



Universidade de Brasília – UnB

FACE – ECO

Curso de Ciências Econômicas

**Teoria e Prática sobre Instrumentos de Regulação Ambiental
Hídrica no Brasil: Uma Revisão**

CAETANO DE CARVALHO AMORIM

Brasília – DF

Junho/2018

CAETANO DE CARVALHO AMORIM

**Teoria e Prática sobre Instrumentos de Regulação Ambiental
Hídrica no Brasil. Uma Revisão**

Monografia apresentada ao curso de graduação em Ciências Econômicas da Universidade de Brasília como requisito parcial para obtenção de grau de bacharel em Ciências Econômicas, sob orientação do professor Dr Marcelo de Oliveira Torres.

Brasília – DF

Junho/2018

AMORIM, CAETANO.

**Teoria e Prática sobre Instrumentos de Regulação Ambiental
Hídrica no Brasil. Uma Revisão**

Orientação : Professor Dr. Marcelo Oliveira Torres –
Departamento de Economia UnB.

61 páginas

Monografia – Universidade de Brasília, Departamento de
Economia

Brasília – DF 2018

**Teoria e Prática sobre Instrumentos de Regulação Ambiental
Hídrica no Brasil. Uma Revisão**

CAETANO DE CARVALHO AMORIM

Prof. Orientador: Marcelo de Oliveira Torres

Brasília – DF, 25 de Junho de 2018.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Marcelo de Oliveira Torres (Orientador)

Profa. Milene Takasago (Avaliador)

Dedico esse trabalho à memória de
minha mãe.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao meu pai pelo apoio durante toda minha vida.

Agradeço o professor Marcelo pela paciência e incentivo que tornaram possível a conclusão desta monografia.

Agradeço também aos demais professores que contribuíram para minha formação acadêmica.

RESUMO

O trabalho apresenta revisão dos atuais incentivos presentes na legislação brasileira no âmbito da proteção ambiental com foco na gestão do uso de recursos hídricos. Em particular, o trabalho faz um panorama das modificações nos últimos 20 anos e o estágio atual, focando no tipo de incentivo, se mercado ou de comando-e-controle, utilizado para regular os agentes mais diretamente envolvidos. O trabalho se divide entre regulação que utiliza o princípio do poluidor-pagador e o princípio do protetor-recebedor. Verifica-se aumento da utilização de incentivos econômicos que utilizam ambos os princípios, bem como o aparecimento de metodologias mais complexas para determinação do valor do incentivo a ser utilizado. A revisão fomenta discussões e pode ser base para posteriores estudos da área.

ABSTRACT

The present work presents a review of the current incentives present in the Brazilian legislation in the scope of environmental protection with focus on the management of the use of water resources. In particular, the paper gives an overview of the changes in the last 20 years and the current stage, focusing on the type of incentive, whether market based or command-and-control, used to regulate the agents most directly involved. The work is divided between regulation using the polluter-pays principle and the protector-receiver principle. There is an increase in the use of economic incentives that use both principles, as well as the appearance of more complex methodologies to determine the value of the incentive to be used. The review encourages discussions and may serve as basis for further studies in the area.

ÍNDICE DE SIGLAS

CMP – Custo Marginal Privado

CME – Custo Marginal Externo

CMS – Custo Marginal Social

BMS – Benefício Marginal Social

BMP – Benefício Marginal Privado

CMSR – Custo Marginal Social de Redução da Poluição

BMSR – Benefício Marginal Social de Redução da Poluição

CMR – Custo Marginal Privado de Redução da Poluição

CMF – Custo Marginal de Fiscalização

PSA – Pagamento por Serviço Ambiental

BME – Benefício Marginal Externo

VRE – Valor de Referência

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Custo x benefício da produção/poluição

Figura 2 – Mercado na presença do caroneiro

Figura 3 – Imposto pigouviano ótimo

Figura 4 – Taxa por emissão

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1 – Índice de perdas na distribuição

Quadro 2 - Preços unitários de cobrança no mundo

Quadro 3 - Cobranças em bacias hidrográficas

SUMÁRIO

Introdução.....	14
1. O PONTO ÓTIMO E O PROBLEMA DO EXCESSO DE POLUIÇÃO...	16
1.1 A solução de Coase.....	18
1.1.1 O problema do caroneiro.....	19
2. REGULAÇÃO NORTEADA POR PRINCÍPIO POLUIDOR-PAGADOR.....	23
2.1 Estratégia de Pigou e o Instrumento de Primeiro Melhor: a Taxa Pigouviana Ótima.....	24
2.2 Eficiência alocativa nos padrões ambientais.....	26
2.3 A solução de segundo melhor.....	28
2.3.1 Atingindo os Padrões de Emissão Pré-Estabelecidos: Instrumentos de Comando-e-Controle versus Instrumentos Econômicos.....	29
2.3.2 Políticas de Incentivo de mercado.....	30
2.3.2.1 Taxas por emissão.....	30
2.3.2.2 Sistemas de depósito/reembolso.....	32
2.3.2.3 Sistema de licenças transacionáveis.....	33
2.4 Padrões Ambientais e Aplicação do Princípio Poluidor Pagador no Brasil: O caso dos Recursos Hídricos.....	34
2.4.1 Cobrança pelos Uso da Água como Estratégia de Implementação do Princípio Poluidor- pagador no Brasil.....	35
2.4.2 Resultados da Cobrança pelo Uso da Água.....	44
3. REGULAÇÃO NORTEADA POR PRINCÍPIO PROTETOR-RECEBEDOR.....	46
3.1. Subsídios.....	47
3.1.1 Subsídio Pigouviano Ótimo – Para Compra de Equipamentos.....	47
3.1.2. Subsídios por redução de poluição por unidade.....	48
3.2 Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA).....	49

3.2.1 PSA's no Brasil.....	49
3.2.1.1 Projeto Produtor de Água	49
4. CONCLUSÃO.....	54
Referências Bibliográficas.....	58

Introdução

A água é um recurso natural substancial à sobrevivência da humanidade e demais seres vivos do planeta. No ser humano, é encarregada por cerca de três quartos de sua constituição. É um elemento fundamental para os ecossistemas da natureza, importante para a absorção de nutrientes pelas plantas, solvente universal e sua alta tensão superficial proporciona a formação de franja capilar no solo, além de insubstituível às formações hídricas atmosféricas, induzindo o clima das regiões. De modo infeliz, este recurso natural situa-se cada vez mais exaurido e limitado pelas ações desconcertantes do homem nas bacias hidrográficas, degenerando a sua qualidade e lesando os ecossistemas (PAZ; TEODORO; MENDONÇA, 2000).

Vários países são afetados pela falta de água como Israel, Arábia Saudita, Iraque, México, Estados Unidos, Espanha e Jordânia entre outros, ou melhor, em 26 países a seca é crônica. A Organização para Desenvolvimento e Cooperação Econômica - OECD ressalta o fato de que nos próximos 25 anos aproximadamente 2,8 bilhões de pessoas viverão em regiões com extrema insuficiência de água, inclusive para o próprio consumo.

A falta de água apta para consumo é um dos grandes problemas mundiais que pode afetar a sobrevivência dos seres humanos. O desperdício, uso desordenado e o crescimento da demanda são fatores que contribuem para intensificar a escassez de água potável no planeta.

O Brasil apresenta uma das maiores bacias hídricas em termos de volume de água (bacia do rio Amazonas), sendo considerado um dos países mais ricos em água doce do planeta. No entanto, a severa escassez de água potável em diversas regiões tem sido provocada pelo desequilíbrio entre a distribuição demográfica, industrial e agrícola e a concentração de água. Nas regiões onde existe predominância das atividades agrícolas e industriais há uma menor porcentagem de volume de água, verificando-se o oposto nas regiões as quais essas atividades são intensas (NICOLODI et al, 2009).

A região Norte é representada por 7,58% da população desfruta de 68% da água do país, no mesmo momento que a região Nordeste que contém 28,12% da população apresenta 3%, e a região Sudeste que é responsável por

42,64% da população nacional dispõe 6% (LIBANIO, 2013).

A conscientização da importância da economia de recursos hídricos é um dos primeiros passos para atenuar o problema, juntamente com o incentivo do governo, para levar a mudanças de hábitos da população para o uso racional da água. Não basta lembrar ao usuário comum o seu consumo excessivo de água, é preciso que os gestores tomem medidas firmes e viabilizem leis que coloquem também os empresários na obrigação da preservação dos recursos hídricos, afinal, eles também precisam de água potável.

Dentro desse contexto, faz-se necessário ampliar os conhecimentos referentes à conservação da água para que esse recurso possa ser preservado de forma que no futuro próximo não se torne ainda mais escasso. Para tanto, o presente trabalho representa um esforço tanto teórico quanto prático de análise dos principais instrumentos de regulação ambiental no Brasil com especial foco nos recursos hídricos. No capítulo 1 se discute acerca do problema de excesso de poluição e segue-se com a conjectura da aplicação da solução de Coase para o problema. No capítulo 2, é considerado, dentro do princípio do poluidor-pagador, a solução com o uso de taxa pigouviana e suas limitações, diante da impossibilidade de sua implementação sugere-se solução de segundo melhor com a estipulação de padrões exógenos, Ainda no capítulo 2 é abordada a eficiência dos tipos de instrumentos utilizados e sugestões de instrumentos que são utilizados na prática o capítulo termina com a análise da cobrança pelo uso da água no Brasil, em termos de abrangência e metodologias. O capítulo 3 versa sobre a regulação norteadas pelo princípio protetor-recebedor, apresenta o subsídio pigouviano e, diante de sua impossibilidade de implementação, alternativas com o uso de solução de segundo melhor. No final do capítulo 3 são analisados os incentivos presentes no Programa Produtor de Água.

1. O PONTO ÓTIMO E O PROBLEMA DO EXCESSO DE POLUIÇÃO

É fato que a produção inevitavelmente ocasiona efeitos negativos ao ambiente natural, efeitos esses denominados poluição. É possível imaginar que uma solução para o problema da poluição seria parar completamente de poluir, porém esse cenário não é plausível de acordo com as leis da termodinâmica. A lei da entropia assegura que as transformações de materiais necessariamente gerarão perda, seja ela de material, de energia ou ambos. A lei de conservação de massa assegura que tais resíduos não deixarão de existir (MUELLER, 2007).

Para a economia ambiental neoclássica (linha de pensamento adotada nesse trabalho), a definição de poluição depende do efeito dos resíduos sobre o bem-estar humano, isto é, da perda de bem-estar devido à imposição de um custo externo (MENUZZI, 2015). Como consequência, a simples presença física de poluentes não implica existência de “poluição econômica”. Tal visão antropocentrista salienta que a poluição será sempre indesejada pelos agentes econômicos.

As soluções de canto para o caso ambiental não são interessantes do ponto de vista de bem estar dos agentes: uma produção *demasiadamente pequena* não é desejada, pois os bens produzidos aumentam a utilidade do agente. Já uma produção *demasiadamente grande* não é desejada, pois gera um nível de poluição que diminui a utilidade dos agentes (THOMAS; CALLAN, 2016). Diante do trade-off entre poluição e produção, qual seria a quantidade produzida que maximizaria o bem-estar da população?! Utilizando o mecanismo de equilíbrio de demanda e oferta, é possível encontrar o ponto ótimo de produção levando em consideração as externalidades negativas presentes.

A atividade produtiva gera dois tipos de custos, o custo privado e o custo externo. O custo privado é decorrente dos custos com insumos, materiais e o capital usado no sistema produtivo. Já o custo externo representa os custos da externalidade associada à produção, ou seja, a poluição. O termo externalidade é definido por Thomas e Callan (2010), como “um efeito de propagação

associado à produção ou consumo que se estende a um terceiro”. Neste contexto, o custo total associado à produção é o somatório dos custos privados e externos. Este somatório é também chamado de custo social.

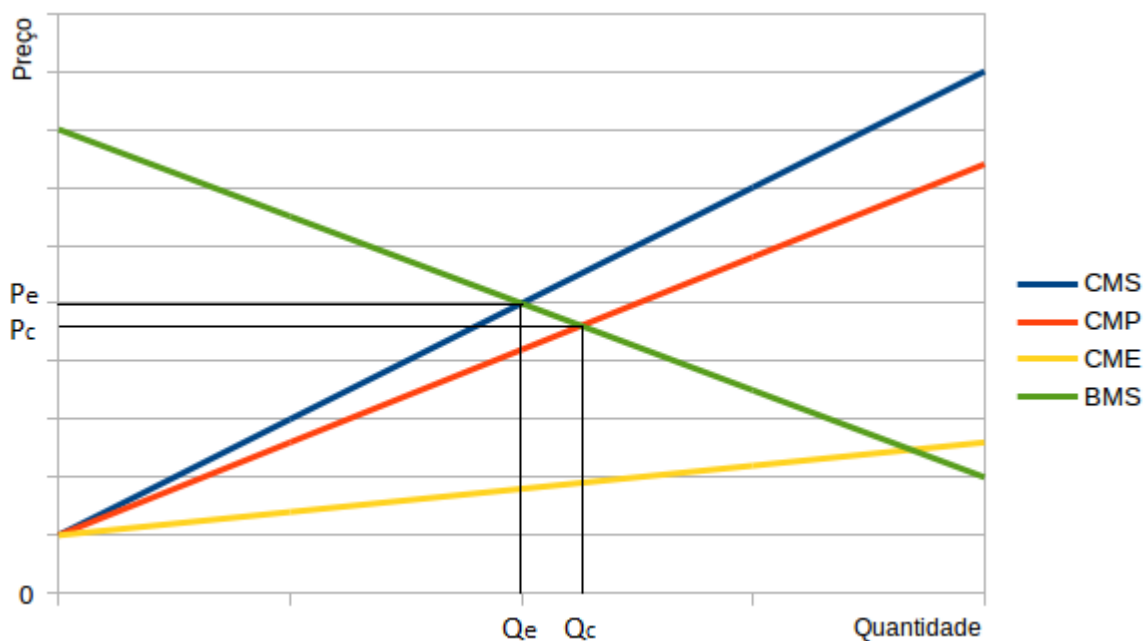


Figura 1: Custo x benefício da produção/poluição

Fonte: Elaborado pelo autor.

Assumindo que os preços sejam dados e o mercado seja competitivo, a curva de custo marginal privado (CMP) na Figura 1 acima (derivada da curva de custo total privado), pode ser definida como a curva de oferta competitiva de mercado. Somando-se ao CMP o custo marginal externo (CME), chegamos à curva de custo marginal social (CMS). A curva de benefício marginal social (BMS) representa a curva de demanda de mercado (COSTA, 2005).

Na Figura 1 existem dois equilíbrios possíveis. Um na intersecção da CMP com a BMS, também chamado de equilíbrio competitivo, pois considera somente os custos privados, e outro da CMS com a BMS, chamado de equilíbrio ótimo, pois considera os reais custos associados à atividade produtiva (o privado e o externo). No equilíbrio competitivo, o mercado produz Q_c ao preço p_c e no equilíbrio ótimo é produzida a quantidade Q_e ao preço p_e . Ao considerar somente os custos privados, o mercado utiliza como base uma medida de custos menor que os custos reais ou sociais. Assim, dada a curva

de demanda, o mercado competitivo produz mais, a um preço mais baixo, do que seria o ótimo social (COSTA, 2002).

Assumindo que a poluição seja diretamente proporcional à quantidade produzida, infere-se que no mercado competitivo polui-se em excesso. Em outras palavras, podemos considerar a solução de mercado competitivo como falha no sentido de que não considera os custos sociais ou reais (COSTA, 2005).

Para resolver a falha de mercado, conjecturamos a criação de um mercado de poluição baseado essencialmente na solução de Coase, ou na intervenção governamental através da aplicação de diversos instrumentos como taxas, subsídios, direitos de emissão, etc. Veremos na seção seguinte, a tentativa de solução a partir do teorema de Coase, sem intervenção no mercado.

1.1. A Solução de Coase

Ronald Coase em seu artigo de 1960 argumenta que com direitos de propriedade bem definidos e baixos custos de transação, as distorções associadas com as externalidades serão resolvidas através de barganhas voluntárias entre as partes interessadas (CROPPER; OATES, 1992).

O estabelecimento dos direitos de propriedade bem definidos sobre os recursos naturais permitiria, segundo a ótica de Coase, alocar recursos de forma eficiente; o poluidor pode pagar pelo direito de poluir, compensando as vítimas pela perda de bem-estar, ou o oposto: a vítima da poluição pode compensar o poluidor para que esse diminua a poluição/produto. Os instrumentos econômicos derivados da estratégia de Coase baseiam-se na barganha entre “vítima” e “poluidor”, rejeitando a intervenção governamental. A solução ótima seria obtida tanto no caso onde o poluidor detivesse os direitos de poluir quanto no caso inverso (NUNES, 2005).

Usando a Figura 1 como exemplo para o caso onde o produtor/poluidor possui o direito de poluir. Considere a situação inicial em Q_c (maximização de lucros dos produtores). Neste caso, as vítimas estão dispostas a pagar uma compensação (p) aos poluidores de maneira a maximizar seu bem estar, de modo que

$$p < (CMS - CMP).$$

Já os produtores estão dispostos a receber

$$p > (BMP - CMP).$$

Onde BMP é o Benefício Marginal Privado no mercado. O equilíbrio de mercado nessas condições segue a regra

$$(CMS - CMP) > p > (BMP - CMP)$$

Ou reescrevendo,

$$CME > p > lucro.$$

No equilíbrio competitivo (Q^c), o lucro marginal dos produtores tende a zero, por outro lado o CME em Q^c é positivo de forma que

$$(CMS - CMP) > 0.$$

Portanto a negociação entre as partes é viável no equilíbrio competitivo pois $CME > lucro$ em Q^c . Tal condição se mantém para todos os níveis de produção de Q^c até Q^e , onde a negociação termina pois em Q^e temos que

$$(CMS - CMP) = (BMP - CMP).$$

As reduções de produção a partir desse ponto gerariam uma perda no lucro maior que as vítimas da poluição estariam dispostas a pagar pela ausência de poluição (MUELLER, 2007).

No caso onde a população possui o direito de escolha, a situação inicial é $Q = 0$, e analogamente ao caso anterior a barganha se dá até que o valor pago pelos poluidores seja igual ao CME (THOMAS; CALLAN, 2016).

Uma questão de certa forma negligenciada por Coase é que mesmo nos casos onde os direitos de propriedade são bem definidos e os custos de transação são baixos, o sistema de barganha entre afetados e poluidores muito provavelmente não será ótimo. A poluição tem características de bem público e sendo assim o mercado de poluição sofre com o problema dos caroneiros, que será abordado na sessão seguinte com o objetivo de argumentar sobre a impossibilidade de se estabelecer um mercado no modelo proposto por Coase.

1.1.1. Problema do Caroneiro

Os bens públicos se caracterizam por serem não-rivais e não-exclusivos. A não-rivalidade se refere ao fato de que seu consumo por uma pessoa não impede que outra pessoa o consuma e usufrua de seus benefícios na mesma

quantidade de forma concomitante. Já a não-exclusividade indica que não é possível que se exclua um indivíduo do consumo do bem. (THOMAS; CALLAN, 2010).

O caroneiro percebe que, devido à natureza do bem público, ele não poderá ser excluído de seu consumo, independentemente de sua contribuição. Conseqüentemente este indivíduo tem incentivos para não revelar sua disposição a pagar por tal bem, esperando que outros agentes arquem com os custos para sua provisão. O bem público, uma vez ofertado, beneficiará a todos os agentes, incluindo o próprio caroneiro. (COSTA, 2005).

Neste contexto, se a provisão do bem público for estabelecida de forma privada, onde a quantidade ofertada resulta da interação da curva de oferta agregada do bem público com a curva de demanda agregada pelo bem público, o mercado tende a ofertar uma quantidade menor do que a quantidade eficiente como demonstrado na Figura 2 abaixo.

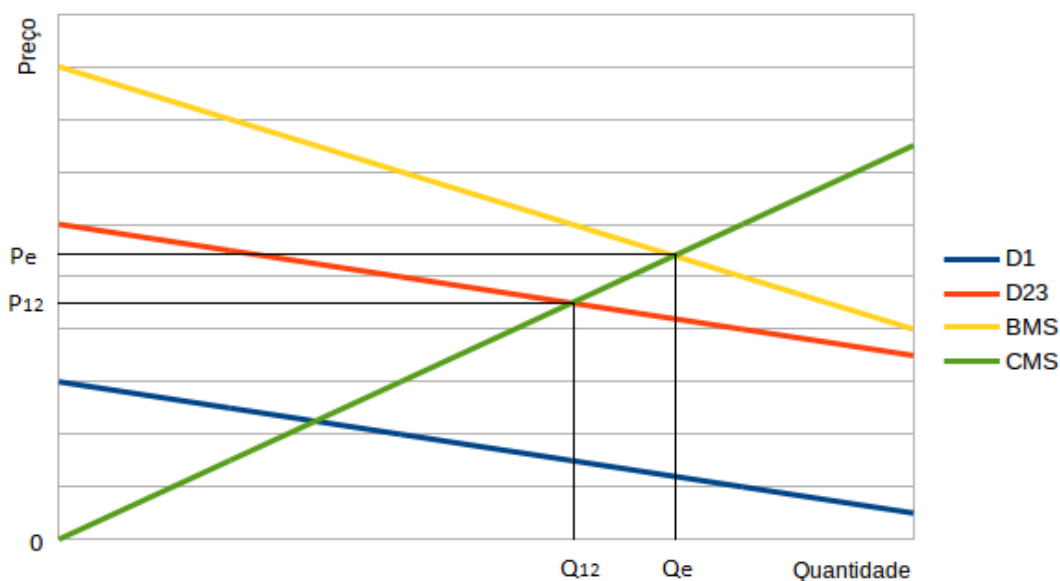


Figura 2: Mercado na presença de caroneiro

Fonte: Elaborado pelo autor.

Assuma um mercado com três consumidores, consumidor 1, que age como caroneiro (embora não pague pelo bem público, usufrui de qualquer quantidade que seja eventualmente ofertada) e consumidores 2 e 3. D_1 é a curva de demanda do consumidor 1 e D_{23} representa o agregado da disposição a pagar dos consumidores 2 e 3. CMS representa o custo marginal social de

produção/poluição. Assume-se que não haja custos externos associados à produção. Sendo assim, $CMS = CMP$.

O benefício obtido pelo caroneiro pode ser medido por sua curva de demanda não revelada D_1 . Como o benefício é fornecido pelos consumidores 2 e 3, D_1 pode ser pensado como uma curva de benefício, em termos marginais, fornecido pelos não-caroneiros. Em outras palavras, a curva de demanda do caroneiro pode ser pensada como a curva de benefício marginal externo (BME).

O caroneiro não revela sua disposição a pagar pelo bem público, assim a curva de demanda eventualmente considerada pelo mercado é aquela que considera somente os não-caroneiros (D_{23}) abaixo da curva de benefício marginal social (BMS).

O equilíbrio de mercado se daria em Q_c e p_c . Como Q_c é menor que Q_e , o mercado competitivo oferta menos do que o desejado do ponto de vista social, onde os custos marginais sociais (CMS) se igualam aos benefícios marginais sociais (BMS). Isto é, o mercado falha na provisão eficiente do bem público.

O restabelecimento da eficiência do mercado de bens públicos requer a cobrança a todos os consumidores de um preço que expresse as suas disposições a pagar marginais avaliadas na quantidade eficiente de bem público. Esses preços são chamados de preços de Lindhal (MUELLER, 1972). Como tal prática é impossível de ser aplicada dada a própria dinâmica do mercado com os caroneiros, sub-revelando suas reais disposições a pagar, a solução do problema da ineficiência da provisão de bens públicos perpassa pela intervenção governamental via provisão direta pelo governo financiada através de taxas e/ou impostos aplicados a todos os consumidores.

A solução colocada por Coase para o problema ambiental apresenta grandes empecilhos para seu sucesso; além de ter fortes pressupostos como a ausência de custos de transação, possui ainda o problema do caroneiro. Tendo em vista que o mercado não é capaz de auto-regulação, fica clara a necessidade de intervenção no mercado da economia com poluição (THOMAS; CALLAN, 2010).

Considerando a necessidade de intervenção no mercado, os próximos

capítulos vão abordar a regulação em suas diferentes óticas. No capítulo 2 será apresentado o princípio do poluidor pagador e as soluções que o tem como base, privilegiando aquelas com maior custo-efetividade. O capítulo 3 segue o mesmo pensamento com o princípio do protetor-recebedor.

2. REGULAÇÃO NORTEADA PELO PRINCÍPIO POLUIDOR-PAGADOR

O princípio do poluidor-pagador baseia-se na noção de que os custos sociais externos que acompanham o processo produtivo devem ser internalizados como um mecanismo de responsabilidade por dano ecológico, abrangendo os efeitos da poluição não somente sobre bens e pessoas, mas sobre toda a natureza (MILARÉ, 2010).

A formulação moderna do princípio deveu-se à Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico, cuja Recomendação C(72) 128, de 26 de maio de 1972, esclarece que “este princípio significa que o poluidor deve suportar os custos da adoção de medidas impostas pelas autoridades públicas para assegurar que o meio ambiente mantenha-se em um estado aceitável”.

No Brasil, estes princípios foram internalizados na Política Nacional do Meio Ambiente, Lei nº 6.938 de 1981, que prevê em seu art. 4º:

Art 4º - A Política Nacional do Meio Ambiente visará: VII - à imposição, ao poluidor e ao predador, da obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados e, ao usuário, da contribuição pela utilização de recursos ambientais com fins econômicos.

No artigo acima pode-se observar a presença de outro princípio fundamental, o princípio do usuário-pagador. O princípio é uma extensão do argumento que o uso gratuito dos recursos naturais tem representado um enriquecimento ilegítimo do usuário. A comunidade que não usa de determinado recurso ou que o utiliza em menor escala fica onerada. Nessa perspectiva o meio ambiente fornece um serviço e deve ser remunerado de acordo com seu uso (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008).

Como exemplo de cobrança de acordo com o princípio do usuário-pagador está a cobrança pelo reconhecimento de propriedade como Imposto

Territorial Urbano (IPTU) e rural (ITR), cobranças feitas pelo estado que incidem sobre propriedades reconhecidas e legalizadas. Outro exemplo é a cobrança pela água para uso doméstico ou industrial ou ainda cobrança pela proteção de fauna e flora, pois possuem custo direto e/ou indireto de preservação. Com ou sem tarifas diretas, os usuários de recursos naturais arcam com custos, de uso direto de recursos naturais ou pelos serviços destinados a garantir a qualidade ambiental e o equilíbrio ecológico (MILARÉ, 2010).

Na sessão seguinte utilizaremos o princípio do poluidor-pagador para conjecturar a cobrança de uma taxa sob emissão de poluição custo-efetiva. Veremos nas próximas sessões que a necessidade informacional para se alcançar uma taxa custo-efetiva é impeditiva. Apresentaremos solução de segundo melhor para o problema ambiental e os mecanismos aplicados.

2.1. Estratégia de Pigou e o Instrumento de Primeiro Melhor: a Taxa Pigouviana Ótima

Em termos teóricos, o princípio do poluidor-pagador assenta-se nos escritos de Arthur Pigou que apontava para a internalização dos custos externos dentro de uma dada estrutura legal de direitos de propriedade. A natureza dos problemas ambientais demanda intervenção governamental para que se impeça a discrepância entre custos privados e sociais. Neste contexto, a solução pigouviana ótima ou de primeiro melhor prescreve a adoção de taxas ou subsídios que possam permitir a internalização dos efeitos externos e representa estratégia para integrar os problemas ambientais ao sistema de mercado e fazer com que os reais custos associados à produção de um determinado produto sejam propriamente considerados pelo agente privado. Aceita essa posição, a questão passa para os meios para alcançar a internalização (RING, 1997).

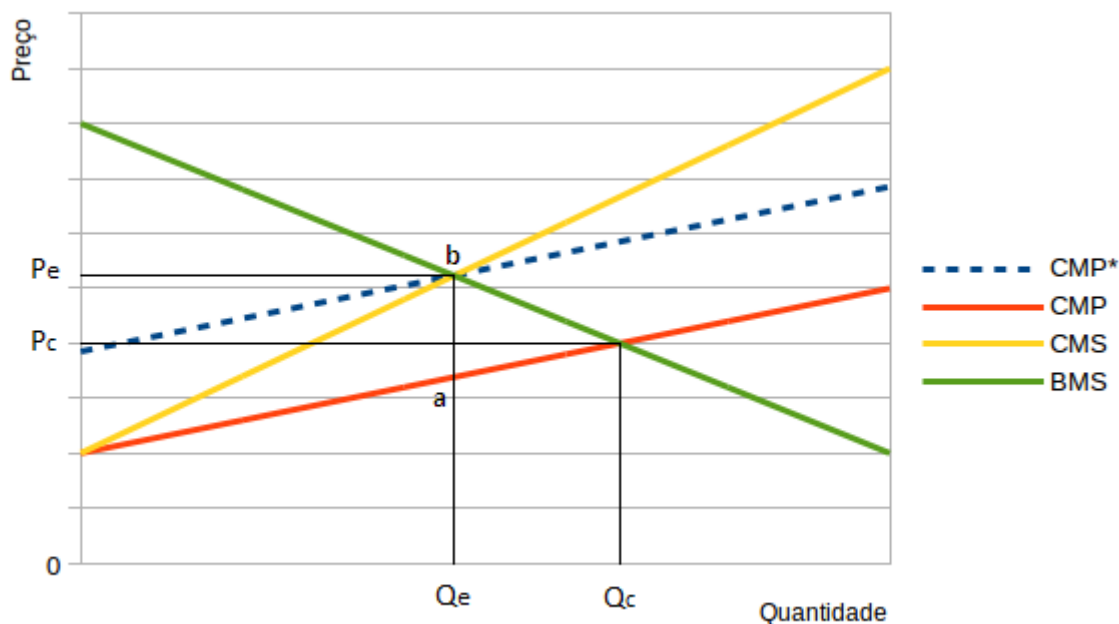


Figura 3: Imposto pigouviano ótimo

Fonte: Elaborado pelo autor.

O imposto pigouviano ótimo representa um custo adicional ao produtor ao incorporar os custos externos aos custos privados. Na Figura 3 acima se pode observar que sem regulação o mercado produziria na quantidade competitiva de mercado Q_c , que produzia poluição em excesso, como vimos no capítulo anterior. Para atingir o ponto ótimo social (quantidade Q_e) é necessário incorporar ao CMP a taxa de valor ab , equivalente ao custo marginal externo no nível ótimo de poluição (internalização das externalidades). Ou seja, “maximiza-se o benefício social quando se estabelece um imposto igual aos custos marginais do dano ambiental no nível de poluição ótimo, com a empresa suportando os custos externos na forma de um imposto tratado como um custo privado” (THOMAS; CALLAN, 2016).

Como alertado por Cropper & Oates (1992), o imposto ou taxa pigouviana (preço do dano ambiental) ótimo deve estar associado diretamente à atividade poluidora e não ao produto da firma, nem aos insumos. Em outras palavras, a taxa pigouviana deve tomar a forma de uma arrecadação por unidade de lançamento de poluentes ao ambiente e não uma taxa sobre as unidades dos bens produzidos pela firma, nem sobre um insumo (por exemplo, combustível fóssil associado com a poluição). A explicação está em que taxas

aplicadas nos produtos ou insumos não são custo-efetivas, pois as firmas podem diferir quanto à capacidade de gerir sua produção, tanto na eficiência de utilização dos insumos quanto na emissão de resíduos (SILVA, 2008).

Uma ação custo-efetiva “requer que uma quantidade mínima de recursos seja utilizada para atingir um objetivo” (THOMAS; CALLAN, 2010). Se diferentes firmas usam diferentes quantidades de insumos para sua produção, a taxa sobre um determinado insumo impedirá que firmas heterogêneas diminuam a poluição de forma custo-efetiva. A diferença na tecnologia usada pelas firmas acarreta em privilégios ou desvantagem no caso de taxa sobre insumo. Caso a taxa incida sobre a emissão de poluentes as firmas usarão diferentes artifícios para alcançar novamente seu ótimo de produção, cada uma delas de maneira custo-efetiva.

O determinante entrave para se conseguir aplicar a taxa pigouviana ótima é a necessidade de detalhado conhecimento dos custos de abatimento de poluição das firmas e da metodologia de valoração dos danos ambientais, informações que não estão disponíveis diretamente para o governo e/ou pesquisador. Seria necessário um estudo muito amplo, detalhado, sistemático e custoso para que fosse encontrado tal valor de poluição ótima para cada tipo de poluente (THOMAS; CALLAN, 2010).

Em outras palavras, os requerimentos informacionais para se chegar à uma taxa pigouviana ótima são proibitivos em razão do conhecimento necessário tanto da curva de demanda por redução de poluição quanto dos custos marginais de abatimento das firmas. Como alternativa, restam os chamados instrumentos de segundo melhor (MOTTA, 2001). No decorrer deste trabalho, serão abordadas possíveis formas alternativas de regulação de mercado, desde suas categorias até o funcionamento aplicado da política.

2.2. Eficiência Alocativa nos Padrões Ambientais

A eficiência alocativa presente na taxa pigouviana poderia, em princípio, ser também atingida com o estabelecimento de padrões ambientais eficientes estipulados de modo a fazer com que o custo marginal social da redução de poluição (CMSR) se iguale ao benefício marginal social da redução de poluição (BMSR). O BMSR reflete todos os benefícios da redução da poluição no meio

ambiente como melhorias na saúde, nos ecossistemas, aparência e propriedade. A partir de uma perspectiva de mercado, a BMSR pode ser entendida como a curva de demanda da sociedade pela redução da poluição. É esperado que o BMSR diminua na medida em que se aumentem os níveis de redução de poluição, como prevê a lei de demanda (MENUZZI; SILVA, 2015).

O CMSR representa o custo em relação ao aumento da redução da poluição. Thomas e Callan (2010) divide o CMSR em dois componentes: o custo de redução de poluição sob a ótica dos poluidores e o custo de monitoramento do governo. O custo dos poluidores, denominado custo marginal de redução (CMR) reflete o custo da mudança dos custos econômicos vinculados ao aumento do abatimento da poluição com o uso do método de menor custo. Este componente do CMSR é influenciado pelo local onde a empresa está instalada, pelo tipo de contaminantes que emite e pela natureza de sua produção e disponibilidade de tecnologia. O custo marginal de redução apresenta inclinação positiva e crescente, refletindo custos marginais crescentes associados à redução de emissão. Para obter o CMSR, adiciona-se o custo marginal de fiscalização. O custo de fiscalização é denominado custo marginal coercitivo de fiscalização, e se comporta com inclinação positiva, refletindo o aumento do custo de fiscalização com o aumento da cobrança (THOMAS; CALLAN, 2016).

Quatro fatores sugerem que, na prática, qualquer padrão de emissão pré-estabelecido não atenderá ao critério da eficiência alocativa ou otimalidade: (1) a existência de restrições legislativas, (2) informações imperfeitas, (3) diferenças regionais e (4) não uniformidade dos poluentes. O primeiro motivo se dá pela maioria das leis não considerar os custos associados à melhoria ambiental (os padrões estipulados são geralmente baseados apenas nos benefícios, subestimando os custos. O segundo motivo, já foi salientado no capítulo 1 desse trabalho: as informações necessárias para se encontrar BMS e CMS tornam a alocação ótima inviável, ao menos do ponto de vista prático. O terceiro motivo se dá pela própria natureza de estipular padrões que variam sobremaneira regionalmente. O quarto motivo se dá pois mesmo dentro de uma mesma região o poluente pode ser valorado de maneira diferente nos casos onde o impacto ao meio ambiente acontece de maneira não uniforme;

um exemplo é o caso onde as fontes poluidoras tem distâncias diferentes de um aglomerado populacional, causando custos externos diferentes mesmo emanando o mesmo poluente em quantidades iguais (JUSTI, 2016).

Diante da impossibilidade prática da aplicação de um imposto do tipo pigouviano ou do estabelecimento de um padrão de emissão eficiente, sugere-se, na sessão seguinte, solução por meio de estabelecimento de padrões não necessariamente eficientes estipulados de forma exógena ao mercado.

2.3. A Solução de Segundo Melhor

Na seção anterior argumentou-se sobre a impossibilidade de se usar uma solução de primeiro melhor, seja pela imposição de um imposto pigouviano ótimo seja pelo estabelecimento de padrões ambientais eficientes, para o problema de excesso de poluição. Nessa seção argumentaremos que a solução para o problema causado pela existência de externalidades no mercado de bens ambientais pode ser abordada fixando-se exogenamente um padrão de poluição, não necessariamente eficiente.

Os padrões ambientais são classificados em três categorias: padrões de ambiente, padrões baseados em tecnologia e padrões baseados em desempenho. Os padrões de ambiente determinam o nível de qualidade desejado de algum elemento do meio ambiente, esses são tipicamente expressos como uma concentração máxima permitida de algum poluente no meio. Tal concentração serve como meta a ser atingida, levando em conta um limite agregado de poluição para determinada região (THOMAS; CALLAN, 2010).

Padrões baseados na tecnologia estipulam o tipo de controle de redução que deve ser usado pelas fontes poluidoras regulamentadas. A motivação é atingir um limite específico de emissão de poluentes (THOMAS; CALLAN, 2016). Um exemplo é a obrigatoriedade da instalação de unidades de recuperação de enxofre nas refinarias de petróleo em território brasileiro (CONAMA, 2018).

Padrões baseados em desempenho especificam limite de emissão de poluentes pelos poluidores regulamentados sem estipular a maneira que será usada para alcançar e manter tal limite. Por definição, os padrões baseados em

desempenho são mais flexíveis do que padrões baseados na tecnologia. Esses permitem que as fontes poluidoras determinem como reduzir a descarga de poluição, dando margem para o poluidor tomar a decisão mais custo-efetiva para atingir o limite imposto de emissões (SILVA, 2008).

Os diferentes padrões ambientais são usados como referência para os formuladores de políticas públicas, como são obtidos de maneira externa ao mercado a metodologia usada para estimar o padrão e a sua categoria devem ser considerados. Na sessão seguinte serão analisados os mecanismos que utilizam dos padrões ambientais e posteriormente utilizaremos os padrões para exemplificar políticas de possível aplicação para o caso ambiental

2.3.1 Atingindo os Padrões de Emissão Pré-Estabelecidos: Instrumentos de Comando-e-Controle versus Instrumentos Econômicos

Dentro de um contexto que se objetiva atingir um padrão ambiental exogenamente determinado existem duas categorias de abordagem para incentivar comportamento de agentes econômicos: abordagem de comando-e-controle e abordagem de mercado. A abordagem de comando-e-controle se caracteriza pelo controle/monitoramento de limites de poluição ou restrições baseadas no uso de tecnologia ou no estabelecimento de padrões uniformes de redução para regulamentar as fontes poluidoras diretamente pelo uso de normas ou padrões. Já as políticas de estímulo de mercado baseiam-se no uso de instrumentos econômicos como taxas e subsídios.

Comparando as duas abordagens e considerando que seja estipulado um padrão de redução como o resultado desejado pela sociedade, destacam-se duas decisões na abordagem de comando-e-controle que podem violar o critério de custo-efetividade. O uso de padrão baseado em tecnologia e o uso de padrões uniformes. O uso de padrões uniformes em várias fontes poluidoras não será custo-efetivo sempre que as curvas de custo marginal privado de redução de poluição CMR diferirem entre os poluidores. Um dos fatores que influi no CMR é a idade das instalações físicas do poluidor, instalações mais novas tendem a ter equipamentos mais avançados de controle de poluição sendo mais eficientes. Fábricas desse tipo apresentam custo menor de redução de poluição em comparação com fábricas antigas que terão de fazer

alterações mais profundas para poluir menos. Se instituído um padrão de redução de poluição uniforme em um caso onde o CMR é diferente entre as firmas o resultado alcançado poderia ser mais custo-efetivo se firmas com o CMR mais baixo reduzissem relativamente mais sua poluição (THOMAS; CALLAN, 2010).

Nota-se que embora políticas de comando-e-controle muito provavelmente não sejam custo-efetivas, elas podem fornecer maior segurança no alcance do objetivo no curto prazo quando comparadas, como veremos adiante, com políticas baseadas em instrumentos de mercado.

2.3.2. Políticas de incentivo de mercado

2.3.2.1. Taxas por Emissão

A solução com o implemento de encargos por poluição busca internalizar o custo dos danos ambientais cobrando um determinado valor para emitir substâncias poluentes. A Figura 4 abaixo mostra uma situação com duas empresas poluidoras tendo que se adequar a um padrão máximo de emissão estipulado pelo governo.

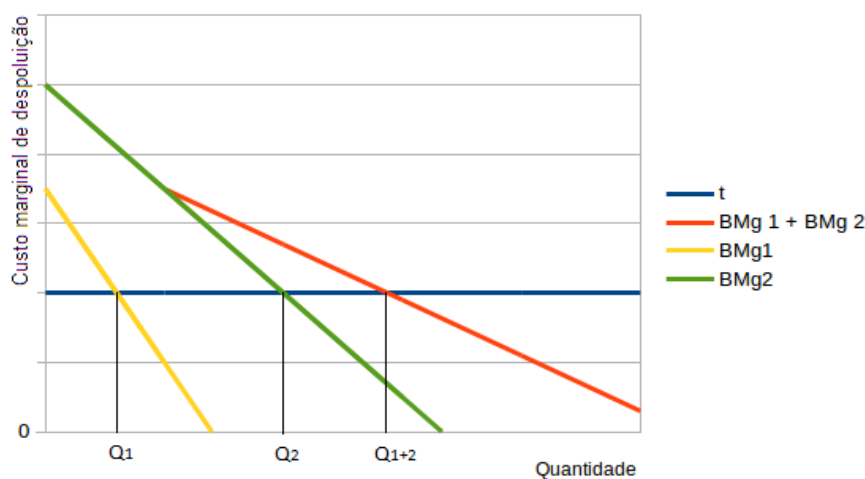


Figura 4: Taxa por Emissão
Fonte: Elaborado pelo autor.

BMg1 e BMg2 são respectivamente as funções de benefício marginal de emissão da empresa 1 e da empresa 2. A soma das duas forma a função de benefício agregado. A taxa fixa t é estipulada pelo governo e é paga pelas firmas poluidoras por unidade de emissão. Dado t , a firma 1 decide emitir Q_1 , a

firma 2, Q_2 e, no agregado, despolui-se Q_{1+2} .

Pode-se observar que a divisão do nível máximo de emissão não é equitativo, isso ocorre por diferenças no processo produtivo. A empresa 2 possui benefício marginal maior a cada nível de poluição, isto é, custos mais altos de redução da poluição e acaba despoluindo menos relativamente à firma 1. Fica evidente a custo-ineficiência de se impor um limite de poluição uniforme para cada empresa separadamente.

De acordo com o relatório Governança dos Recursos Hídricos no Brasil, feito pela Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico (OECD) em 2015, considerando 270 instrumentos de mercado identificados em uso nos 24 países pesquisados, 131 deles eram encargos por poluição. As medidas variam de cobrança de taxas de companhias aéreas pelo ruído gerado pelos aviões até mesmo a cobrança de taxa de fabricantes de pneus com o intuito de usar o dinheiro arrecadado na coleta e reciclagem de pneus usados.

Uma desvantagem dessa política é o incentivo à evasão fiscal quando existe excesso de taxação, como argumenta Neri (2006). Outra desvantagem é que para uma dada taxa t , o agregado de redução de emissão (por exemplo, Q_{1+2} na Figura 4), pode ficar aquém ou além do padrão de emissão estipulado como objetivo da política ambiental. Portanto, uma política regulatória ambiental baseada em taxas por emissão deve manter um constante monitoramento ajustando as taxas para cima ou para baixo de modo a atingir o padrão de emissão. Após o período de adaptação o custo será de fiscalização e o imposto trará receita ao governo (THOMAS, 2002).

2.3.2.2. Sistemas de depósito/reembolso

O sistema de depósito/reembolso é uma opção a alguns problemas apresentados na implantação de subsídio e taxas. Enquanto o subsídio pode incentivar o aumento total de poluição as taxas podem incentivar o descarte ilegal de poluentes. Sua aplicação normalmente está associada a indústrias que utilizam garrafas de vidro, latas de alumínio e baterias de chumbo-ácido, ou seja, indústrias que reutilizam o material ou tem seu descarte dificultado pela toxicidade do material (THOMAS; CALLAN, 2010).

A modelagem para esses casos segue a mesma metodologia da

internalização dos custos externos. Em um primeiro momento é imputada ao produtor toda o custo da externalidade negativa causada pelo seu produto caso ele seja mal descartado, ou seja, o produtor paga o CME (Figura 1) total. Em um segundo momento, após provar que o produto foi descartado de forma correta ou reutilizado (CME foi internalizado), o valor pago pelo produtor é a ele ressarcido (MUELLER, 2007).

Thomas e Callan (2016) argumentam que o uso desse mecanismo diminui o custo de fiscalização para o governo, ao passar para as firmas a obrigação de comprovar a destinação dos materiais caso desejem receber o valor de volta.

O sistema de depósito/reembolso não possui grandes problemas na sua implementação, porém um entrave existente é a aceitação universal dos participantes. Exemplo: a PEPSI pode rejeitar o sistema se recusando a aceitar recolher garrafas de Coca-Cola. Tal situação é contornada através de um modelo de recolhimento correto de produtos, que inclua a troca entre os elaboradores ou ainda a aplicação de uma tecnologia de reutilização que possa ser empregada para todo o universo de produtos, evitando rejeições (MOTTA; RUTENBECK; HUBER, 1996)

Um item fundamental no desenho de um sistema de depósito/reembolso é sua possibilidade de afetar o comércio internacional do País, especialmente, em relação à venda de produtos importados. Os sistemas podem ser extremamente protecionistas caso sejam aplicados apenas a fabricantes locais ou de maneira discricionária, favorecendo esses produtores. Tais sistemas podem dificultar a entrada de novos competidores no mercado, já que os produtores serão obrigados a possuir um sistema de armazenamento e de reciclagem de materiais, podendo aumentar drasticamente os custos da atividade (THOMAS; CALLAN, 2016).

Já uma vantagem do sistema é que o reembolso estimula o comportamento responsável com o meio ambiente ao mesmo tempo em que não custa muito ao estado, uma vez estabelecidos, os incentivos operam com pouca supervisão. Outra vantagem é o uso mais eficiente de matéria prima, que ao invés de ir para lixões ou aterros é reutilizada e pode contribuir para a diminuição do esgotamento daquela matéria prima, além de poder contribuir

para o barateamento do produto (THOMAS E CALLAN, 2010).

2.3.2.3 Sistema de licenças transacionáveis

O sistema de licenças transacionáveis é baseado em um sistema de leilão ou doação por um agente governamental de licenças para poluir. Nessa abordagem, não se impõe uma taxa ou preço à poluição, mas sim fica fixada uma quantidade de licenças transacionáveis e o preço é endogenamente resultante das forças de mercado. O governo estipula um padrão de poluição, e as empresas que emitem o poluente só poderão emitir uma determinada quantidade de poluentes se obtiverem um título de emissão correspondente. Após o leilão ou alocação inicial de títulos, continua existindo um mercado onde as empresas podem vender e comprar suas licenças entre elas (GRAÇA; CARDOSO; PACHECO, 2015).

O mecanismo de licenças transacionáveis requer um período para adaptação do mercado. Caso o governo não consiga ter uma noção do preço resultante e das quantidades negociadas, o resultado final poderá ser ineficaz. Por exemplo, Motta e Youg, 1997, argumentam que um problema da instituição da regulação de mercado por meio de licenças transacionáveis é a dificuldade de estabelecimento de mercado em situações de poucos compradores. As licenças transacionáveis podem ou não ter uma região definida para seu uso. Se houver uma região definida, a dificuldade é que surja um número suficiente de empresas que permita a criação de um mercado competitivo. Se não houver região definida existe o risco de que as empresas se concentrem em apenas um local dentro da região e assim emitam mais poluentes que o ambiente pode suportar, criando os chamados *hot-spots*. Algumas políticas de incentivo à diversificação de área devem ser colocadas em prática concomitantemente para evitar tal problema.

Uma variação de tal mecanismo é o sistema de créditos para poluição, esse funciona se um poluidor emite menos poluição do que esperado e a poluição remanescente pode ser vendida em um mercado e gerar benefícios à firma que assim o fizer. O mercado de crédito de carbono previsto no protocolo de Quioto popularizou esse mecanismo (GRAÇA; CARDOSO; PACHECO, 2015).

Nessa sessão foram apresentados exemplos de mecanismos de regulação de segundo melhor baseados no princípio do poluidor-pagador que utilizam de incentivos econômicos. Na sessão seguinte iremos começar a analisar o caso dos recursos hídricos brasileiros pela metodologia de estabelecimento de padrões e seu histórico.

2.4. Padrões Ambientais e Aplicação do Princípio Poluidor Pagador no Brasil: O caso dos Recursos Hídricos.

No Brasil, a criação de padrões ambientais foi regulamentada pela Lei nº 6.938 de 1981 e modificada pela Lei nº 8.028 de 1990. A legislação coloca como órgão consultivo e deliberativo o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que visa assessorar, estudar e propor ao Conselho de Governo, diretrizes de políticas governamentais para o meio ambiente e os recursos naturais e deliberar sobre normas e padrões compatíveis com o meio ambiente ecologicamente equilibrado e essenciais à qualidade de vida.

Como discutido, os padrões ambientais tem suma importância, dentro da estrutura do CONAMA, as responsáveis pela proposição dos padrões ambientais são as câmaras técnicas como versa o item II do artigo 30 do regimento interno do CONAMA, Art. 30. Às Câmaras Técnicas compete:

II - desenvolver, discutir, deliberar em primeira instância e encaminhar ao Plenário proposta de normas, padrões, critérios e outras matérias de sua atribuição.

As câmaras técnicas são constituídas por até 10 membros, onde deve ser garantida a participação das diferentes categorias de interesse multissetorial, como consta no Regimento Interno CONAMA, Portaria MMA Nº 452/2011.

No caso da qualidade das águas no território nacional, os padrões são hoje fixados por duas resoluções no CONAMA: a Res. 357, de 2005, que classifica as águas superficiais, e a Res. 396, de 2008, que dispõe sobre a classificação e diretrizes para o enquadramento das águas subterrâneas.

As águas estão ordenadas em classes, sendo treze¹ classes para águas

¹ Águas doces: Classe especial, 1, 2, 3 e 4. Águas salobras: Especial, 1, 2 e 3. Águas salinas: Especial, 1, 2 e 3. Classificação de acordo com a qualidade e o uso preponderante da água.

superficiais e seis² classes para as águas subterrâneas. As classes estão associadas aos usos preponderantes dos corpos de água, para cada classe está prevista um nível de qualidade que assegure o atendimento das necessidades da comunidade, bem como o equilíbrio ecológico e aquático (ATHAYDE et al., 2007).

Além dos padrões de qualidade estabelecidos para cada uma das classes, importa registrar que a Res. Conama 357/2005 também disciplinava as condições e padrões de lançamento de efluentes. Hoje essa matéria encontra sua regulamentação na Res. Conama 430/2011, que revogou as regulações anteriores (ARAÚJO, 2013).

Os padrões de emissão não bastam para definir os limites das emissões. Tais emissões não podem causar a alteração dos padrões de qualidade, fazendo com que sejam ultrapassados os limites para a classe do corpo de água que recebe o despejo. Podem ser autorizados lançamentos acima das condições e dos padrões de emissão estabelecidos, em caráter excepcional, desde que observados os requisitos presentes na Res. Conama 430/2011, dentre eles a comprovação de relevante interesse público devidamente motivado e o estabelecimento de medidas que visem neutralizar os eventuais efeitos do lançamento excepcional (ATHAYDE et al., 2007).

Nessa sessão foi abordada a metodologia para estabelecimento de padrões ambientais no Brasil, na sessão seguinte continuaremos analisando o caso brasileiro com a cobrança pelo uso de recursos hídricos.

2.4.1. Cobrança Pelo Uso da Água como Estratégia de Implementação do Princípio Poluidor-Pagador no Brasil

Nessa sessão vamos aplicar a base teórica abordada no trabalho para análise da existência de incentivos econômicos dentro da política de cobrança pelo uso da água no Brasil.

Nas águas de domínio da União, a cobrança é instituída a partir de proposta aprovada pelo Comitê de Bacia e referendada pela Confederação Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). A cobrança aprovada é implementada pela Agência Nacional de Águas (ANA), sendo os recursos recolhidos ao

² Classe especial e classes 1, 2, 3, 4 e 5, de acordo com sua qualidade e uso.

Tesouro Nacional e repassados para a agência de bacia (ou para entidade delegatória das funções de agência), através de Contrato de Gestão disciplinado pela Lei 10.881 de 09.06.2004. Personagens centrais nessa lei, os Comitês de Bacia, compostos por membros dos governos federal, estaduais e municipais, membros do setor privado usuário da água e da sociedade civil, são responsáveis pelo estabelecimento de políticas e programas que visem ao uso sustentável dos recursos hídricos da bacia. As agências de bacia são as instituições responsáveis pela implementação das políticas e programas desenhados e definidos pelos Comitês em cada bacia hidrográfica (TAKEDA, 2010).

A Lei 9.433/97 (art. 19) dispõe que a cobrança pelo uso da água tem dois objetivos: o primeiro é de alertar para o valor econômico dos recursos hídricos, impondo racionalidade no seu consumo e o segundo visa a arrecadar fundos para investir na sua preservação. Os recursos arrecadados com a cobrança pelo uso dos recursos hídricos serão aplicados prioritariamente na bacia hidrográfica em que foram gerados (art. 22). Assim, essas instituições ligadas às bacias, os comitês e suas respectivas agências, podem ser consideradas não somente como uma fonte potencial de recursos para a implementação programas de preservação ambiental, como também podem assumir um papel fundamental no gerenciamento destes esquemas no nível de bacia hidrográfica, fazendo a ligação entre os usuários, beneficiários dos serviços e os produtores rurais e provedores (MILARÉ, 2010).

A gestão de águas no Brasil vem progredindo paradoxalmente de forma centralizada e fragmentada. Centralizada em virtude dos governos federal e estaduais estabelecerem a política sem que transcorresse a participação dos usuários, governos municipais e a sociedade civil. Fragmentada pelo fato de cada setor (saneamento, energia elétrica, agricultura irrigada, etc.) fazer o próprio planejamento e estabelecer medidas próprias. Na década de 80, especialistas e técnicos brasileiros analisavam intensamente a necessidade de mudar de cenário, com a elaboração de um sistema integrado, mas descentralizado de gestão. Debates nacionais e internacionais concordavam quanto à determinação de princípios básicos de um novo modelo: a gestão integraria todas as políticas setoriais envolvidas na gestão da água, embora

descentralizada ao nível de bacia hidrográfica. Envolveria a sociedade civil e os usuários da água no processo decisório e trataria a água não como uma dádiva inesgotável, mas sim como um bem de valor econômico (DUARTE, 2005).

Os princípios foram adaptados no Brasil. O valor econômico da água seria reconhecido através de lei e haveria a introdução da cobrança pelo uso da água. A cobrança incluiria a função não somente de proporcionar o uso racional da água, ao unir seu uso a um valor econômico, mas também seria uma forma de produzir recursos para investimento na gestão da água em cada bacia. A descentralização seria executada através da criação de dois entes públicos em cada bacia “as agências de bacia” e os “comitês de bacia hidrográfica”. As agências seriam os “braços executivos” dos comitês. Os comitês possuiriam a representação do poder público, sociedade civil e usuários, sendo um novo fórum privilegiado de deliberação. Dentre outras atribuições, os comitês seriam encarregados pela determinação dos preços e da execução dos recursos da cobrança pelo uso da água. As agências dariam apoio administrativo e técnico ao processo decisório, realizariam a cobrança e concretizariam os projetos. Além de ser o meio de conceber recursos para a gestão da água em cada bacia, a cobrança seria chave para a sustentabilidade de um novo sistema participativo e decisório descentralizado (ABERS; JORGE, 2005).

Na atualidade, os comitês de bacia hidrográfica ainda não foram introduzidos em parte das bacias hidrográficas brasileiras³. Nas bacias hidrográficas de domínio estadual, o instrumento de cobrança pelo uso da água foi implementado com a seguinte abrangência:

- Rio de Janeiro: a cobrança foi implementada em todo o Estado⁴;
- São Paulo: além das bacias afluentes ao rio Paraíba do Sul e aos

³ A presente divisão regional hidrográfica é formada pelas seguintes bacias: Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia, Região Hidrográfica Amazônica, Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Ocidental, Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental, Região Hidrográfica do Parnaíba, Região Hidrográfica do São Francisco, Região Hidrográfica Atlântico Leste, Região Hidrográfica do Paraná, Região Hidrográfica do Paraguai, Região Hidrográfica do Uruguai, Região Hidrográfica Atlântico Sul. Tais regiões possuem bacias de domínio estadual e/ou da União (NASCIMENTO, 2006).

⁴ além das bacias afluentes ao rio Paraíba do Sul (Médio Paraíba do Sul, Piabanha, Dois Rios, Baixo Paraíba do Sul), o instrumento foi implementado também nas bacias do rio Guandu, da Baía da Ilha Grande, da Baía da Guanabara, dos Lagos São João, do rio Macaé e rio das Ostras e do rio Itabapoana,

rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí, a cobrança foi implementada também nas demais bacias afluentes ao rio Tietê⁵, nas bacias da Baixada Santista e nas bacias dos rios Ribeira de Iguape e Litoral Sul;

- Minas Gerais: além das bacias afluentes aos rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí (Piracicaba/Jaguari), das bacias afluentes ao rio Doce⁶ e afluentes ao rio Paraíba do Sul (Preto/Paraibuna e Pomba/Muriaé), a cobrança foi implementada na bacia do rio Velhas e na bacia do rio Pará e na bacia do rio Araguari;

- Paraná: a cobrança já foi iniciada nas bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira;

- Paraíba: a cobrança já foi iniciada nas bacias do Litoral Norte, Paraíba e Litoral Sul;

- Ceará: desde 1996, está instituída tarifa de cobrança pelo uso de recursos hídricos superficiais e subterrâneos cuja arrecadação, dentre outras, é destinada ao custeio das atividades do gerenciamento dos recursos hídricos, envolvendo os serviços de operação e manutenção dos dispositivos e da infraestrutura hidráulica (embora denominada tarifa, parte da cobrança no Ceará tem características de preço público);

- Bahia: desde 2006, está instituída tarifa de cobrança pelo fornecimento de água bruta dos reservatórios, sendo parte da receita destinada à Companhia de Engenharia Hídrica e Saneamento da Bahia - CERB que é responsável pela administração, operação e manutenção da infraestrutura hídrica destes reservatórios (a cobrança na Bahia tem características típicas de tarifa);

- Distrito Federal: foi criada a taxa de fiscalização dos usos dos recursos hídricos - TFU, devida pelos usuários de recursos hídricos pela fiscalização desses usos em qualquer modalidade;

- Pará: foi instituída a taxa de controle, acompanhamento e fiscalização das atividades de exploração e aproveitamento de recursos hídricos - TFRH, tendo como contribuintes aqueles que utilizam recursos

⁵ rios Sorocaba-Médio Tietê, Alto Tietê, Baixo Tietê, Tietê Batalha e Tietê Jacaré

⁶ Piranga, Piracicaba, Santo Antônio, Suaçuí, Caratinga e Manhuaçu.

hídricos como insumo no seu processo produtivo ou com a finalidade de exploração ou aproveitamento econômico;

- Paraná: foi instituída a taxa de controle, acompanhamento e fiscalização das atividades de exploração e do aproveitamento de recursos hídricos - TCFRH, cujo fato gerador é o exercício regular do Poder de Polícia conferido ao Estado sobre estas atividades em território paranaense (ANA, 2018).

A estrutura atual de cobrança no Brasil se aproxima da divulgada no site da ANA, porém cabem ressalvas quanto à atualização da informação. Na sessão seguinte abordaremos os mecanismos de cobrança existentes.

2.4.2. Estrutura dos Mecanismo de Cobrança Existentes

A estrutura dos mecanismos de cobrança existentes consiste, genericamente, de três partes: a base de cálculo, o preço unitário e os coeficientes. A base de cálculo é estabelecida em função do uso da água. Habitualmente, o parâmetro para identificar o uso qualitativo é a carga de poluentes lançada. No Brasil, propõe-se uma abordagem pioneira, que objetiva integrar gestão de qualidade com gestão de quantidade, por meio de “transformação” de carga lançada em vazão de diluição (POMPEU, 2000).

O preço unitário é definido em função dos objetivos da cobrança, que no Brasil foram determinados como: obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções reverenciados nos planos de recursos hídricos, estimular a racionalização do uso da água; e reconhecer a água como um bem econômico dando ao usuário uma denominação de seu real valor. Da análise das principais teorias econômicas de construção do preço da água, que visam atender a esses objetivos, constata-se que há diversas limitações para sua aplicação, em especial a complexidade para caracterizar a dinâmica da poluição em uma bacia hidrográfica (THOMAS, 2002).

Já com relação aos coeficientes, notou-se que a sua criação resultou da necessidade de alteração na estrutura de cobrança para atender a uma série de objetivos específicos, como distinguir a cobrança em função do tipo de uso, da localização do usuário, etc. No entanto, apesar dos coeficientes serem amplamente utilizados, nem sempre são quantificados de forma precisa, sendo,

ocasionalmente, decididos através de negociações políticas. De acordo com a quantidade e com a forma como forem empregados os coeficientes, pode haver significativas alterações no valor final da cobrança, podendo acarretar na perda de transparência do mecanismo de cobrança e, de modo consequente, a credibilidade (THOMAS, 2002).

Cada Comitê de Bacia Hidrográfica tem liberdade para sugerir mecanismos de cobrança e valores a serem cobrados, todas elas devem ser aprovadas pelas câmaras técnicas e plenárias dos comitês.

A seguir será apresentada a cobrança pelo uso na bacia do rio Paraíba do Sul, a primeira implantada do Brasil em março de 2003 (ANA, 2017). A bacia foi escolhida por ser a mais complexa encontrada na pesquisa, ela leva em consideração o maior número de variáveis para o cálculo do valor a ser pago pelo uso da água.

Segundo o Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul – CEIVAP, responsável pela integração da cobrança pelo uso de recursos hídricos, a cobrança pela captação de água na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul é feita segundo a DELIBERAÇÃO CEIVAP Nº 218/2014 que estipula os seguintes critérios:

O valor pago pela captação da água é regido pela seguinte regra:

$$Valor_{CAP} = Q_{CAP\ OUT} \times PPU_{CAP} \times K_{CAP\ CLASSE}$$

Na qual:

$Valor_{CAP}$ = pagamento anual pela captação de água, em R\$/ano

$Q_{CAP\ OUT}$ = Volume anual de água captado, em m³/ano, segundo valores da outorga ou verificados pelo organismo outorgante, em processo de regularização;

PPU_{CAP} = Preço Público Unitário para captação superficial, em R\$/m³;

$K_{CAP\ CLASSE}$ = Coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo d'água no qual se faz a captação. Os valores variam em 0,1 de 0,7 a 1 em 4 classes de uso do manancial.

Quando existe a medição do volume anual de água captado, substitui-se

$Q_{CAP\ OUT}$ na equação por:

$$K_{out} \times Q_{cap\ out} + K_{med} \times Q_{cap\ med} + K_{med\ extra} \times (0,7 \times Q_{cap\ out} - Q_{cap\ med})$$

Na qual:

K_{out} = Peso atribuído ao volume anual de captação outorgado;

K_{med} = Peso atribuído ao volume anual de captação medido;

$K_{med\ extra}$ = Peso atribuído ao volume anual disponibilizado no corpo d'água;

$Q_{cap\ med}$ = Volume anual de água captado, em m³/ano, segundo dados de medição.

Se $Q_{cap\ med} \div Q_{cap\ out} < 0,7$ adota-se $K_{out} = 0,2$, $K_{med} = 0,8$ e $K_{med\ extra} = 0$

Se $0,7 < Q_{cap\ med} \div Q_{cap\ out} < 1$ adota-se $K_{out} = 0,2$, $K_{med} = 0,8$ e $K_{med\ extra} = 1$

Se $Q_{cap\ med} \div Q_{cap\ out} > 1$ adota-se $K_{out} = 0$, $K_{med} = 1$ e $K_{med\ extra} = 0$

Para o caso específico de saneamento existe o coeficiente Índice de Perdas na Distribuição (Ipd) que multiplica à cobrança pela captação de água de acordo com a tabela a seguir:

Índice de Perdas na Distribuição (Ipd)	
Ipd ≤ 20%	0,85
20% < Ipd ≤ 25%	0,9
25% < Ipd ≤ 30%	0,95
30% < Ipd ≤ 35%	1
35% < Ipd ≤ 40%	1,05
Ipd > 40%	1,1
Não informado ou informação inconsistente	1,1

Quadro 1: Índice de Perdas na Distribuição
Fonte: Site da ANA (2018).

A cobrança pelo consumo da água é feita de acordo com a seguinte equação:

$$Valor_{CONS} = (Q_{capT} - Q_{lançT}) \times PPU_{CON} \times (Q_{cap} \div Q_{capT})$$

Onde:

$Valor_{CONS}$ = Pagamento anual pelo consumo de água em R\$/ano;

Q_{capT} = Volume anual de água captado total em m³/ano, igual ao $Q_{cap\ med}$ ou igual ao $Q_{cap\ out}$, se não existir medição, em corpos d'água de domínio da União e dos estados, mais aqueles captados diretamente em redes de concessionárias dos sistemas de distribuição de água;

Q_{cap} = Volume anual de água captado, em m³/ano, igual ao $Q_{cap\ med}$ ou igual ao $Q_{cap\ out}$, se não existir medição, por dominialidade;

$Q_{lançT}$ = Volume anual de água lançado total, em m³/ano, em corpos d'água de domínio dos estados, da União, em redes públicas de coleta de esgotos ou em sistemas de disposição em solo;

PPU_{CON} = Preço Público Unitário para o consumo de água, R\$/m³.

Para os usos de irrigação e no caso de mineração de areia em leitos de rios existem variações na cobrança pelo consumo.

A cobrança pelo lançamento de carga orgânica é feita de acordo com a seguinte equação:

$$Valor_{DBO} = CO_{DBO} \times PPU_{DBO}$$

Na qual:

$Valor_{DBO}$ = Pagamento anual pelo lançamento de carga orgânica, em R\$/ano;

CO_{DBO} = Carga anual de $DBO_{5,20}$ (Demanda Bioquímica por Oxigênio após 5 dias a 20°C) efetivamente lançada, em kg/ano;

PPU_{DBO} = Preço Público Unitário para lançamento de carga orgânica, em

R\$/Kg.

O valor de CO_{DBO} é calculado conforme segue:

$$CO_{DBO} = C_{DBO} \times Q_{lançFed}$$

Onde:

C_{DBO} = Concentração média anual de $DBO_{5,20}$ lançada, em kg/m³.

$Q_{lançFed}$ = Volume anual de água lançado, em m³/ano, segundo dados de medição ou, na ausência desta, segundo dados outorgados.

$$Valor_{Total} = Valor_{CAP} + Valor_{CON} + Valor_{DBO}$$

De acordo com o caderno de Capacitação em Recursos Hídricos disponibilizado no site ANA (2017) e Hartmann (2010), no Brasil, os preços unitários têm sido considerados baixos, principalmente frente às demandas levantadas nos Planos de Recursos Hídricos, resultando ainda em fraco estímulo à racionalização do uso de recursos hídricos.

País	Preços Unitários (R\$/m ³)
Brasil	0,0008 a 0,16
Inglaterra	0,04 a 0,12
República Tcheca	0,15 a 0,52
Peru	0,0001 a 0,05
Holanda	0,0748 a 0,45
Alemanha	0,03 a 0,15

Quadro 2: Preços unitários de cobrança no mundo
Fonte: Site da ANA (2018).

O quadro acima, retirado do caderno de cobrança pelo uso de recursos hídricos da ANA possui dados obtidos entre 2011 e 2012, convertidos a real em

julho de 2013, mostra o valor médio do preço unitário cobrado em diferentes países. Comparando os preços se observa que a cobrança pelo uso da água é pequena em comparação com a França, Alemanha e República Checa e mais cara em comparação com o Peru naqueles anos.

2.4.2 Resultados da Cobrança pelo Uso da Água

Os dados mais recentes disponibilizados no site da ANA são referentes ao ano de 2016. O total arrecadado pela cobrança pelo uso da água em bacias hidrográficas no Brasil até o final de 2016 foi de R\$ 1.942,34 milhões sendo que das 49 bacias hidrográficas 4 são interestaduais e 35 estaduais (ANA, 2018).

A tabela a seguir mostra a arrecadação por bacia por estado e bacias interestaduais para o ano de 2016 e o total arrecadado até o final de 2016 (ANA, 2018).

Cobrança em Bacias Hidrográficas, em R\$ milhões			
Cobranças Implementadas	Início	2016	Total
		Arrecadado	Arrecadado
Cobranças Interestaduais			
Paraíba do Sul	mar/03	10,74	141,13
Piracicaba, Capivari, Jundiaí (PCJ)	jan/06	10,39	171,59
São Francisco	jul/10	20,95	137,97
Doce	nov/11	9,19	39,56
Total		51,27	490,26
Cobranças Estaduais			
Ceará	nov/96	99,90	670,02
Rio de Janeiro	jan/04	24,57	236,28
São Paulo	jan/07	76,56	360,26
Minas Gerais	mar/10	38,40	173,87
Paraná	set/13	3,80	10,52
Paraíba	jan/15	0,72	1,13

Total	243,96	1.452,08
COBRANÇA TOTAL NO PAÍS	295,23	1.942,34

Quadro 3: Cobranças em bacias hidrográficas

Fonte: Site da ANA (2018)

A cobrança pela utilização de recursos hídricos para fins de geração de energia elétrica recebe tratamento específico, essa foi estabelecida pela Lei nº 7.990, de 1989, que determina que 6% do valor da energia total produzida serão distribuídos entre Estados, Municípios e Órgãos da administração direta da União. A lei nº 13.360 estabeleceu a mais recente modificação no valor repassado, determinando que a compensação financeira seja de 7%, sendo que 6,25% tem a mesma destinação anterior e 0,75% é destinado ao Ministério do Meio-Ambiente e à ANA para implementação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH).

A Cobrança pelo Uso para fins de geração de energia elétrica se diferencia da cobrança que estão submetidos os demais usuários. Seu valor é estabelecido por Lei e o percentual não varia por empreendimento ou por bacia. Em 2016 foram arrecadados R\$ 208,8 milhões e desde o início da cobrança em 2001 já foram arrecadados R\$ 2.221,55 milhões (ANA, 2017).

3. REGULAÇÃO NORTEADA POR PRINCÍPIO PROTETOR-RECEBEDOR

As regras de caráter ambiental, costumeiramente, são sanções com natureza punitiva, como é o caso do Princípio do Poluidor-Pagador. No entanto, estes atos preventivos podem se mostrar insuficientes para minimizar os riscos ambientais. Nestes casos, faz-se necessária uma inversão da esfera punitiva para a esfera compensatória, por meio do Princípio do Protetor-Recebedor. O princípio é escopo do terceiro capítulo desse trabalho com o objetivo de analisar regulações brasileiras que o tenham como base.

Ao significar uma sanção positiva do Estado, instrumentos baseados nesse princípio permitem a compensação por serviços ambientais prestados, sendo uma forma de estímulo para os atores sociais que contribuem para a preservação do meio ambiente. A compensação financeira por serviços ambientais incentiva práticas como: o sequestro e armazenamento de carbono, o surgimento de áreas verdes privadas, as Reservas Particulares de Patrimônio Natural, a proteção a biodiversidade, a proteção de bacias hidrográficas e o pagamento pela beleza cênica (WUNDER, 2010).

A legislação federal brasileira referente ao princípio do protetor-recebedor foi positivada no art. 6º inciso II da Lei 12.305, de 2010, instituidora da Política Nacional de Resíduos Sólidos:

Art. 6º São princípios da Política Nacional de Resíduos Sólidos:

II - o poluidor-pagador e o protetor-recebedor;

Apesar da aparição tardia na legislação brasileira o princípio já era usado antes por programas federais como o Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural (Proambiente) (FERREIRA NETO, 2008).

Uma variação do princípio protetor-recebedor é o princípio do não poluidor-recebedor, pelo qual todo agente público que deixa de poluir recebe incentivo ou prêmio, diferenciando-se daqueles agentes que ainda continuam a poluir. Assim, os limpos deixam de pagar pelos poluidores, caracterizando

medida de justiça social e econômica.

3.1. Subsídios

Os subsídios são mecanismos de internalização dos benefícios da externalidade positiva. Ao contrário dos encargos por poluição vistos no capítulo anterior desse trabalho, os subsídios buscam recompensar o comportamento de reduzir a poluição (FERNANDES, 2008).

Existem dois tipos principais de subsídios ambientais: subsídios para compra de equipamentos que reduzem a poluição e subsídios para diminuição da poluição. Na seção seguinte discutiremos os subsídios pigouvianos incidentes na compra de equipamentos e na seguinte os subsídios incidentes sobre a redução da poluição.

3.1.1 Subsídio Pigouviano Ótimo – Para Compra de Equipamentos

Os subsídios para aquisição de equipamentos de redução da poluição visam diminuir os custos da tecnologia para redução da poluição. Esse tipo de subsídio é implementado por meio de doações, empréstimos a juros baixos, ou créditos fiscais de investimento. Em um mercado de tecnologia de redução da poluição, a introdução de um subsídio diminui o preço relativo à aquisição dos equipamentos para diminuição da poluição. De acordo com a teoria econômica o subsídio pigouviano ótimo deve se igualar ao benefício marginal externo (BME), medido no nível eficiente de poluição. A ideia é que ao adquirir um aparelho redutor de emissão, o agente privado não somente causa um benefício privado a ele mesmo como também um benefício externo a toda população envolvida que após a colocação do equipamento se beneficiará de uma melhora de qualidade ambiental. Portanto com o subsídio pigouviano ótimo o mercado de um determinado equipamento como, por exemplo depuradores de ar, operará no ponto onde $BMS=CMS$. (CALLAN; THOMAS, 2016).

Subsídios pigouvianos ótimos sofrem as mesmas críticas do imposto pigouviano ótimo, já que sua aplicação exige a medição do BME e do CME. Isto é, é necessário transformar os benefícios marginais obtidos com a diminuição da poluição em valores monetários (CALLAN; THOMAS, 2016).

Outra crítica ao modelo é que a presença de subsídios para compra de equipamentos distorce as decisões dos poluidores sobre a melhor forma de reduzir a poluição ao modificar os preços relativos, tornando outras alternativas que não recebem o subsídio menos atraentes do ponto de vista financeiro. Nesse cenário é possível que um poluidor escolha uma redução que tenha subsídios ao invés de uma que potencialmente traria mais benefícios. Thomas e Callan, 2010, argumentam que dessa maneira o subsídio pode até mesmo desestimular inovações no setor.

A origem dos fundos usados para o subsídio também deve ser considerada, já que são financiados por meio de impostos ou de empréstimo do governo, redistribuindo a renda da sociedade para os poluidores.

Como abordado no capítulo anterior, a solução passa pela adoção de uma política de segundo melhor, com a adoção de um padrão ambiental como referência. Essa abordagem é detalhada a seguir.

3.1.2. Subsídios por redução de poluição por unidade

Os subsídios de redução de poluição por unidade são incentivos dados à redução da poluição abaixo de um patamar definido pelo governo. Nesse caso, o governo concorda em pagar ao poluidor subsídio (s) por unidade de poluição removida abaixo de um padrão de poluição Z_{ST} , de modo que:

$$\text{Subsídio} = s(Z_{ST} - Z_0)$$

onde Z_0 é o nível observado da poluição (SILVA, 2008).

Um subsídio unitário de redução da poluição pode ser menos perturbador do que o subsídio para equipamentos, pois recompensa a redução da poluição independentemente do método utilizado, evitando distorções tecnológicas. No entanto tal modelo de incentivo tem o efeito indesejado de potencialmente aumentar a emissão agregada de poluentes ao aumentar o lucro do setor, incentivando a entrada de novas firmas. Esse efeito pode ser controlado estipulando barreiras à entrada de novas firmas no mercado, ação essa que também distorce a premissa de livre concorrência (CALLAN; THOMAS, 2010).

3.2. Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA)

O sistema de pagamento por serviços ambientais – PSA é um mecanismo baseado no princípio do protetor-recebedor onde as ações que geram externalidades positivas recebem compensação. Nessa seção apresentaremos o sistema para posteriormente analisar o Programa Produtor de Água.

A utilização do instrumento de preservação ambiental chamado de PSA é relativamente recente. Seu uso se difundiu mundialmente por meio das quotas de carbono previstas no art. 12 do protocolo de Quioto. Assinado em 1997, o protocolo flexibilizou a redução anteriormente acordada da emissão de gases geradores de efeito estufa, de acordo com o artigo, não havendo condições de reduzir emissões no período programado é possível comprar créditos de carbono de outros países que já atingiram seu objetivo e possuam excedentes (HUPFFER; WEYMULLER; WACLAWOVSKY, 2011).

Em particular, destacam-se quatro tipos de serviços ambientais que recebem incentivo por meio do PSA: o seqüestro e armazenamento de carbono, a proteção da biodiversidade, a proteção de bacias hidrográficas e o pagamento pela beleza cênica (COSTA, 2002). Na próxima sessão será abordada a experiência com o Projeto Produtor de Água, que utiliza o PSA para incentivar a proteção de recursos hídricos no Brasil.

3.2.1 PSA's no Brasil

3.2.1.1 Projeto Produtor de Água

Desenvolvido pela ANA desde 2005, o Programa Produtor de Água tem como foco a redução da erosão e do assoreamento de mananciais no meio rural, visando à melhoria da qualidade de água e o aumento das vazões médias dos rios em bacias hidrográficas de importância estratégica para o Brasil. Esse é um programa de adesão voluntária de produtores rurais que se propõem a adotar técnicas práticas e manejos conservacionistas em suas terras com o objetivo de conservação do solo e água (HUPFER; WEYERMULLER; WACLAWAVSKY, 2011).

Segundo a ANA, trata-se de um programa alinhado com a tendência mundial de PSA e ajustado ao princípio do protetor-recebedor, prevendo bonificação aos usuários que geram externalidades positivas em bacias

hidrográficas. O programa prevê o apoio técnico e financeiro à execução de ações como construção de terraços e de bacias de infiltração, readequação de estradas vicinais, recuperação e proteção de nascentes, reflorestamento das áreas de proteção permanente e reserva legal, entre outros (SILVA, 2008).

Dentre as metas do programa, destacam-se a recomposição (identificação, construção de cercas e enriquecimento) das áreas de reserva legal das propriedades particulares e recuperação (construção de cercas e enriquecimento) das APPs das propriedades rurais participantes. O programa prevê flexibilidade para a prática e manejo conservacionistas, observando obediência a critérios básicos de custo-benefício.

Quanto às fontes de recursos e de financiamento, o Planejamento Plurianual da ANA indica: (1) orçamento geral da União, Estados e dos Municípios; (2) os Fundos Estaduais de Recursos Hídricos e de Meio Ambiente; (3) o Fundo Nacional de Meio Ambiente, Amazônico ou da Mata Atlântica; (4) organismos internacionais ONGs, GEF, BIRD, etc.; (5) recursos oriundos da cobrança pelo uso da água; (6) compensação financeira por parte dos usuários beneficiários; e (6) mecanismo de desenvolvimento limpo (MDLs) (SILVA, 2008).

No que concerne aos participantes do programa, o documento da ANA aponta dois grupos: (1) os provedores dos serviços que recebem os pagamentos; e (2) agentes financiadores que pagam, que podem se organizar em uma Unidade de Gestão do Projeto, dentre eles: ANA, órgãos gestores estaduais, comitês de bacia hidrográfica, ONGs, Estados e Municípios, empresas de saneamento e geração de energia elétrica e agentes financeiros (ANA, 2018).

A remuneração aos produtores rurais, preferencialmente pequenos, é sempre proporcional ao serviço ambiental prestado e dependerá de prévia inspeção na propriedade. O pagamento é efetuado após a implantação do projeto e os custos são referenciados por duas metodologias: (1) custo de oportunidade (valor de mercado) e (2) avaliação da performance (impacto positivo advindo da prática adotada). Para novos projetos, o programa cobre total ou parcialmente o manejo ou prática conservacionista. No caso de participantes que já adotam práticas eficazes e mantêm áreas florestadas, os

recursos do programa cobrirão um percentual do valor equivalente aos custos da implantação de um novo projeto semelhante, a título de incentivo. Todos os projetos possuem um sistema de monitoramento dos resultados, que visa a quantificar os benefícios obtidos com sua implantação (ANA, 2018).

A valoração dos serviços ambientais de proteção hídrica baseia-se em um Valor de Referência (VRE), que é o custo de oportunidade de uso de um hectare da área objeto do projeto, expresso em R\$/hectare/ano. Este valor é obtido mediante o desenvolvimento de um estudo econômico, específico para a área do projeto, baseado na atividade agropecuária mais utilizada na região, ou em um conjunto de atividades que melhor represente os ganhos médios líquidos obtidos na sua utilização (ANA, 2018).

Os pagamentos são feitos da seguinte forma. No caso de projetos de conservação da vegetação nativa existente, quando a totalidade da área fica impedida de ser utilizada com alguma atividade que proporcione renda ao produtor, o valor máximo do pagamento é 125% do VRE, tendo em consideração que estas áreas já prestam serviços ambientais e não demandam recursos do projeto. No caso de recuperação da vegetação nativa, o pagamento é igual ao VRE, valor esse que pode ser reduzido em função dos cuidados dispensados pelo produtor da área na condução das mudas. No caso de ações de conservação de solo, seja com práticas mecânicas ou agropecuária sustentável, o valor máximo a ser pago é 50% do VRE, tendo em consideração que as áreas continuam disponíveis para a produção de grãos ou para a pecuária e há ganhos ambientais tanto para o produtor quanto para a sociedade. Os valores são pagos em parcelas de acordo com o contrato, após a certificação de que o objetivo foi atingido;

Não há restrições sobre práticas e manejos. Entretanto, os mesmos deverão aportar, de forma comprovada, benefícios ambientais ao manancial de interesse. Estes benefícios incluem o abatimento de sedimentação e o aumento da infiltração de água no solo. Segundo os técnicos, os critérios de elegibilidade são relativos à prioridade da bacia e à eficácia das práticas propostas (redução de um mínimo de 10% do potencial de escoamento superficial e de 25% da perda da perda do solo) (ANA, 2018).

Para exemplificar a utilização do modelo de pagamento proposto houve

simulação em uma bacia rural do Distrito Federal, a bacia do ribeirão Pípiripau, com 18.884 hectares, fornecedora de água para um manancial de abastecimento público. A simulação Considerou a situação inicial de uso e manejo do solo, bem como a projetada, com a implantação do Programa. Supondo que todos os produtores participassem do Programa, o abatimento médio de sedimentação na bacia seria de 73% na simulação, iria triplicar a vida útil do reservatório de captação, permitiria uma economia de 74% dos custos de tratamento de água e resultaria em uma dedução de 73% na carga de poluentes. Em termos de investimentos, o programa demandaria R\$1,2 milhões, com um valor médio de R\$ 89,00/ha. Os autores da simulação afirmaram que a simplicidade e a robustez da metodologia proposta, bem como a facilidade de certificação da implantação das práticas e manejos em nível de campo, permitem que o Programa seja aplicado de forma descentralizada por comitês de bacia, usuários de água ou associações de produtores rurais (SILVA; 2008).

O programa avançou incorporando parcerias, principalmente com as Secretarias de Meio Ambiente, da área federal, estadual ou municipal, Comitês de Bacias, empresas de saneamento, órgãos ligados à área ambiental e organizações civis. Em síntese, os projetos devem possuir, necessariamente, as seguintes características:

a) utilização de PSA na categoria “Proteção Hídrica”. Exemplos de serviços nesta categoria: purificação de água, regulação de fluxo e sedimentação. Benefícios pelos quais se paga: qualidade e quantidade de água;

b) aplicação na área rural beneficiando, preferencialmente, pequenos produtores;

c) bacia hidrográfica como unidade de planejamento;

d) privilegiar práticas sustentáveis de produção;

e) sistema de monitoramento de resultados (GRAÇA; CARDOSO; PACHECO, 2015).

O produtor interessado em participar, compete entrar em contato com a Secretaria de Meio Ambiente de sua cidade ou, se existir, com o Comitê de

Bacia na qual sua propriedade está inserida, para consultar a viabilidade de aplicação de um Projeto do Produtor de Águas em sua região (ANA, 2017).

Dentre os projetos atualmente em andamento com divulgação no sítio eletrônico da ANA, além do já mencionado Projeto Pípiripau no DF estão: Projeto “Conservador de Águas” em Extrema – MG (rios que integram a bacia que fornecem água para o Sistema Cantareira em São Paulo), Projeto Produtor-ES (bacias do Estado do Espírito Santo), Projeto Apucarana-PR (município de Apucarana-PR), Projeto Guandu-RJ (bacia responsável pela maior parte do fornecimento de água da região metropolitana do Rio de Janeiro), Projeto Camburiú-SC, Projeto Guariroba-MS.

Hoje são 38 projetos em execução, abrangendo área de 400 mil hectares, dos quais 40 mil já recuperados. São mais de 1.200 produtores recebendo por serviços ambientais e uma população impactada de mais de 40 milhões. O Produtor de Água colabora com o abastecimento de sete capitais – Goiânia, Rio de Janeiro, Campo Grande, Palmas, Rio Branco, São Paulo e Curitiba – e o Distrito Federal.

Em 2017 diversos projetos de conservação de água e solo de todo o Brasil foram submetidos à análise e seleção da ANA no âmbito do Chamamento Público 001/2017/ANA. No total, foram recebidos 224 projetos, dos quais 36 foram classificados. A título de comparação, na última seleção do Produtor de Água, em 2014, houve 101 propostas recebidas.

Os projetos de Brasil Novo (PA), São José dos Campos (SP) e SantaTeresa (ES), serão os primeiros a receber os recursos, por terem obtido as maiores pontuações. Eles receberão, respectivamente, R\$ 959,6 mil, R\$ 893,6mil e R\$ 962,1 mil para realizar as ações previstas em seus projetos. Os demais 33 projetos classificados formarão um banco de projetos durante três anos, que poderá receber recursos, desde que haja disponibilidade orçamentária e financeira da ANA. Participaram desta seleção órgãos e entidades da administração direta e indireta municipal, estadual e distrital, além de consórcios públicos de todo o País.

Todos os projetos contratados receberão o selo do Produtor de Água e terão até três anos, a partir da assinatura do contrato de repasse, para concluir

a execução das ações previstas, além de implementar ou dar continuidade aos esquemas de PSA.

A análise técnica das propostas foi realizada por uma equipe de especialistas da ANA, que pontuou cada uma segundo os seguintes aspectos: a qualificação técnica e operacional do conjunto de instituições envolvidas, os aspectos gerais da proposta e o estágio de implementação do pagamento por serviços ambientais em cada micro bacia candidata a receber os recursos. O nível de qualidade das propostas recebidas foi considerado excelente.

4. CONCLUSÃO

Este trabalho representa um esforço de análise dos principais instrumentos regulatórios para a gestão de recursos hídricos no Brasil. Primeiro, caracterizou-se o problema de escassez, tanto em termos qualitativos quanto quantitativos, o qual, do ponto de vista econômico, é essencialmente resultante da dicotomia entre custo privado e custo social. Demonstrou-se a improbabilidade da eficácia da solução coaseana para o problema, seja pela dificuldade de se estabelecer os direitos de propriedade quando lidamos com bens ou “maus” públicos e o problema do caroneiro, seja pelos altos custos de transação envolvidos. Mostrou-se então que há um espaço para atuação governamental através do uso de instrumentos regulatórios.

Nesse contexto, foi feita uma apresentação da base teórica econômica que sustenta os principais instrumentos de regulação. Foram primeiramente apresentados os instrumentos de primeiro melhor que objetivam fazer com que a alocação de recursos e os padrões de emissão resultantes das forças de mercado sejam eficientes e levem em consideração os benefícios e custos sociais com base no princípio poluidor-pagador e protetor-recebedor, como por exemplo, taxas e subsídios pigouvianos respectivamente. Viu-se que estes sofrem de diversas limitações práticas devido à falta de informação disponível ao governo para estimar o custo de abatimento de poluição das firmas.

Como alternativa, o gestor ambiental tem a sua disposição uma série de instrumentos que podem fazer com que determinados padrões ambientais pré-estabelecidos, não necessariamente eficientes, sejam atingidos. Há por exemplo instrumentos de comando-e-controle e instrumentos de mercado. Demonstrou-se que os primeiros seriam custos-efetivos somente nos casos de firmas poluidoras com os mesmos custos marginais de despoluição ou nos casos das curvas de despoluição serem conhecidas das autoridades ambientais. Ambos os casos são muito improváveis na prática. Já os instrumentos de mercado não requerem conhecimento das curvas de despoluição e permitem que quaisquer padrões de emissão pré-estabelecidos sejam atingidos a um custo mínimo. Por não conduzirem a alocação para uma situação ótima de pareto, mas fazer com que padrões estabelecidos sejam atingidos a um custo mínimo, tais mecanismos são chamados de instrumentos

de segundo melhor.

Mais especificamente com relação aos recursos hídricos, no final do capítulo 2 foi apresentada a base legal e o histórico da cobrança pelo uso destes recursos no Brasil. Esta cobrança insere-se no grupo de instrumentos econômicos de gestão ambiental e segue o princípio de poluidor pagador, como foi discutido no início do capítulo. Na estrutura atual, a metodologia para a cobrança da água é sugerida pelo comitê de bacia hidrográfica com a participação de diferentes atores e setores, dando margem para que cada bacia tenha um mecanismo de cobrança que atenda às suas necessidades específicas. Na metodologia utilizada na bacia do rio Paraíba do Sul o pagamento pela utilização de recursos hídricos é complexo, possuindo diversos mecanismos econômicos de incentivo de comportamento. Além da própria cobrança pelo uso da água ser o grande incentivo, dentro da política de gestão de uso incentiva-se a medição da quantidade captada de água para que o cálculo do valor a ser pago não seja estipulado somente com base no volume de água outorgado, mas também na qualidade dos resíduos que retornam ao corpo d'água. Para o caso de saneamento básico é incentivada a eficiência na distribuição da água por meio do multiplicador de IPD.

Verificou-se através da literatura especializada que embora a cobrança seja um bom instrumento, quase todos os modelos de cobrança propostos ou implementados no Brasil orientam-se mais pelas necessidades financeiras das respectivas bacias e não pelo objetivo de se reduzir, através do preço, a demanda por água como insumo ou como meio receptor para emissão de poluentes. Outro problema apontado é que o valor da cobrança, em geral, é baixo para gerar um efeito incitativo, em extensões consideráveis.

Sob o princípio protetor-recebedor, foi caracterizado e analisado o programa Produtor de Água. Após apresentados seu histórico e base legal, observou-se que os mecanismos pelo programa utilizados são basicamente econômicos. Na verdade, o programa insere-se na categoria de gestão ambiental baseada em pagamentos por serviços ambientais ou PSA. Dentro do mecanismo de cálculo do programa, o valor a ser restituído ao protetor é calculado com base no custo de oportunidade da área preservada, levando em conta a rentabilidade da principal atividade da região. Ressalta-se o uso de

recursos arrecadados com a cobrança pelo uso da água para financiamento do PSA.

Em geral podemos concluir que em termos de legislação, inclusive constitucional, são notáveis os avanços na gestão do meio ambiente no Brasil, incluídos os recursos hídricos, que passam a contar com a tutela de uma política nacional e de um sistema nacional de gerenciamento. Observa-se um claro avanço na implementação deste tipo de programa. Isso é resultante em grande parte de avanços nos aspectos de financiamento, na contemplação dos interesses particulares dos usuários, na simplificação das fórmulas de cálculo da cobrança (e os baixos valores de tarifas), e na organização participativa e descentralizada da gestão dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA, Agência Nacional de Águas. Sítio. Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/>>. Acesso em: 20 maio 2018.

Agência Nacional de Águas - ANA. **RESULTADO FINAL DO CHAMAMENTO PÚBLICO 001/2017 – PROGRAMA PRODUTOR DE ÁGUA**. 2017. Disponível em: <<http://produtordeagua.ana.gov.br/Resultado.aspx>>. Acesso em: 08 jun. 2017.

AMADO, Frederico Augusto Di Trindade. **Direito Ambiental Esquematizado**. 2. ed. São Paulo: Método, 2011.

ABERS, R.; JORGE, K. D. **Descentralização da Gestão da Água: Por que os comitês de bacia estão sendo criados?** 2005. 27 f. TCC - Curso de Técnico Meio Ambiente, Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

ARAÚJO, S. M. V. G. **Os fundamentos legais da política nacional do meio ambiente**. In: GANEN, R. S. (Org.). *Legislação brasileira sobre meio ambiente: fundamentos constitucionais e legais*. Brasília: Edições Câmara, 2013. v.1.

ATHAYDE, G. et al. **ESTUDO SOBRE OS TIPOS DAS ÁGUAS DO AQUÍFERO SERRA GERAL, NO MUNICÍPIO DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON** – PR. *Águas Subterrâneas*, Curitiba, n. 1, p.111-122, 2007.

COLOMBO, Silvana. **ASPECTOS CONCEITUAIS DO PRINCÍPIO DO POLUIDOR-PAGADOR**. *Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental*, Rio Grande, v. 13, p.1-36, jun. 2004.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Sítio CONAMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. Acesso em: 26 maio 2018.

CROPPER, M.L.; W.E. OATES. 1992. “**Environmental Economics: A Survey**.” *Journal of Economic Literature* 30: 675–740.

COSTA, S. S. T. **Economia do meio ambiente produção versus poluição**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

COSTA, S. S. T. **Introdução à Economia do Meio Ambiente: Análise**, Porto Alegre, v. 16, n. 2, p.301-323, ago. 2005.

COASE, R.H. **The Problem with Social Cost**. The journal of Law and Economics, vol III, out 1960, University of Virginia.

DUARTE, J. C. **Desafios do gerenciamento dos recursos hídricos nas transferências naturais e artificiais, envolvendo mudanças de domínio hídrico**. 2005. Tese (Doutorado em Gestão dos recursos hídricos no Brasil).

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. **DESIGNING. Payments for Environmental Services in Theory and Practice: an Overview of the Issues**. Ecological Economics, v. 65, p. 663-674, 2008.

FERNANDES, L. L. **ICMS ECOLÓGICO COMO MECANISMO DE DISTRIBUIÇÃO, COMPENSAÇÃO E INCENTIVO NO ESTADO DE MINAS GERAIS**. 2008. 150 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Economia, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

FERREIRA NETO, Paulo Sérgio. **Avaliação do Proambiente Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural**. 2008. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sds_proambiente/_arquivos/33_05122008040536.pdf>. Acesso em: 1 abr. 2008.

GRAÇA, P; CARDOSO, J; PACHECO, M. **Geoeconomia do Aquífero Guarani-Serra Geral: uma abordagem preliminar**. Direito Econômico e Socioambiental, Curitiba, n. 6, p.254-268, dez. 2015.

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. 532 p. Disponível em: <http://www.kas.de/wf/doc/kas_21155-1522-5-30.pdf?101118160221>. Acesso em: 08 maio 2017.

HUPFFER, Haide M.; WEYERMULLER, André R. e WACLAWOVSKY, William G.. **Uma análise sistêmica do princípio do protetor -recebedor na institucionalização de programas de compensação por serviços ambientais**. 2011, vol.14, n.1, pp. 95-114. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2011000100006&lng=en&nrm=iso>.

JUSTI, E. B. L. **Crescimento Econômico E Emissões De Co2 No Mato Grosso Do Sul: Uma Abordagem Utilizando O Modelo Matriz**

Insumoproduto Regional. 2016. 91 f. Tese (Doutorado) - Curso de Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional, Universidade Uniderp, Campo Grande, 2016.

LIBANIO, Paulo Augusto Cunha. **O uso de estratégias focadas em resultados para o controle da poluição hídrica no Brasil**. Eng Sanit Ambient. Brasília, p. 1-8. jul. 2013. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Paulo_Augusto_Libanio/publication/310591007_O_uso_de_estrategias_focadas_em_resultados_para_o_controle_da_poluicao_hidrica_no_Brasil/links/58791f9108aed3826ae1f9d0/O-uso-de-estrategias-focadas-em-resultados-para-o-controle-da-poluicao-hidrica-no-Brasil.pdf>. Acesso em: 15 maio 2018.

MARENCO, J.A. **Mudanças Climáticas Globais e Seus Efeitos Sobre a Biodiversidade: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do Século XXI**. Brasília: MMA, 2006. 212p. (Série Biodiversidade, v. 26).

MENUZZI, T. S.; SILVA, L. G. Z. da. **Interação entre economia e meio ambiente: uma discussão teórica**. 2015. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental. Santa Maria, v.19, p.09-17, jul. 2015.

MILARÉ, Édis. **Direito do Ambiente**. 10. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2010.

MOTTA, R.S. da, MENDES, F.E., 2001. **Instrumentos econômicos na gestão ambiental: aspectos teóricos e de implementação**. In: RIBEIRO, A.R., REYDON, B.P., LEORNARDI, M.L.A., 2001. Economia do meio ambiente: teoria, políticas e gestão de espaços regionais. Campinas: Instituto de Economia.

MOTTA. Ronaldo; RUTENBECK, Jack; HUBER, Richard. **Uso de instrumentos econômicos de gestão ambiental da América Latina e Caribe: Lições e recomendações**. IPEA, Texto de discussão n. 440. 1996. Disponível em: <<http://www.ipea.gov.br/pub/td0440pdf>>. p. 23.

MUELLER, C. C. **A teoria dos bens públicos e a economia do bem-estar**. Estudos Econômicos, v. 2, n. 4, p. 95-112, 1972.

MUELLER, C. C. **Os Economistas e as Relações Entre o Sistema Econômico e o Meio Ambiente**. Editora Universidade de Brasília, 1ª reimpressão, 2012. Primeira edição 2007.

NERI, Marcelo. **Informalidade**. Fundação Getúlio Vargas. Sp, p. 1-40. jun. 2006. Disponível em: <<https://bibliotecadigital.fgv.br/dspace/bitstream/handle/10438/550/2170.pdf>>. Acesso em: 10 maio 2018.

NICOLODI, J. L et al. **Gestão Integrada de Bacias Hidrográficas e Zonas Costeiras no Brasil**: Implicações para a Região Hidrográfica Amazônica. Revista de Gestão Costeira Integrada, v.19, n.4, p. 83-98- 2009.

NUNES, C. S. **Direito tributário e meio ambiente**. São Paulo: Dialética, 2005. 207 p.

PAZ, V. P. S.; TEODORO, R. E. F.; MENDONÇA, F. C. **Recurso Hídricos, Agricultura Irrigada e Meio Ambiente**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 3, n. 4, p.465-473, 2000.

POMPEU, C.T., 2000, “**Fundamentos Jurídicos do Anteprojeto de Lei da Cobrança pelo Uso das Águas do Domínio do Estado de São Paulo**”. In: Thame, A. C. de M.(org.), A Cobrança pelo Uso da Água, Cap. 4.2, São Paulo, IQUAL - Instituto de Qualificação e Editoração Ltda.

RING, Irene. **Evolutionary strategies in environmental policy**. *Ecological Economics*, v. 23, n. 3, p.237-249, dez. 1997. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009\(97\)00582-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009(97)00582-x).

SILVA, T. B. et al. **Projeto Produtores De Água: Uma Nova Estratégia De Gestão Dos Recursos Hídricos Através Do Mecanismo De Pagamento Por Serviços Ambientais**. Olam, Rio Claro, v. 8, n. 3, p.48-68, dez. 2008.

TAKEDA, Tatiana de Oliveira. **COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA COMO INSTRUMENTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL**. 2010. 197 f. Tese (Doutorado) - Curso de Direito, Faculdade de Direito da Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2010.

THOMAS, J. M.; CALLAN, S. J. **Economia ambiental: aplicações, política e teoria**. São Paulo: Cengage Learning, 2010. 556p

THOMAS, J. M.; CALLAN, S.J. **Economia Ambiental: aplicações, políticas e teoria**. 6. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2016. 644p.

THOMAS, P. T. **Proposta De Uma Metodologia De Cobrança Pelo Uso Da Água Vinculada À Escassez**. 2002. 153 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de

Ciências em Engenharia Civil, Pós Graduação, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

WUNDER, S; WERTZ-KANOUNNIKOFF, S. **Payments for Ecosystem Services: A New Way of Conserving Biodiversity in Forests**. Journal Of Sustainable Forestry. Londres, p. 576-596. 18 out. 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/10549810902905669>>. Acesso em: 20 abr. 2018.