendo especialmente crítica na bacia do Paraíba do Sul, onde ações de fiscalização da ANA detectaram diversos municípios que lançavam esgoto *in natura* no rio sem a outorga de uso. As prefeituras foram notificadas de que deveriam solicitar a outorga, porém a solicitação foi indeferida, uma vez que a bacia está saturada naqueles locais e não há condições para a diluição do esgoto recebido. A solução encontrada foi a celebração de protocolos de compromisso entre a ANA e os municípios irregulares, estabelecendo obrigações e prazos para correção dos problemas. Tais obrigações envolvem basicamente a construção de estações de tratamento de esgoto, desde elaboração de projetos até a conclusão das obras e adequação à eficiência do tratamento de efluentes. O desrespeito aos prazos pactuados sujeita o usuário às penalidades de advertência, multa simples e multa diária. Contudo, nenhuma penalidade foi aplicada por descumprimento de protocolo de compromisso na bacia do rio Paraíba do Sul, pois a maioria dos prazos ainda não venceu e alguns estão sendo readequados, frente a justificativas plausíveis. Já nas Bacias PCJ, nenhum protocolo de compromisso foi celebrado (ANA, 2014a).

Entre 2011 e 2012, a ANA vistoriou 56 usuários de irrigação, aquicultura e indústria na Bacia PCJ Interestadual. Desses, 34 (60,7%) estavam em situação irregular²³ (ANA, 2013b). O Quadro 13 demonstra que, ao longo das ações de fiscalização realizadas pela ANA em todo o país, a quantidade de usuários detectados em situação irregular variou de 16,1% a 61,3%. No total, foram vistoriados 2030 usuários em 265 campanhas de fiscalização, dos quais 606 foram considerados em desconformidade.

²³ O número de usuários irregulares é maior do que a quantidade de autos de infração lavrados no período (Quadro 11) porque, quando detectam uma infração de menor gravidade, muitas vezes os fiscais optam por apenas orientar o usuário de recursos hídricos acerca da legislação aplicável, ao invés de lavrar um auto de infração.

QUADRO 13 - CAMPANHAS DE FISCALIZAÇÃO EM BACIAS INTERESTADUAIS

Ano	Campanhas de fiscalização	Usuários vistoriados	Usuários irregulares	%
2001a2006	84	707	131	18,5%
2007	29	249	40	16,1%
2008	25	138	42	30,4%
2009	24	143	35	24,5%
2010	32	135	36	26,7%
2011	37	343	129	37,6%
2012	34	315	193	61,3%
Total	265	2030	606	29,9%

Fonte: ANA (2013)

A análise do Quadro 13 permite observar que o esforço de fiscalização da ANA, materializado no número de usuários vistoriados anualmente, vem crescendo ao longo do tempo. E também vem crescendo a proporção de usuários detectados em situação de irregularidade. Isso pode indicar que as ações de fiscalização estão mais rígidas e criteriosas, mas também pode sugerir que essas ações não têm sido eficazes em coibir a prática de infrações. Talvez em função de uma presença ainda insuficiente e da baixa gradação das penas aplicadas, a Agência não seja capaz de impor expectativa de controle forte o bastante para estimular uma elevação significativa nos níveis de *compliance*. De fato, 61,3% dos usuários federais vistoriados em todo o país no ano de 2012 estavam em desconformidade com a regulamentação dos usos de recursos hídricos.

Todavia, a expectativa de controle experimentada por usuários estaduais da Bacia PCJ é certamente muito menor. Entre 2011 e 2013, o Departamento de Águas e Energia Elétrica do estado de São Paulo realizou ações de fiscalização exclusivamente para averiguar a regularidade de usuários de captação subterrânea (poços). Não houve, portanto, vistorias para verificação de descargas de efluentes em corpos de água de domínio paulista. Dessa forma, não há como avaliar os níveis de cumprimento dos padrões outorgados e volumes declarados para fins da cobrança nesse tipo de uso. De todo modo, como esses usuários não perceberam nenhuma expectativa de controle no período e como o preço unitário da cobrança a que estão sujeitos não é menor

do que aquele pago pelos usuários federais, é razoável supor que os níveis de *compliance* entre usuários do estado de São Paulo são menores do que entre os usuários federais.

6.6. ANÁLISE: A VIABILIDADE DA COBRANÇA COMO INSTRUMENTO INCITATIVO

Para que a cobrança pelo lançamento de efluentes induza a mudança de comportamento dos usuários, o preço unitário sobre a carga de poluentes lançada deve ser suficiente para promover os incentivos econômicos necessários ao abatimento da poluição. Se o preço for inferior ao custo marginal de tratamento de efluentes, o usuário optará por pagar a cobrança integralmente, ao invés de reduzir seus lançamentos. Mas estabelecer o preço adequado para a cobrança exige a superação de desafios técnicos, políticos e institucionais. Os primeiros dizem respeito à complexidade técnica envolvida no cálculo do preço unitário suficiente para levar ao alcance das metas ambientais pactuadas (Seção 4.2). Os desafios políticos estão presentes desde a celebração do pacto que define as metas ambientais até a aprovação do valor adequado para a cobrança (Seção 4.3). Já os desafios institucionais estão relacionados à capacidade de os órgãos reguladores impor o cumprimento da política, envolvendo as ações de monitoramento, fiscalização e controle necessárias para garantir que os usuários estão, de fato, pagando o valor devido.

A Agência Nacional de Águas utiliza diversos recursos a seu dispor para otimizar seus esforços de monitoramento, fiscalização e controle. Exige de grandes usuários a instalação de sistemas de medição de vazão de efluentes e a declaração anual da carga lançada (auto-relato dos lançamentos), realiza planejamento e avaliação constantes de suas ações de fiscalização, focaliza a execução da atividade fiscalizatória de acordo com critérios bem definidos e conta com um eficiente processo de arrecadação e cobrança. Ainda assim, exerce pouca expectativa de controle sobre os usuários de recursos hídricos, o que fica evidenciado pelo elevado percentual de irregularidades detectadas na Bacia PCJ Interestadual (60,7%, nos anos de 2011 e 2012), que é uma das que conta, no país, com melhores condições em termos de nível econômico e social dos usuários e de capacidade técnica e operacional de órgãos gestores de recursos hídricos e de organismos de bacia. E o percentual real de usuários

irregulares pode ser ainda maior do que o detectado pelas ações de fiscalização, uma vez que essas ações são esporádicas e é tecnicamente complexo mensurar com precisão a carga de poluentes lançada. De fato, o número de infrações não detectadas pode ser muito maior do que o de infrações detectadas.

Contribui para a baixa expectativa de controle o fato de as sanções aplicadas serem muito brandas. Entre 2011 e 2013, na Bacia PCJ Interestadual, foram aplicadas 26 advertências e somente uma multa, de apenas R\$ 3 mil, que foi cancelada em sede de recurso administrativo. A multa financeira máxima é de R\$ 10 mil e a pena mais severa é a interdição definitiva do estabelecimento, a qual nunca chegou a ser aplicada nas Bacias PCJ.

Afirmar que determinado órgão regulador exerce baixa expectativa de controle é o mesmo que afirmar que os agentes regulados não temem a fiscalização, pois acreditam que, se cometerem uma infração, dificilmente serão detectados. Caso sejam, dificilmente serão punidos, ou, se forem, a pena provavelmente será branda. Esse é o cenário atual da fiscalização dos usos de recursos hídricos no país. E, dada a estrutura operacional da agência reguladora do setor em âmbito federal, não teria como ser diferente. A ANA não tem escritórios regionais e conta com apenas quatorze fiscais, lotados em Brasília, para atuar em todo o país. Por esse motivo, suas ações de fiscalização têm caráter educativo e não repressivo. Se adotasse uma postura “policialesca”, certamente não teria sucesso.

Essa estratégia parece funcionar em um ambiente onde são pequenos os incentivos para adoção de medidas evasivas por parte dos usuários. Como os valores praticados na cobrança pelo uso da água no país são baixos, não há grande resistência ao instrumento. Os índices de inadimplência são baixos e provavelmente não há motivos que levem usuários a procurar fraudar sistemas de medição de vazão ou intencionalmente declarar volumes subdimensionados. Entretanto, para que a cobrança se torne um instrumento incitativo de mudança de padrões de lançamentos, passando a induzir o abatimento da poluição de forma custo-efetiva, seu valor deve ser consideravelmente majorado. Em outras palavras, o custo de poluir deve ser alto o bastante para que os usuários optem por reduzir o lançamento de poluentes. Contudo, a teoria ensina que a elevação da taxa sobre emissões

tende a induzir a adoção de comportamento oportunista por meio de medidas evasivas (Cap. 3). Nesse sentido, o modelo econômico de Oh (1995, p. 98-99) demonstra que, “quanto mais um poluidor oportunista procura esconder suas emissões totais, maiores deverão ser os esforços de enforcement para elevar a probabilidade de detecção”.

No entanto, os dados levantados neste estudo de caso sugerem que as atuais exigências de fiscalização e controle estejam próximas ao limite da capacidade operacional da ANA. No caso do DAEE-SP, as exigências atuais possivelmente já superaram o limite de suas capacidades. Em outras bacias hidrográficas do país, onde órgãos gestores de recursos hídricos e organismos de bacia enfrentam limitações estruturais maiores, o problema talvez seja ainda mais grave. Nesse cenário, seria temerário elevar radicalmente o valor da cobrança a ponto de transformá-la, no curto prazo, em instrumento incitativo. O resultado poderia ser um aumento significativo dos níveis de desconformidade, levando o instrumento ao descrédito.

Uma estratégia mais apropriada seria a elevação gradual dos valores praticados, acompanhada – ou precedida – de medidas efetivas de fortalecimento institucional, com foco na ampliação da capacidade de monitoramento, fiscalização e controle. Os incentivos econômicos para a mudança de comportamento dos usuários devem ser incrementados na mesma medida em que os órgãos reguladores são capacitados a impor o instrumento de forma adequada. Em paralelo, outras ações são igualmente necessárias:

Pacto de metas factíveis de qualidade ambiental: a implantação de um imposto *pigouviano* clássico parte da estimativa dos danos marginais sociais provocados pela poluição, o que implica levantamento de grande quantidade de informações e análises técnicas complexas a ponto de tornar a solução *first-best* praticamente inviável (Cap. 4). A solução *second-best* que parte de padrões ambientais definidos de forma exógena e do estabelecimento de um conjunto de tributos necessário para induzir o abatimento da poluição até que essas metas sejam atingidas parece mais apropriada. Mas, para isso, as metas devem estar claramente definidas. De fato, nenhuma política, seja ela implementada por instrumentos de comando-controle ou de incentivo econômico, pode ser eficaz se não existem metas claras a ser alcançadas. Desse modo, é fundamental que o comitê de cada bacia hidrográfica defina

formalmente as metas para os diversos corpos de água da bacia. A Política Nacional de Recursos Hídricos relaciona os instrumentos apropriados para tanto: os planos de recursos hídricos e o enquadramento. Mas esses instrumentos devem ser corretamente utilizados. Em outras palavras, planos de recursos hídricos e enquadramento não devem ser elaborados apenas para cumprir mera formalidade. Devem ser ferramentas de planejamento que efetivamente orientem o gerenciamento de recursos hídricos.

Monitoramento constante das metas: as metas pactuadas devem ser continuamente monitoradas e comparadas com o cronograma definido no plano de recursos hídricos e no programa para efetivação do enquadramento, fazendo-se, sempre que necessário, os ajustes adequados no valor da cobrança, nos padrões de outorga, nos esforços de fiscalização e controle e nos demais instrumentos de gestão de recursos hídricos.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A literatura revisada neste trabalho relevou que, a despeito das vantagens dos instrumentos econômicos de gestão ambiental reportadas na literatura, como a custo-efetividade, a flexibilidade e os incentivos dinâmicos de longo prazo, países em desenvolvimento frequentemente alcançam resultados insatisfatórios no uso desses instrumentos. Na implementação da cobrança sobre o lançamento de efluentes, em particular, a literatura destaca a ocorrência frequente de cinco problemas: valor inadequado de cobrança; falhas no monitoramento das emissões; falhas na cobrança e arrecadação do tributo; regulamentação inadequada do instrumento; e falhas no estabelecimento e no monitoramento de metas de qualidade ambiental (CAFFERA, 2010; BLACKMAN, 2009; SERÔA DA MOTTA *et al.*, 1999).

Em grande medida, esses problemas ocorrem – ou são agravados – devido a questões relacionadas a fragilidades institucionais. Na cobrança pelo lançamento de efluentes, o órgão regulador deve ser capaz não apenas de cobrar e arrecadar o valor devido, mas também de garantir que os usuários estão regularmente cadastrados e que seus usos declarados condizem com os usos reais. E esse pode ser um grande desafio para países em desenvolvimento, onde agências governamentais tipicamente enfrentam problemas como escassez de recursos administrativos e financeiros, falta de pessoal qualificado e limitada capacidade regulatória. De fato, a baixa capacidade de *enforcement* de agências governamentais é recorrentemente apontada como uma das principais causas para a baixa eficácia, em países emergentes, de políticas para controle da poluição baseadas em instrumentos econômicos (BLACKMAN, 2009; BELL, 2003; BELL e RUSSELL, 2002; BLACKMAN e HARRINGTON, 2000).

No Brasil, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos tem o objetivo de evidenciar o valor econômico da água e incentivar a racionalização de seu uso. No entanto, ela vem sendo adotada basicamente como instrumento arrecadatário de receitas para o financiamento de programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos, mas não como instrumento incitativo de mudança de comportamento (HARTMANN, 2010; ARANHA, 2006; ARANHA e NOGUEIRA, 2005). De fato, este trabalho não encontrou

evidências de que a cobrança pelo lançamento de efluentes contribuiu, em alguma medida, para o abatimento da poluição. Ao contrário, Féres *et al.* (2005 e 2008) demonstram que o preço cobrado pelo lançamento de efluentes na bacia do rio Paraíba do Sul é muito inferior ao menor custo marginal de tratamento estimado para 488 indústrias instaladas na região. Para que a cobrança seja um instrumento eficaz no controle de poluição, seu valor teria que sofrer fortes reajustes.

No entanto, a elevação do valor da cobrança depende da superação de desafios políticos para a construção de consenso dentro dos comitês de bacia hidrográfica. O comitê das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (Bacias PCJ) aprovou recentemente um reajuste do valor da cobrança para os anos de 2014, 2015 e 2016, mas esse reajuste é insuficiente até mesmo para repor as perdas inflacionárias desde a introdução do instrumento, em 2006 (Seção 6.3). Ou seja, em termos reais, o preço praticado hoje é menor do que aquele definido inicialmente. Na bacia do rio Paraíba do Sul, o valor da cobrança nunca foi reajustado²⁴, nem mesmo para repor a inflação, que, desde 2003, ano do início da cobrança na bacia, já supera 80%.

Mas, ainda que seja possível superar os desafios políticos e aprovar aumentos reais do valor da cobrança, outros desafios se impõem para que o instrumento possa, efetivamente, induzir mudanças de comportamento. A teoria ensina que aumentos significativos no valor cobrado sobre emissões tendem a induzir a adoção de comportamento oportunista entre os agentes regulados (OH, 1995; COHEN, 1999). Considerando as limitações da capacidade de *enforcement* dos órgãos reguladores, os usuários de recursos hídricos podem passar a reportar apenas parte de seus lançamentos e adotar medidas para evitar a detecção de infrações ou evitar a punição, caso as infrações sejam detectadas. Essas medidas podem comprometer ou até anular os incentivos associados à cobrança, reduzindo drasticamente os níveis de conformidade e levando o instrumento ao descrédito. Para desencorajá-las, devem-se incrementar os esforços de monitoramento e fiscalização, ampliando a expectativa de controle sobre as fontes poluidoras. Isso, porém, pode implicar

²⁴ A fórmula de cálculo da cobrança pelo uso da água introduzida na bacia do rio Paraíba do Sul em 2003 foi alterada em 2006. Essa mudança simplificou o cálculo da cobrança, porém não implicou elevação no preço praticado (ver Seção 5.2).

significativas elevações de custos administrativos, e os dados levantados neste trabalho sugerem que as atuais exigências de monitoramento e controle estão próximas ao limite da capacidade operacional dos órgãos gestores de recursos hídricos.

Nesse cenário, seria temerário elevar radicalmente o valor da cobrança a ponto de transformá-la, no curto prazo, em instrumento incitativo de mudança de comportamento. O resultado poderia ser um aumento significativo dos níveis de desconformidade, levando o instrumento ao descrédito. Todavia, atacar o problema da poluição hídrica com instrumentos de comando-controle não seria mais simples. Tornar padrões de lançamento mais rígidos teria o mesmo efeito de induzir a adoção de medidas evasivas por parte dos usuários de recursos hídricos e exigiria, da mesma forma, um endurecimento das ações de fiscalização e controle. Por outro lado, um sistema de cobrança pelo lançamento de efluentes, associado a metas progressivas de qualidade da água e apoiado por um programa efetivo de fortalecimento institucional, com foco na ampliação da capacidade de *enforcement* dos órgãos gestores de recursos hídricos, pode tirar proveito de algumas das vantagens dos instrumentos econômicos de gestão ambiental, especialmente dos incentivos dinâmicos de longo prazo, que estimulam a realização de pesquisas e a adoção de tecnologias mais limpas.

A cobrança pelo lançamento de efluentes pode, de fato, ser um importante instrumento de política ambiental e contribuir de modo significativo para a redução da poluição hídrica. Contudo, para que ela venha a efetivamente induzir mudanças de comportamento, a elevação do seu valor é condição necessária, mas não suficiente. A literatura revisada neste trabalho revelou que os aspectos institucionais relacionados ao gerenciamento dos recursos hídricos não podem ser negligenciados. Nesse sentido, recomenda-se ampliar as discussões relacionadas ao tema, levando em consideração os aspectos a seguir:

1. **Promover o fortalecimento institucional:** como visto, os órgãos gestores de recursos hídricos devem ser capazes não apenas de cobrar e arrecadar o valor devido, mas também de garantir que os usuários estão regularmente cadastrados e que seus usos declarados condizem com os usos reais. Esse é um desafio enorme para um país com dimensões continentais

como o Brasil e envolve custos elevados. Internacionalmente, é comum destinar parte das receitas oriundas de tributos ambientais para promover o fortalecimento das instituições responsáveis pelo monitoramento e controle da política ambiental. No Brasil, a Lei 9.433/1997 determina que até 7,5% do total arrecadado com a cobrança pelo uso da água sejam aplicados no pagamento de despesas de implantação e custeio administrativo dos órgãos e entidades integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Singreh). Porém, a maior parte desses recursos é destinada ao custeio das agências de bacia, responsáveis pela aplicação dos recursos da cobrança em obras e projetos na respectiva bacia hidrográfica, mas não pela fiscalização dos usuários, a qual cabe aos órgãos gestores de recursos hídricos. Além disso, o percentual de 7.5% talvez seja muito pequeno para as necessidades dos órgãos e entidades do Singreh. A Alemanha, que é reconhecida pela alta capacidade de impor normas ambientais e certamente não enfrenta fragilidades institucionais típicas de países emergentes, aplica aproximadamente 20% da arrecadação oriunda da cobrança pela descarga de efluentes na administração do sistema (SERÔA DA MOTTA, 1998).

Obviamente, eventual elevação do percentual de recursos destinados a fortalecimento institucional implicaria, necessariamente, menos recursos disponíveis para financiamento de estudos, programas, projetos e obras incluídos nos planos de recursos hídricos. Trata-se de um caso clássico de “cobertor curto”. Na Colômbia, onde se vive problema semelhante, Villegas P. *et al.* (2006) argumentam que as receitas oriundas das taxas sobre efluentes deveriam ser utilizadas exclusivamente no fortalecimento das atividades de administração, no monitoramento, fiscalização e controle das fontes poluidoras e em desenvolvimento tecnológico para melhoria da qualidade dos recursos hídricos. Para as autoras, essas receitas não deveriam ser aplicadas no financiamento de projetos de saneamento básico, os quais são, por força de lei, de responsabilidade municipal. Recomenda-se promover esse debate também no Brasil.

Quando a cobrança pelo lançamento de efluentes é adotada como instrumento meramente arrecadatário, visando custear obras e projetos ambientais, seu potencial de reduzir a poluição de forma custo-efetiva é subutilizado. Induzir cada usuário a abater suas emissões até o ponto em que

se equalizam os custos marginais de abatimento é mais eficiente para a sociedade do que realizar grandes obras públicas para despoluição da bacia hidrográfica. Mas um dos requisitos básicos para que a cobrança seja eficaz no controle da poluição é que os órgãos reguladores sejam capazes de impor a conformidade ao instrumento, e isso demanda investimentos em capacitação técnica e operacional. Quando os recursos da cobrança são prioritariamente destinados ao fortalecimento institucional, criam-se incentivos para que os reguladores promovam maiores esforços de monitoramento, fiscalização e controle da política (BLACKMAN, 2009). Dessa forma, instala-se um ciclo virtuoso que amplia os níveis de conformidade dos usuários e aumenta a eficácia do instrumento.

2. Valorizar a gestão integrada: Bacias hidrográficas não respeitam fronteiras estaduais. Problemas de escassez quantitativa ou qualitativa em um rio de domínio de determinado estado podem afetar outro de domínio da União ou de outro estado. Desse modo, a solução do problema muitas vezes requer a cooperação de distintos órgãos gestores de recursos hídricos. Ocorre que a maturidade institucional dos órgãos gestores estaduais ainda é bastante desigual entre diferentes unidades da federação. Reconhecendo essa dificuldade, a ANA vem promovendo o “Pacto Nacional pela Gestão das Águas”, por meio da construção de compromissos entre os entes federados, com os objetivos de: (i) promover a articulação entre os processos de gestão das águas e de regulação dos seus usos, conduzidos nas esferas nacional e estadual; e (ii) fortalecer o modelo integrado, descentralizado e participativo de governança das águas (ANA, 2013c). Essa é uma boa iniciativa que pode e deve ser ampliada. E, acima de tudo, deve-se reconhecer que bacias hidrográficas integradas requerem, necessariamente, uma gestão integrada dos recursos hídricos compartilhados.

3. Valorizar os instrumentos de planejamento: O estabelecimento e o monitoramento de metas de qualidade da água são condições básicas para a introdução de uma cobrança incitativa do abatimento da poluição, na medida em que são essas metas que devem orientar a definição do preço por carga lançada. Se as metas não foram estabelecidas ou não são monitoradas, qualquer valor de cobrança será arbitrário e os usuários exercerão sua influência política para pressionar por um valor que não impacte seus custos

operacionais, como, de fato, ocorre hoje. Dessa forma, é fundamental que se dê o devido destaque aos instrumentos de planejamento previstos na PNRH – os planos de recursos hídricos e o enquadramento de corpos de água em classes de usos – definindo metas qualitativas progressivas e monitorando-as regularmente, a fim de, sempre que necessário, se promoverem os devidos ajustes no valor da cobrança, nos padrões de outorga e nos esforços de fiscalização.

4. Atacar o problema do saneamento básico: O principal responsável pela poluição dos rios nacionais é o lançamento de esgotos domésticos. Na experiência de outros países em desenvolvimento, sempre que se procurou implantar uma cobrança pelo lançamento de efluentes incitativa de abatimento da poluição, verificaram-se elevados índices de inadimplência no setor de saneamento básico²⁵. A fim de evitar a repetição do problema no Brasil, uma das possíveis soluções seria ampliar ações de subsídio, como o Programa Despoluição de Bacias Hidrográficas (Prodes). O Prodes, criado pela Agência Nacional de Águas em 2001, concede estímulo financeiro, na forma de pagamento pelo esgoto tratado, a prestadores de serviço de saneamento que investirem na implantação e operação de estações de tratamento de esgotos, desde que cumpram as condições previstas em contrato.

5. Criar mecanismos que possibilitem a elevação gradual do valor da cobrança: No modelo de gestão descentralizada e participativa desenhado no Brasil, os comitês de bacia – considerados os parlamentos das águas – não apenas decidem sobre a aplicação dos recursos oriundos da cobrança, mas também determinam o preço a ser praticado²⁶. Apesar de representantes do poder público e da sociedade civil também integrarem a composição dos comitês, os usuários de recursos hídricos têm peso relevante na tomada de decisão. Com base na teoria econômica da regulação

²⁵ Ver, por exemplo, os casos da Colômbia e Costa Rica descritos por Caffera (2010) e Blackman (2009).

²⁶ De acordo com o art. 38, inc. IV, da Lei 9.433/1997, cabe aos comitês de bacia hidrográfica, no âmbito de sua área de atuação, estabelecer os mecanismos de cobrança pelo uso de recursos hídricos e sugerir os valores a serem cobrados. O competente conselho de recursos hídricos deve aprovar a proposta do comitê após análise de estudos técnicos elaborados pelos órgãos gestores de recursos hídricos (Resolução CNRH 48/2005, art. 6º). Na prática, a proposta do comitê é aprovada sem ressalvas na grande maioria dos casos.

(STIGLER, 1971), é razoável assumir que existe um risco real de captura dos comitês pelos setores usuários mais organizados, em detrimento dos interesses difusos dos diversos indivíduos afetados pelos problemas da poluição e escassez. Desse modo, esperar que os comitês venham a espontaneamente elevar os valores da cobrança a ponto de forçar a mudança de comportamento dos usuários é imaginar que o parlamento das águas irá legislar contra os próprios interesses. De fato, como visto ao longo deste trabalho, o valor da cobrança nas bacias hidrográficas nacionais foi estabelecido com a premissa de não afetar os custos operacionais dos usuários. Além disso, o valor da cobrança foi erodido pela inflação.

Modificar esse cenário não é tarefa simples. Inicialmente, seria necessário buscar um consenso na sociedade sobre as vantagens de se adotar a cobrança como instrumento incitativo de mudança de comportamento, ao invés de instrumento arrecadatório. Em seguida, seria preciso promover algumas modificações na legislação que trata do tema. Alguns estados estabelecem um limite superior para o valor a ser cobrado pelo uso da água, a exemplo do estado de São Paulo (Lei 12.183/2005). Esse limite deveria ser extinto, ou, ao menos, elevado em muitas vezes. Além disso, o valor de cobrança e os mecanismos de reajuste não deveriam ser livremente propostos pelos comitês de bacia hidrográfica. É importante que haja critérios gerais obrigatórios que vinculem o valor da cobrança a metas progressivas de qualidade de água definidas para cada corpo hídrico. Tais critérios devem ser estabelecidos por um órgão central – possivelmente o Conselho Nacional de Recursos Hídricos –, criando mecanismos ágeis para viabilizar a elevação gradual do valor da cobrança até que as metas sejam atingidas.

Finalmente, como discutido ao longo deste trabalho, deve-se investir no fortalecimento das instituições responsáveis pelo monitoramento e fiscalização dos usos de recursos hídricos, a fim de capacitá-las a impor a conformidade com o instrumento e garantir que os usuários sujeitos à cobrança efetivamente pagam o valor devido.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGEVAP (Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul). **Avaliação da implementação da cobrança pelo uso de recursos hídricos de domínio da União na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul**. 2012, disponível em:

<http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sag/CobrancaUso/Cobranca/RelatorioAvalImplCobPBS03_11.pdf>. Acesso em 26 maio 2014.

ANA (Agência Nacional de Águas). **Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil**, Brasília: ANA, 2005, disponível em:

<<http://arquivos.ana.gov.br/planejamento/planos/pnrh/VF%20Caderno%20QualidadeAgua.pdf>>. Acesso em: 26 maio 2014.

_____. **Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil**.

Brasília: ANA, 2007, disponível em:

<<http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA%20DO%20ENQUADRAMENTO.pdf>>. Acesso em: 26 maio 2014.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2010**.

Brasília: ANA, 2010

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2011**.

Brasília: ANA, 2011.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2012**.

Brasília: ANA, 2012a, disponível em:

<<http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/arquivos/Conjuntura2012.pdf>>. Acesso em: 26 maio 2014.

_____. **Nota Técnica nº 248/GEFIU/SFI-ANA**, Documento

00000.036168/2012-03, 19 dez. 2012, 2012b.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**. Brasília: ANA, 2013a, disponível em:

<http://arquivos.ana.gov.br/institucional/spr/conjuntura/ANA_Conjuntura_Recursos_Hidricos_Brasil/ANA_Conjuntura_Recursos_Hidricos_Brasil_2013_Final.pdf>. Acesso em: 26 maio 2014.

_____. **Nota Técnica nº 062/GEFIU/SFI-ANA**, Documento

00000.007542/2013-36, 15 mar. 2013, 2013b.

_____. **Pacto Nacional pela Gestão das Águas. Construindo uma Visão Nacional**. Brasília: ANA, 2013c, disponível em:

<<http://www2.ana.gov.br/Paginas/pactonacional.aspx>>. Acesso em: 26 maio 2014.

_____. **Comunicação pessoal encaminhada ao autor pela Gerência de Fiscalização de Uso de Recursos Hídricos da ANA**, 2014a.

_____. **Histórico da Cobrança no Brasil (Período: 1996 a 28-03-2013)**.

Disponível em:

<<http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/cobrancaearrecadacao/cobrancaearrecadacao.aspx>>. Acesso em: 26 maio 2014, 2014b.

ANDERSEN, Mikael S. **Economic instruments and clean water: why institutions and policy design matter**. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, 2001.

ANDERSON, Robert C. **Incentive-based policies for environmental management in developing countries**. Issue brief, Resources for the Future, 2002.

ARANHA, Vivian Azevedo. **Estudo de condições necessárias para a eficácia da cobrança na gestão dos recursos hídricos**. 2006, 131 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Econômica do Meio Ambiente), Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

ARANHA, Vivian Azevedo; NOGUEIRA, Jorge Madeira. **Dilema da cobrança dos recursos hídricos: o duplo dividendo. Arrecadar ou alterar comportamento? Aspectos teóricos**. XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2005.

BARDE, Jean-Philippe. **Economic instruments in environmental policy: Lessons from the OECD experience and their relevance to developing economies**. Organisation for Economic Co-operation and Development, 1994.

BAUMOL, William J. On taxation and the control of externalities. **The American Economic Review**, 1972.

BAUMOL, William J.; OATES, Wallace E. The use of standards and prices for protection of the environment. **The Swedish Journal of Economics**, 1971.

_____. **Economics, environmental policy, and the quality of life**. New Jersey: Prentice-Hall, 1979, cap. 15.

_____. **The theory of environmental policy**. Cambridge University Press, 1988.

BECKER, Gary S. Crime and Punishment: An Economic Approach. **The Journal of Political Economy**, v. 76, n.2, 1968.

BELL, Ruth Greenspan. **Choosing environmental policy instruments in the real world**. OECD Global Forum on Sustainable Development: Emissions Trading Concerted Action on Tradeable Emissions Permits Country Forum. OECD Headquarters, Paris, 2003.

BELL, Ruth Greenspan; RUSSELL, Clifford. Environmental policy for developing countries. **Issues in Science and Technology**, v. 18, n.3, 2002.

BLACKMAN, Allen. Colombia's discharge fee program: Incentives for polluters or regulators? **Journal of Environmental Management**, 2009.

BLACKMAN, Allen; HARRINGTON, Winston. The use of economic incentives in developing countries: Lessons from international experience with industrial air pollution. **The Journal of Environment & Development**, 2000.

BOHM, Peter; RUSSELL, Clifford S. Comparative analysis of alternative policy instruments. In: **Handbook of natural resource and energy economics**, v. 1, 1985.

BOYD, James. Water Pollution Taxes: A Good Idea Doomed to Failure? **Public Finance and Management**, 2003.

BRASIL, Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 9 jan.1997.

BRICEÑO, Sandra C.; CHÁVEZ, Carlo A. **Programa de tasas retributivas en Colombia: una evaluación del diseño de fiscalización y su cumplimiento en el caso de corpochivor**. Universidad Nacional de Colombia, Medellín, 2008.

BURLANDO, Alfredo; MOTTA, Alberto. **Can Self Reporting Reduce Corruption in Law Enforcement**. University of Padua working paper, 2008.

CAFFERA, Marcelo. The use of economic instruments for pollution control in Latin America: lessons for future policy design. **Environment and Development Economics**, 2010.

CÁNEPA, Eugenio Miguel; PEREIRA, Jaildo Santos; LANNA, Antônio Eduardo Leão. A política de recursos hídricos e o princípio usuário-pagador (PUP). **Revista brasileira de recursos hídricos**, 1999.

CARRERA-FERNANDEZ, José; GARRIDO, Raymundo-José. **Economia dos recursos hídricos**. Salvador, 2002.

CBH-PCJ (Comitês das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí). **Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ 078/07**, de 05 out. 2007.

COBRAPE, Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos. **Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, para o período de 2010 a 2020**, 2010, disponível em: http://www.comitespcj.org.br/images/Download/PB/PCJ_PB-2010-2020_RelatorioFinal.pdf. Acesso em 17-abr-2014

COHEN, Mark A. Monitoring and enforcement of environmental policy. **International yearbook of environmental and resource economics**, v. 3, 1999, p. 44-106.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). Resolução 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

CORIA, Jessica; STERNER, Thomas. Tradable permits in developing countries: evidence from air pollution in Santiago, Chile. **The Journal of Environment & Development**, 2010.

CORIA, JESSICA; VILLEGAS-PALACIO, Clara. Regulatory Dealing: Technology Adoption vs. Enforcement Stringency. **Contemporary Economic Policy**, Western Economic Association International, 2013.

CNRH (Conselho Nacional de Recursos Hídricos). Resolução CNRH 155/2014, de 9 de junho de 2014. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 31 jul. 2014.

DAEE-SP (Departamento de Águas e Energia Elétrica do estado de São Paulo). **Comunicação pessoal encaminhada ao autor pelo Centro de Gerenciamento de Recursos Hídricos da Diretoria de Bacia do Médio Tietê do DAEE-SP**, 2014a

_____. **O que é o DAEE**. Disponível em: <http://www.daee.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=50&Itemid=29>. Acesso em: 26 maio 2014, 2014b.

DALFIOR, Jacson Storch; SADO, Raquel Rubstem. **Resultado das ações de fiscalização em rios federais na bacia do rio Doce**. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013.

DASGUPTA, Susmita; HETTIGE, Hemamala; WHEELER, David. What improves environmental compliance? Evidence from Mexican industry. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 39, n.1, 2000.

DASGUPTA, Susmita; LAPLANTE, Benoit; MAMINGI, Nlandu; WANG, Hua. Inspections, pollution prices, and environmental performance: evidence from China. **Ecological Economics**, v. 36, n.3, 2001.

EEA (European Environment Agency). **Market-based instruments for environmental policy in Europe**. EEA Technical report, n.8, Copenhagen, 2005

FARIA, Ricardo Coelho; NOGUEIRA, Jorge Madeira. **Métodos de precificação da água e uma análise dos mananciais hídricos do Parque Nacional de Brasília**. Revista Econômica do Nordeste, Fortaleza, v. 35, n. 2, 2004.

FÉRES, José; ALBAN Thomas; ARNAUD Reynaud; SERÔA DA MOTTA, R. **Demanda por água e custo de controle da poluição hídrica nas indústrias**

da bacia do rio Paraíba do Sul. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2005.

_____. Competitiveness and effectiveness concerns in water charge implementation: a case study of the Paraíba do Sul River Basin, Brazil. **Water policy**, 2008.

FULLERTON, Don; LEICESTER, Andrew; SMITH, Stephen. **Environmental taxes**. 2010.

GRAY, Wayne B.; DEILY, Mary E. Compliance and enforcement: Air pollution regulation in the US steel industry. **Journal of environmental economics and management**, v. 31, n.1, 1996.

GRAY, Wayne B.; SHIMSHACK, Jay P. The effectiveness of environmental monitoring and enforcement: A review of the empirical evidence". **Review of Environmental Economics and Policy**, v. 5, n.1, 2011.

HARRINGTON, Winston. Enforcement leverage when penalties are restricted. **Journal of Public Economics**, v. 37, n.1, 1988.

HARTMANN, Philipp. **A cobrança pelo uso da água como instrumento econômico na política ambiental: estudo comparativo e avaliação econômica dos modelos de cobrança pelo uso da água bruta propostos e implementados no Brasil.** Porto Alegre: AEBA, 2010.

HELFAND, Gloria E.; BERCK, Peter; MAULL, Tim. The theory of pollution policy. In: MALER, K.G; VICENT, J.R (ed). **Handbook of environmental economics**, v. 1, p. 249-303, 2003.

HELLAND, Eric. The enforcement of pollution control laws: Inspections, violations, and self-reporting. **Review of Economics and Statistics**, 1998.

HEYES, Anthony. Implementing environmental regulation: enforcement and compliance. **Journal of Regulatory Economics**, 2000.

HUANG, Chung-Huang. Effectiveness of environmental regulations under imperfect enforcement and the firm's avoidance behavior. **Environmental and Resource Economics**, v. 8, n.2, 1996.

JONES, Carol Adaire; SCOTCHMER, Suzanne. The social cost of uniform regulatory standards in a hierarchical government. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 19, n. 1, 1990.

KAPLOW, Louis; SHAVELL, Steven. **Optimal law enforcement with self-reporting of behavior.** National Bureau of Economic Research, 1994.

KATHURIA, Vinish. Controlling water pollution in developing and transition countries-lessons from three successful cases. **Journal of Environmental Management**, 2006.

KRAEMER, R. Andreas; CASTRO, Zulma Guzmán; SEROA DA MOTTA, Ronaldo; RUSSELL, Clifford. **Economic instruments for water management: Experiences from Europe and implications for Latin America and the Caribbean**. IADB, Integration and Regional Programs Department, 2003.

LEE, Dwight R. The economics of enforcing pollution taxation. **Journal of environmental economics and management**, v. 11, n.2, 1984.

LEHMANN, Paul. Justifying a policy mix for pollution control: a review of economic literature. **Journal of Economic Surveys**, v. 26, n.1 2012.

MACHO-STADLER, Ines; PEREZ-CASTRILLO, David. Optimal enforcement policy and firms' emissions and compliance with environmental taxes. **Journal of Environmental Economics and Management**, 2006.

MAGAT, Wesley A; VISCUSI, W. Kip. Effectiveness of the EPA's regulatory enforcement: The case of industrial effluent standards. **Journal of Law and Economics**, 1990.

MALIK, Arun S. Enforcement costs and the choice of policy instruments for controlling pollution. **Economic Inquiry**, 1992.

MALIK, Arun S. Self-reporting and the design of policies for regulating stochastic pollution. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 24, n. 3, 1993.

MARANHÃO, Ney. **Sistema de indicadores para planejamento e gestão dos recursos hídricos de bacias hidrográficas**. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

MARGULIS, Sergio. **A regulamentação ambiental: instrumentos e implementação**. Texto para discussão n. 437, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Rio de Janeiro, 1996.

MARKANDYA, Anil. Environmental implications of non-environmental policies. In: MALER, K.G; VICENT, J.R (ed). **Handbook of environmental economics**, v. 3, 2005, cap. 26.

MISHRA, Birendra K., NEWMAN, D. Paul; STINSON, Christopher H. Environmental regulations and incentives for compliance audits. **Journal of Accounting and Public Policy**, v. 16, n. 2, 1997.

MUELLER, Charles C. **Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente**. Brasília, 2012.

OH, Youngsoo. Surveillance or punishment? A second-best theory of pollution regulation. **International Economic Journal**, v. 9, n. 3, p. 89-101, 1995.

PERMAN, Roger; MA, Yue; MCGILVRAY, James; COMMON, Michael. **Natural Resource & Environmental Economics**, 1999, cap. 12.

OLMSTEAD, Sheila M. The economics of water quality. **Review of environmental economics and policy**, 2010.

PANAYOTOU, Theodore. **Economic instruments for environmental management and sustainable development**. UNEP, 1994.

PAQUIN, Marc; SBERT, Carla. **Towards Effective Environmental Compliance and Enforcement in Latin America and the Caribbean**. 2004.

POLINSKY, A. Mitchell; SHAVELL, Steven. The economic theory of public enforcement of law. In: _____. **Handbook of Law and Economics**, v. 1, 2007.

RADEMAEKERS, Koen; van der LAAN, Jeroen; SMITH, Matthew; van BREUGEL; Christina; POLLITT, Hector. **The role of market-based instruments in achieving a resource efficient economy**. Rotterdam, 2011.

ROUSSEAU, Sandra. Timing of environmental inspections: Survival of the compliant. **Journal of regulatory economics**, v. 32, n.1, 2007.

SERÔA DA MOTTA, Ronaldo. **Utilização de Critérios Econômicos para a Valorização da Água No Brasil**. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Texto para discussão n. 556, Rio de Janeiro, 1998.

SERÔA DA MOTTA, Ronaldo; FÉRES, Jose Gustavo; NAUGES, Céline; THOMAS, Alban; SAADE, Antônio; SAADE, Lilian; Synthesis of Regional Experiences: From Theoretical to Practical Issues. In: KRAEMER, R. Andreas; CASTRO, Zulma Guzmán; SEROA DA MOTTA, Ronaldo; RUSSELL, Clifford. **Economic instruments for water management: Experiences from Europe and implications for Latin America and the Caribbean**. IADB, Integration and Regional Programs Department, 2003. p. 73-78.

SERÔA DA MOTTA, Ronaldo; HUBER, Richard M.; RUITENBEEK, Jack H. Market based instruments for environmental policymaking in Latin America and the Caribbean: lessons from eleven countries. **Environment and Development Economics**, 1999.

SILVA, Selma Cristina da; RIBEIRO, Márcia Maria Rios. Enquadramento dos corpos d'água e cobrança pelo uso da água na bacia do rio Pirapama-PE. **Eng. sanit. Ambient**, v. 2, n.4, 2006.

SHIMSHACK, Jay P; WARD, Michael B. Regulator reputation, enforcement, and environmental compliance. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 50, n. 3, 2005.

_____. Enforcement and over-compliance. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 55, n.1, 2008.

SÖDERHOLM, Patrik. Environmental Policy in Transition Economies: Will Pollution Charges Work? **Journal of Environment and Development**, 2001.

STAVINS, Robert N. Experience with market-based environmental policy instruments. In: MALER, K.G; VICENT, J.R (ed). **Handbook of environmental economics**, 2003.

STIGLER, George J. The Theory of Economic Regulation. **Bell Journal of Economics**, v. 3, n. 21, 1971.

STERNER, Thomas; CORIA, Jessica. **Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management**. New York: RFF Press, 2012.

STRANLUND, John K.; CHAVEZ, Carlos A.; FIELD, Barry C. Enforcing Emissions Trading Programs. **Policy Studies Journal**, v. 30, n.3, 2002.

SWIERZBINSKI, Joseph E. Guilty until proven innocent: regulation with costly and limited enforcement. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 27, n. 2, 1994.

UNEP (United Nations Environment Programme). **The Use of Economic Instruments in Environmental Policy: Opportunities and Challenges**. 2004

UNEP (United Nations Environment Programme). **The Use of Economic Instruments for Environmental and Natural Resource Management**. Training Resource Materials, 2009.

VILLEGAS P., Clara Inés; CASTIBLANCO R., Carmenza; BERROUET, Lina María; VIDAL G., Lina María. El programa de tasas retributivas en Colombia y el fortalecimiento institucional de las corporaciones autónomas regionales. **Gestión y Ambiente**, Universidad Nacional de Colombia, v. 9, n.1, 2006.

WANG, Hua; WHEELER, David. Financial incentives and endogenous enforcement in China's pollution levy system. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 49, n.1, 2005.

APÊNDICE 1: AUTOS DE INFRAÇÃO LAVRADOS PELA ANA NAS BACIAS PCJ ENTRE 2011 E 2013

Data	Modalidade de uso	Finalidade de uso	Enquadramento da infração ⁽¹⁾	Tipo da penalidade	Valor da multa	Situação do usuário
18/12/2011	Captação	Indústria	Art. (20) Inciso (I)	Advertência		Regular
22/01/2012	Captação/Lançamento	Indústria	Art. (20) Inciso (I)	Advertência		Regular
16/01/2012	Captação/Lançamento	Indústria	Art. (20) Inciso (I)	Advertência		Regular
27/01/2012	Lançamento	Indústria	Art. (20) Inciso (I)	Advertência		Regular
26/01/2012	Captação/Lançamento	Indústria	Art. (20) Inciso (I)	Advertência		Regular
25/05/2012	Captação/Lançamento	Indústria	Art. (20) Inciso (I)	Advertência		Regular
15/04/2012	Captação	Indústria	Art. (20) Inciso (I)	Advertência		Regular
26/01/2012	Lançamento	Indústria	Art. (19) Inciso (I)	Advertência		Em regularização
26/01/2012	Lançamento	Indústria	Art. (20) Inciso (I)	Advertência		Regular
NI	Captação/Lançamento	Indústria	Art. (19) Inciso (I)	Advertência		Regular
NI	Captação/Lançamento	Indústria	Art. (20) Inciso (III)	Multa	R\$ 3.000	Multa cancelada
19/05/2012	Captação	Indústria	Art. (20) Inciso (I)	Advertência		Regular
03/10/2013	Captação	Saneamento	Art. (20) Inciso (I)	Advertência		Regular
04/10/2013	Lançamento	Saneamento	Art. (20) Inciso (I)	Advertência		Vencido
07/08/2013	Lançamento	Saneamento	Art. (19) Inciso (I)	Advertência		Vencido
05/05/2012	Captação/Lançamento	Indústria	Art. (19) Inciso (I)	Advertência		Em regularização
21/02/2013	Captação/Lançamento	Indústria	Art. (20) Inciso (I)	Advertência		Vencido
20/02/2013	Captação/Lançamento	Indústria	Art. (20) Inciso (I)	Advertência		Regular
26/12/2012	Captação/Lançamento	Indústria	Art. (19) Inciso (III)	Advertência		Em regularização
NI	Lançamento	Indústria	Art. (19) Inciso (III)	Advertência		NI
13/11/2012	Captação	Indústria	Art. (20) Inciso (I)	Advertência		Em regularização
12/03/2013	Captação	irrigação	Art. (19) Inciso (I)	Advertência		Em regularização
18/09/2012	Captação/Lançamento	Indústria	Art. (19) Inciso (III)	Advertência		Em regularização
27/09/2013	Lançamento	Saneamento	Art. (19) Inciso (III)	Advertência		Em regularização

25/08/2013	Captação/Lançamento	Saneamento	Art. (20) Inciso (III)	Advertência	Irregular
25/08/2013	Captação/Lançamento	Saneamento	Art. (19) Inciso (I)	Advertência	Irregular

Fonte: ANA (2014a)

⁽¹⁾ Enquadramento da Infração, segundo Resolução CNRH 662/2010

NI: Não informad

