

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS**  
**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS PARA CATADORES DE  
MATERIAL RECICLÁVEL: OPORTUNIDADES E DESAFIOS**

**Cleidinaldo de Jesus Barbosa**

**Orientadora:**

**Prof. Dr<sup>a</sup>. Francis Lee Ribeiro**

**GOIÂNIA**

**2015**

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR AS TESES E DISSERTAÇÕES ELETRÔNICAS (TEDE) NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

**1. Identificação do material bibliográfico:**       **Dissertação**       **Tese**

**2. Identificação da Tese ou Dissertação**

Autor (a):	Cleidinaldo de Jesus Barbosa		
E-mail:	cleidinaldobarbosa@gmail.com		
Seu e-mail pode ser disponibilizado na página? <input checked="" type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não			
Vínculo empregatício do autor	Universidade Federal de Goiás (UFG)		
Agência de fomento:	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás	Sigla:	FAPEG
País:	Brasil	UF: GO	CNPJ: 08.156.102/0001-02
Título:	Pagamento por serviços ambientais para catadores de material reciclável: oportunidades e desafios		
Palavras-chave:	Política nacional de resíduos sólidos (PNRS), pagamento por serviço ambiental (PSA), catador de material reciclável.		
Título em outra língua:	Payment for environmental services for recyclable waste pickers: opportunities and challenges		
Palavras-chave em outra língua:	National policy on solid waste (PNRS), payment for environmental services, recyclable waste pickers.		
Área de concentração:	Estrutura e Dinâmica Ambiental		
Data defesa: (31/07/2015)			
Programa de Pós-Graduação:	Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais		
Orientador (a):	Francis Lee Ribeiro		
E-mail:	francisleerib@gmail.com		

**3. Informações de acesso ao documento:**

Liberação para disponibilização?<sup>1</sup>       total       parcial

Em caso de disponibilização parcial, assinale as permissões:

Capítulos. Especifique: \_\_\_\_\_

Outras restrições: \_\_\_\_\_

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF ou DOC da tese ou dissertação.

O Sistema da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações garante aos autores, que os arquivos contendo eletronicamente as teses e ou dissertações, antes de sua disponibilização, receberão procedimentos de segurança, criptografia (para não permitir cópia e extração de conteúdo, permitindo apenas impressão fraca) usando o padrão do Acrobat.

\_\_\_\_\_  
Assinatura do (a) autor (a)

Data: 20 /10 /2015

<sup>1</sup> Em caso de restrição, esta poderá ser mantida por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Todo resumo e metadados ficarão sempre disponibilizados.

CLEIDINALDO DE JESUS BARBOSA

**PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS PARA CATADORES DE  
MATERIAL RECICLÁVEL: OPORTUNIDADES E DESAFIOS**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Goiás - UFG, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Estrutura e dinâmica ambiental.

**Orientadora: Prof. Dr<sup>a</sup>. Francis Lee  
Ribeiro**

**GOIÂNIA**

**2015**

Ficha catalográfica elaborada automaticamente  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a), sob orientação do Sibi/UFG.

Barbosa, Cleidinaldo de Jesus  
Pagamento por serviços ambientais para catadores de material  
reciclável: oportunidades e desafios [manuscrito] / Cleidinaldo de  
Jesus Barbosa. - 2015.  
v, 191 f.

Orientador: Profa. Dra. Francis Lee Ribeiro.  
Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Pró-reitoria de Pós  
graduação (PRPG) , Programa de Pós-Graduação em Ciências  
Ambientais, Goiânia, 2015.

Bibliografia. Apêndice.  
Inclui siglas, abreviaturas, gráfico, tabelas, lista de figuras, lista de  
tabelas.

1. Política nacional de resíduos sólidos (PNRS). 2. Pagamento por  
serviço ambiental (PSA). 3. Catador de material reciclável. I. Ribeiro,  
Francis Lee, orient. II. Título.

Dedico este trabalho à minha esposa Tatiane  
e ao meu filho Arthur;  
aos meus pais Divino  
e Maria Das Dores;  
e ao meu irmão Cloudoaldo.

## AGRADECIMENTOS

Como de costume, gostaria de agradecer e enaltecer algumas pessoas que contribuíram para a consecução deste trabalho. Elaborar essa parte é, certamente, um dos momentos mais agradáveis, pois permite lembrar pessoas que de certa forma contribuíram para a realização deste momento tão importante em minha vida.

Primeiramente, gostaria de agradecer especialmente a Deus por todas as conquistas alcançadas. Esta pesquisa representa a realização de anos de muita dedicação e esforço. Sem fé e a certeza que Deus me guia e me protege, eu nada seria. Neste momento, gostaria de agradecer alguém que certamente está junto ao nosso Criador, o Noé. Ele era o secretário do CIAMB, pessoa que guardo grande admiração e estima e que lamentavelmente nos deixou em 22 de dezembro de 2012. Noé muito obrigado por tudo!

Aos meus queridos pais Divino Barbosa e Maria das Dôres que sempre me conduziram pelos caminhos da sinceridade e da honestidade, assim como, contribuíram para a materialização de valores morais que estão presentes em meu caráter. Agradeço a Deus por ter permitido ter vocês como meus pais. Ao meu irmão Cloudoaldo e minhas sobrinhas Nattannayara e Thaynnara pelo carinho incondicional.

À minha amada esposa Tatiane Bruno da Silva motivo de minhas mais puras alegrias e reduto nos momentos mais complicados da vida. Tenho em você exemplo de pessoa humana, íntegra, generosa e de grande sabedoria. Contigo, minha amada esposa, pretendo superar todos os desafios impostos pela vida. Obrigado por constantemente me fortalecer! Gostaria de estender agradecimento aos demais membros de minha família como meus cunhados(a) sogro e sogra, enfim a todos os meus familiares.

Em especial, Arthur meu filho, que nasceu durante esse percurso, a materialização da felicidade. Meu filho, não tenho palavras para descrever o que representa em minha vida, só sei que sempre que me lembro de você meu coração se enche de alegria. Tenho em você e sua mãe motivação para acordar todos os dias e superar os desafios e, espero, conseguir fazê-los felizes.

Dedico especial agradecimento à minha orientadora, Prof. Dr. Francis Lee Ribeiro. Ao longo desses anos, desde a graduação, tenho-a como inspiração de pesquisadora comprometida com o rigor científico, mas também pessoa amiga que consegue aconselhar. Com ela tive e tenho a oportunidade de aprofundar um pouco mais minhas reflexões sobre a economia ambiental e espero continuar absorvendo seus conhecimentos e experiências.

Gostaria também de agradecer aos docentes do CIAMB, pelas interessantes disciplinas ministradas. Nesta linha, destaco a oportunidade que tive de conviver com a Prof. Dr. Agustina Rosa Echeverría e o Prof. Dr. Fausto Miziara que certamente, com gentileza e atenção, contribuíram bastante para minha formação.

Aos Professores Doutores Klaus de Oliveira Abdala e Fausto Miziara, membros da banca de exame de qualificação, pelas valiosas contribuições realizadas e que foram consideradas neste texto final. Nesta linha, antecipo agradecimento aos membros da banca examinadora, Profs. Dr. Denilson Teixeira e Ricardo Luis Chaves Feijó, pelo aceite do convite e pelos questionamento que serão apresentados. Espero, humildemente, ter atendido às suas expectativas.

Faço questão, também, de agradecer ao Coordenador da Incubadora Social da Universidade Federal de Goiás, Fernando Bartholo, assim como, toda sua equipe pela forma que nos receberam nas inúmeras visitas realizadas.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG), pelo apoio financeiro.

## RESUMO

**BARBOSA, Cleidinaldo J. (2015). Pagamento por serviços ambientais para catadores de material reciclável: oportunidades e desafios.** Tese de Doutorado, Ciências Ambientais, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015. 191p.

A Lei nº 12.305/2010 criou no Brasil, a partir do Decreto nº 7.404/2010, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), no ano de 2010, apresentando um instrumento inovador para o alcance dos objetivos propostos: o pagamento por serviços ambientais (PSA) para catadores de material reciclável. Ainda que se reconheça a grande inovação trazida pela Lei, ao propor um instrumento de PSA para catadores, a PNRS não avança. Assim, esta tese tem como principal objetivo investigar quais as possibilidades para a aplicação do instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais, apresentado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), para catadores de material reciclável. Diante disso, o problema de pesquisa foi formulado da seguinte forma: quais as possibilidades apresentadas a partir do estado da arte das principais pesquisas publicadas que poderiam contribuir para a construção de um instrumento econômico de política ambiental denominado de pagamento por serviços ambientais para catadores de material reciclável? Para tanto, recorreu-se a levantamentos bibliográficos a partir da cienciometria com a finalidade de identificar e analisar as principais propostas teórico-metodológicas e as principais experiências existentes no mundo que empregam este instrumento de política ambiental para identificar seus fundamentos e possibilidades. A partir do levantamento e análise das principais experiências denominadas de esquemas de pagamento por serviços ambientais, METSO, SOFALA, SLCP, PPSA e PROAMBIENTE em atuação mundialmente, assim como das propostas teórico-metodológicas presentes nas principais pesquisas que contemplam este instrumento, foi possível apresentar indicativos para a construção de um instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais para catadores de material reciclável.

**Palavras-chave:** Política nacional de resíduos sólidos (PNRS), pagamento por serviço ambiental (PSA), catador de material reciclável.

## ABSTRACT

**BARBOSA, Cleidinaldo J.** (2015). **Payment for environmental services for recyclable waste pickers: opportunities and challenges.** Tese de Doutorado, Ciências Ambientais, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015. 191p.

Law nº 12.305/2010, Decree nº 7.404/2010, by the National Policy on Solid Waste (PNRS), 2010, Brazil has an innovative tool to achieve the proposed objectives, payment for environmental services (PES) for recyclable waste pickers. While the great innovation brought by the law is acknowledged, the PNRS has not advanced towards the proposition of a PSE tool for pickers. Thus, the objective of this dissertation is to investigate alternatives for the application of economic instrument of environmental policy entitled to payment for environmental services, presented by the National Solid Waste Policy (PNRS) for recyclable waste pickers. Thus, the research problem was formulated as follows: which are the possibilities presented from the state of the art in the major published researches that may contribute to the construction of an environmental policy economic instrument called payments for environmental services for recyclable waste pickers? Therefore, we used the bibliographic survey with scientometry in order to identify and analyze the main theoretical and methodological proposals as well as the main existing experiences in the world to employ this environmental policy instrument to identify its foundations and possibilities. From the survey and analysis of the main experiences denominated payment schemes for environmental services, METSO, SOFALA, SLCP, PPSA and PROAMBIENTE existing in the world, as well as from the theoretical and methodological proposals present in the main surveys that include this instrument was possible present indicative for the construction of an economic instrument of environmental policy entitled to payment for environmental services for recyclable waste pickers.

**Keywords:** National policy on solid waste (PNRS), payment for environmental services, recyclable waste pickers.

## SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS-----	3
LISTA DE TABELAS-----	5
LISTA DE FIGURAS-----	7
<b>CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS-----</b>	<b>8</b>
1.1 Introdução-----	8
1.2 Hipótese-----	13
1.3 Objetivos-----	13
1.3.1 Objetivo geral-----	13
1.3.2 Objetivos específicos-----	13
1.4 Estrutura da tese-----	14
<b>CAPÍTULO 2 – ABORDAGEM DA POLÍTICA AMBIENTAL NEOCLÁSSICA-----</b>	<b>17</b>
2.1 Princípios da política ambiental neoclássica-----	17
2.1.1 Regulação direta-----	25
2.1.2 A negociação-----	27
2.1.3 Instrumentos econômicos-----	29
<b>CAPÍTULO 3 – PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: UM INSTRUMENTO ECONÔMICO PARA CRIAÇÃO DE MERCADO PARA SERVIÇOS AMBIENTAIS-----</b>	<b>42</b>
3.1 Serviços ambientais-----	42
3.2 Pagamentos por serviços ambientais <i>versus</i> pagamentos por serviços ecossistêmicos-----	46
3.3 Qual a definição teórica de pagamento por serviços ambientais?-----	48
3.4 Evidências empíricas-----	51
3.4.1 Adicionalidade e condicionalidade-----	51
3.4.2 Experiências internacional e nacional de pagamento por serviço ambiental--	55
3.4.2.1 Pagamento por serviço ambiental na Europa: Finlândia -----	56
3.4.2.2 Pagamento por serviço ambiental na África: Moçambique-----	58
3.4.2.3 Pagamento por serviço ambiental na Ásia: China-----	62

3.4.2.4 Pagamento por serviço ambiental na América Latina: Costa Rica e Brasil-----	64
<b>CAPÍTULO 4 - PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: CONCEPÇÕES METODOLÓGICA ALTERNATIVA E EVIDÊNCIAS EMPÍRICAS-----</b>	<b>72</b>
4.1 Considerações iniciais-----	72
4.2 Eficiência e ineficiências em instrumento de pagamento por serviços ambientais	73
4.3 Influências da eficiência e equidade no instrumento de pagamento por serviços ambientais-----	82
4.4 Análise das experiências internacional e nacional de pagamento por serviços ambientais à luz da metodologia alternativa-----	90
<b>CAPÍTULO 5 – GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANO-----</b>	<b>97</b>
5.1 Resíduos sólidos urbanos: recorte teórico-----	97
5.2 Política ambiental de gestão de resíduos na Europa-----	98
5.3.1 Gestão de resíduos e as emissões de gases de efeito estufa na União Europeia (UE)-----	105
5.4 Gestão de resíduos no Brasil-----	110
5.4.1 Política nacional de resíduos sólidos-----	114
5.4.1.1 Aspectos técnicos-----	117
5.4.1.2 Instrumentos de regulação direta-----	120
5.4.1.3 Instrumentos econômicos-----	124
5.4.2 Dados referentes ao resíduos no Brasil-----	125
5.4.3 Dados sobre a cadeia de reciclagem no Brasil-----	128
<b>CAPÍTULO 6 – PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS PARA CATADORES DE MATERIAL RECICLÁVEL: EVIDÊNCIAS EMPÍRICAS</b>	<b>133</b>
6.1 Catadores de material reciclável: uma especificidade brasileira-----	133
6.2 A proposta do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada-----	137
6.3 A proposta do Bolsa Reciclagem-----	142
6.4 - A coleta seletiva e as cooperativas de resíduos em Goiânia/GO-----	145
<b>CAPÍTULO 7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS-----</b>	<b>152</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS-----</b>	<b>157</b>
<b>APÊNDICE I - ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA-----</b>	<b>173</b>

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ABRELPE: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
- ACOP: Associação dos Catadores de Material Reciclável Ordem e Progresso
- BEIJA-FLOR: Cooperativa dos Coletores de Material Reciclável
- BNH: Banco Nacional de Habitação
- CACMR: Cooperativas ou Associações de Catadores de Material Reciclável
- CAF: Certificado de Abono Florestal
- CEIVAP - Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul
- CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem
- CESB: Companhia Estadual de Saneamento Básico
- CIEE: Curva de Interdependência eficiência-equidade
- CIISC - Comitê Interministerial de Inclusão Social de Catadores de Materiais Recicláveis
- COMURG: Companhia Municipal de Urbanização de Goiânia
- COOCAMARE: Cooperativa dos Catadores de Material Recicláveis Mãos Dadas
- COOPER RAMA: Cooperativa dos Catadores de Material Reciclável “Reciclamos e Amamos o Meio Ambiente”
- EEA: European Environment Agency
- EPA: Environmental Protection Agency
- FAEs: Fundos de Água e Esgoto Estaduais
- FONAFIFO: Fondo Nacional de Financiamiento Forestal
- FUNDECOR: Fundación para El Desarrollo de La Cordillera Volcánica Central
- GEE: Gases de Efeito Estufa
- GEF: Global Environmental Facility
- IBAMA: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
- IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- IPEA: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
- MA: Millennium Ecosystem Assessment
- METSO - Forest Biodiversity Program for Southern Finland

MMA: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal

MNCR: Movimento Nacional dos Catadores de Material Reciclável

OCDE: Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento

ODM: Objetivos de Desenvolvimento do Milênio

PAC: Política Agrícola Comum

PEV: Pontos de Entrega Voluntária

PGCS: Programa Goiânia Coleta Seletiva

PLANASA: Plano Nacional de Saneamento Básico

PNMA: Política Nacional do Meio Ambiente

PNRS: Política Nacional de Resíduos Sólidos

PNSB: Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

PPSA: Programa de Pagos por Servicios Ambientales

PROAMBIENTE - Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural na Amazônia.

PSA: Pagamentos por Serviços Ambientais

PSAU: Pagamentos por Serviços Ambientais Urbanos

RCRA: Resource Conservation and Recovery Act

REDD: Redução de Emissões por Desmatamento e por Degradação Florestal

REP: Extended producer responsibility

RSU: Resíduos Sólidos Urbanos

SEMA: Secretaria Especial do Meio Ambiente

SISNAMA: Sistema Nacional do Meio Ambiente

SLCP: Sloping Land Conversion Program

SOFALA - Community Carbon Project

UE: União Europeia

VER: Verified Emission Reduction

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 -	Instrumentos de política ambiental com base em regulações diretas-----	26
Tabela 2.2 -	Instrumentos econômicos para controle da poluição-----	33
Tabela 3.1 -	Serviços ecossistêmicos conforme o <i>Millennium Ecosystem Assessment</i> -----	43
Tabela 3.2 -	Principais esquemas de pagamento por serviço ambiental no mundo, por continente-----	55
Tabela 3.3 -	O esquema de pagamento por serviço ambiental europeu: Finlândia-----	57
Tabela 3.4 -	O esquema de pagamento por serviço ambiental da África: Moçambique-----	59
Tabela 3.5 -	O esquema de pagamento por serviço ambiental da Ásia: China	62
Tabela 3.6 -	O esquema de pagamento por serviço ambiental da América Latina: Costa Rica-----	65
Tabela 3.7 -	O esquema de pagamento por serviço ambiental na América Latina: Brasil-----	69
Tabela 4.1 -	Critérios de equidade para instrumento de PSA-----	85
Tabela 4.2 -	Critérios definidores dos principais esquemas de PSA, quando se considera a relação eficiência-equidade-----	95
Tabela 5.1 -	Principais instrumentos de política de gestão de resíduos na UE	107
Tabela 5.2 -	Estados com política de gestão de resíduos sólidos regulamentada por lei-----	116
Tabela 5.3 -	Planos de resíduos sólidos, período e metas-----	121
Tabela 5.4 -	Destino final dos resíduos sólidos urbanos como percentual do volume coletado no período de 2009 a 2013 no Brasil-----	126
Tabela 6.1 -	Síntese da mobilização histórica dos catadores de material reciclável-----	134
Tabela 6.2 -	Estimativa dos benefícios ambientais associados à redução do consumo de energia-----	139

Tabela 6.3 -	Estimativa dos benefícios ambientais associados à redução do consumo de água-----	140
Tabela 6.4 -	Estimativa dos benefícios ambientais gerados pela reciclagem--	141
Tabela 6.5 -	Produtos, preço médio, quantidades e receitas das cooperativas A, B, C e D em 2012-----	149

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 -	Definição econômica de poluição ótima-----	21
Figura 2.2 -	Poluição ótima: a abordagem do custo de abatimento e do custo externo-----	22
Figura 2.3 -	Nível de poluição ótima com capacidade assimilativa do meio ambiente-----	22
Figura 2.4 -	A eficiência dinâmica dos instrumentos econômicos-----	32
Figura 2.5 -	A taxa de poluição ótima-----	34
Figura 2.6 -	Poluição ótima: definição da taxa frente o CMA e o CME	35
Figura 2.7 -	Sistema de devolução de depósitos-----	38
Figura 3.1 -	Linhas de base para esquemas de PSA-----	52
Figura 4.1 -	A eficiência de esquemas de PSA-----	74
Figura 4.2 -	Pagamento por serviços ambientais (PSA)-----	79
Figura 4.3 -	<i>Design</i> de PSA sob a influência da equidade e eficiência-----	86
Figura 5.1 -	Evolução do gerenciamento dos resíduos urbanos em 32 países europeus, 2001 a 2010-----	104
Figura 5.2 -	Emissões evitadas de GEE provenientes da gestão de resíduos sólidos urbanos na UE, Suíça e Noruega-----	109
Figura 5.3 -	Estrutura da cadeia de reciclagem brasileira-----	131

## **CAPÍTULO 1 - CONSIDERAÇÕES INICIAIS**

### **1.1 Introdução**

Um dos grandes desafios ambientais históricos da humanidade é a geração de resíduos, que está diretamente vinculada ao crescimento econômico com inevitável elevação do consumo e produção. Após meados do século XX, o crescimento demográfico, a aceleração do processo de urbanização, modificações dos padrões de consumo e a industrialização têm contribuído para intensificar esses desafios.

Historicamente, as atividades de gestão de resíduos, no mundo, já estavam sob a responsabilidade dos agentes públicos, que, a partir de mecanismos rudimentares, buscavam retirar os resíduos do campo de visão da sociedade e encaminhá-los para locais nas proximidades das cidades. Neste contexto, a composição dos resíduos, sua gravimetria, era muito distinta da realidade contemporânea, mas já produziam danos ambientais, principalmente sobre a saúde da sociedade.

Conforme explicitado por Mueller (2012), a poluição é inerente às atividades econômicas. Não se pode conjecturar atividades de produção e consumo sem a inevitável geração de poluição. Neste sentido, a produção tem a capacidade de ofertar bens e serviços que contribuirão para elevar o bem-estar da coletividade, portanto, apresenta efeitos negativos, como danos ambientais. Todavia, não se defende um nível de poluição zero, mas um quadro em que atinja-se um equilíbrio entre o bem-estar proveniente da atividade econômica e os custos ambientais gerados.

Neste contexto, um subproduto da atividade econômica, o lixo, implica em externalidades ambientais negativas, como a contaminação dos recursos hidrológicos, do solo e a disseminação de doenças. Além disso, conforme observou Calderoni (2003), os efeitos maléficos das atividades econômicas de produção e consumo consubstanciados na forma de poluição implicam o comprometimento de boa parte da receita orçamentária dos gestores públicos que estão encarregados da realização da coleta e destinação adequada do lixo.

A poluição pode ser definida como uma forma de externalidade ambiental negativa à sociedade. As externalidades podem ser provenientes das atividades de consumo e/ou produção e impedem que os sistemas econômicos atinjam a eficiência. De acordo com Pearce e Turner (1990), a eficiência econômica consiste em uma situação em que, a partir das alocações realizadas, não é possível melhorar a situação de um agente econômico sem,

necessariamente, piorar a situação de outro(s). O desvio deste objetivo deve-se ao reconhecimento das externalidades como um bem público e, diante destes, os agentes econômicos não se sentem motivados a assumirem quaisquer responsabilidades no sentido de internalizarem o dano ambiental de suas ações.

As externalidades constituem-se num claro caso da necessidade da intervenção do governo a fim de restabelecer a eficiência econômica, pois a teoria econômica clássica não dispõe de mecanismos capazes de estimular os agentes a considerar os custos ambientais de suas ações. Frente a este contexto, os agentes econômicos poluidores, por livre iniciativa, não apresentam motivações econômicas para considerar os danos ambientais. Desse modo, a presença do governo é condição necessária diante de danos ambientais para encorajar, a partir de algum instrumento de política ambiental, os poluidores a internalizarem as externalidades em suas decisões.

Todavia, existem economistas ambientais que discordam da necessidade da intervenção do governo frente às questões ambientais. Entre estes, alguns enfatizam que a intervenção só se justificaria frente à ausência de estruturas jurídicas que especificassem os direitos de propriedade sobre os recursos ambientais.

Neste contexto, entende-se que a persistência das externalidades só ocorre porque os bens ambientais não apresentam um ordenamento jurídico que especifique a propriedade. Assim, propõem que, havendo a possibilidade de negociação mútua entre poluidores e vítimas, e desde que os direitos de propriedade estejam bem especificados, pode-se prescindir da intervenção do Estado em relação às questões ambientais (COASE, 1960).

Todavia, a possibilidade de equacionar as externalidades a partir de considerações de negociações entre os agentes econômicos não se aplica frente à maioria dos danos ambientais. Portanto, essa é uma questão de gestão pública e os governos vem se esforçando no sentido de criarem políticas que permitam estimular os agentes que degradam o meio ambiental a considerarem os efeitos ambientais de suas ações.

Nesse sentido, diante de externalidades ambientais, há a necessidade de intervenção governamental com a finalidade de estimular os agentes econômicos a assumirem ações que visam a internalização dos danos ambientais gerados. Estas ações ensejaram, por parte dos agentes públicos, na estruturação de políticas ambientais a partir do lançamento de

uma série de programas, normativas e regulações para prevenir e mitigar os efeitos ambientais provenientes das externalidades ambientais negativas.

Nesta linha, ao reconhecer a geração de lixo como externalidade ambiental negativa, há esforços no sentido de redefinir políticas de gestão de resíduos a partir do aprimoramento dos instrumentos e o entendimento de que devem incentivar a não-geração, o reuso, o reaproveitamento, a reciclagem e a disposição adequada do lixo. Começaram a disseminar o entendimento de que a sociedade mundial, ao não assumir ações de gestão de resíduos, além de intensificar o dano ambiental, está enterrando enormes quantidades de riquezas que poderiam contribuir para a diminuição da pobreza.

No mundo, as política públicas voltadas aos resíduos têm se materializado em instrumentos informativos, administrativos e econômicos. Os instrumentos informativos que têm sido empregados visam alimentar as sociedades com orientações para práticas mais sustentáveis, como sistema de rótulo ecológico, guia de compra verde, campanhas informativas, etc. Entre os administrativos, tem-se destacado as restrições de substância, incentivos à separação na fonte, de retorno de produtos, níveis mínimos de material reciclado nos novos produtos, etc. Finalmente, os instrumentos econômicos mais comumente utilizados são os impostos sobre a deposição em aterros, créditos de reciclagem, incentivos para produtos produzidos a partir de material reciclado, sistema de taxas variadas sobre a geração e sistema de depósito reembolso (WATKINS *et al*, 2012; EUNOMINA, 2009; TOJO, 2008).

No Brasil, no ano de 2013, de acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), a geração de resíduos sólidos urbanos foi da ordem 209.280 t/dia, significando um crescimento de mais de 4% em relação ao volume gerado em 2012. Assim, cada brasileiro produziu no ano de 2013 aproximadamente 1,041 kg/hab/dia. Estudo realizado pelo Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, publicado no ano de 2010, revelou que anualmente o país enterra aproximadamente R\$ 8 bilhões (IPEA, 2010). Esta cifra refere-se ao volume de resíduos, passível de reaproveitamento, que foi encaminhado para aterros sanitários e/ou lixões.

Diante deste contexto, em 2010, foi promulgada a Lei n. 12.305/2010, que, a partir do Decreto 7.404/2010, instituiu-se a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) apresentando um conjunto de determinações e especificações que estão alinhadas com as iniciativas mundiais (BRASIL, 2010; 2010a).

Esse arcabouço legislativo permitiu alterar a ordem de prioridades na gestão e disposição de resíduos, que passa a atender a seguinte hierarquia: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final adequada (BRASIL, 2010). Todavia, o que diferencia esse arcabouço das iniciativas do resto do mundo é uma política de pagamento por serviços ambientais para uma categoria específica de agentes de grande expressão para o Brasil e para as economias pobres da América Latina: os catadores de material reciclável.

Cumpra mencionar ainda que, no Brasil, diferentemente de outros países, há um atraso no desenvolvimento de instrumentos de gestão de resíduos, como as taxas variáveis sobre a geração, depósito reembolso, etc. Por conseguinte, diante do enorme descarte de riquezas, materializadas em resíduos, os agentes mais pobres que não tem renda, emprego e que vivem à margem da sociedade enxergaram a oportunidade de sobrevivência a partir da coleta destes materiais.

Por sua vez, ao realizarem estas atividades de catação, os catadores de material reciclável prestam um grande serviço à sociedade a partir da minimização do descarte inapropriado, elevação do reuso, do reaproveitamento e da reciclagem. Assim, contribuem para a minimização das externalidades ambientais negativas por meio da redução da poluição. Além disso, estes agentes geram externalidades ambientais positivas que estão materializadas na oferta de serviços ambientais.

Portanto, a questão que norteia a presente investigação é a seguinte: quais as possibilidades apresentadas a partir do estado da arte das principais pesquisas publicadas que poderiam contribuir para a construção de um instrumento econômico de política ambiental denominado de pagamento por serviços ambientais para catadores de material reciclável?

Assim, para buscar a solução ao questionamento acima, recorre-se a levantamentos bibliográficos a partir da cienciometria, que, de acordo com Strehl e Santos (2002), consiste em uma avaliação quantitativa das atividades científicas e tecnológicas mais citadas, podendo auxiliar a identificação de áreas emergentes e/ou novas estruturas metodológicas. Ou seja, para compreensão do instrumento de pagamento por serviços ambientais, seus fundamentos e possibilidades, faz-se necessário o levantamento e análise das principais propostas teórico-metodológicas, assim como das experiências existentes no mundo que empregam tal instrumento de política ambiental.

No que tange ao pagamento por serviços ambientais, cabe enfatizar que trata-se de instrumento de política ambiental que surgiu recentemente, tendo em Wunder (2005) a definição mundialmente reconhecida. Este instrumento, assim como as principais experiências de pagamento por serviços ambientais serão apresentadas à luz dos fundamentos de instrumentos econômicos de política ambiental propostos pela teoria econômica neoclássica.

Por sua vez, cabe lembrar que foi proposto o instrumento de pagamento por serviços ambientais para catadores de material reciclável, a partir da PNRS recentemente promulgada. Logo, a política ainda encontra-se em uma fase de ajustamento, havendo poucos dados concretos para sua análise.

O estudo pioneiro que discute esquemas de pagamento por serviço ambiental para catadores de material reciclável, no Brasil, foi o realizado pelo Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada que propõem se pensar formas de estimar os benefícios econômicos e ambientais de modo a definir um esquema para catadores de material reciclável. Nesta linha, buscaram estimar os benefícios ambientais baseando-se no processo de reciclagem ao cotejar a diferença entre os custos da produção de uma tonelada de material a partir de matéria-prima virgem e os custos desta mesma produção a partir de material reciclado (IPEA, 2010).

Todavia, entende-se que a proposta do IPEA não avançou por apresentar algumas exigências que dificultam a operacionalização do esquema proposto. Essa proposta exige informações minuciosas de cada material contemplado que, na maioria das vezes, não estão disponíveis por representarem estratégias de mercado para as empresas recicladoras.

A experiência de pagamento por serviços ambientais para catadores mais desenvolvida foi implantada, no ano de 2012, pelo Governo de Minas Gerais, a partir da Lei nº 19.823/2011 e Decreto nº 45.975/2012, instituindo o Bolsa Reciclagem. Esse programa tem sido disseminado como uma experiência pioneira de pagamento por serviço ambiental para catadores. Ainda há outras experiências, como a iniciativa do governo municipal de Goiânia/GO de reconhecer os serviços ambientais ofertados pelos catadores usando pagamentos (IS/UFG, 2013). Apesar de reconhecer a importância do marco legislativo instituído a partir da PNRS, assim como os esforços dos gestores públicos, as experiências existentes tem se distanciado de uma proposta de instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviço ambiental para catadores.

## 1.2 Hipótese

Diante do problema apresentado, a hipótese formulada para a presente investigação é a seguinte:

As propostas teórico-metodológicas e as experiências práticas das principais pesquisas sobre pagamento por serviços ambientais apresentam fundamentos que permitem contribuir para a construção de um instrumento econômico de política ambiental denominado de pagamento por serviços ambientais para catadores de material reciclável.

## 1.3 Objetivos

### 1.3.1 Objetivo geral

Investigar quais as possibilidades para a aplicação do instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais, apresentado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), para catadores de material reciclável.

### 1.3.2 Objetivos específicos

Constituem objetivos específicos do presente estudo:

- a) Sistematizar e apresentar os fundamentos teórico-metodológicos que definem o instrumento econômico de pagamento por serviço ambiental;
- b) Avaliar a produção, a partir do levantamento das publicações científicas, de como a discussão de pagamento por serviço ambiental tem evoluído a partir das propostas teórico-metodológicas.
- c) Investigar e apresentar como os principais esquemas de pagamento por serviço ambiental se estabeleceram, independentemente de onde foram implementados, cidade ou campo, no mundo;
- d) Analisar quais são as concepções teóricas e as práticas inerentes ao instrumento econômico intitulado de pagamento por serviço ambiental para entender por que esse instrumento foi proposto pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), mas ainda não foi efetivado.

## 1.4 Estrutura da tese

O presente trabalho é estruturado em sete capítulos.

Após esta introdução, o capítulo 2 aborda a política ambiental neoclássica, de modo a contextualizar seus aspectos teórico-metodológicos. Para tanto, apresentam-se os vários critérios que estruturam a política ambiental neoclássica, assim como diferenciam-se os dois principais aportes que conformam a teoria econômica neoclássica, a economia da poluição e a economia dos recursos naturais.

A constatação de danos ambientais materializados na forma de externalidades impede que os mercados atinjam a eficiência econômica e, diante deste contexto, a economia da poluição apresenta-se como o principal aporte teórico capaz de contemplar estas questões ambientais. Assim, a política ambiental neoclássica fundamenta-se na economia da poluição, que apresenta um conjunto de instrumentos capazes de contemplar as externalidades ambientais.

Neste contexto, apresentam-se os principais instrumentos da política ambiental, como a regulação direta, a negociação e os instrumentos econômicos, que se destacam devido as suas especificidades.

O capítulo 3 dedica-se a apresentar um instrumento de política ambiental que nos últimos anos vem atraindo muita atenção: o pagamento por serviço ambiental. Para tanto, inicia-se com uma sistematização da diferença entre serviço ambiental e ecossistêmico, bem como de pagamento por serviço ambiental e ecossistêmico.

A definição do instrumento econômico definido como pagamento por serviço ambiental segue sua concepção original, visando reconhecer e estimular via pagamento, os serviços ambientais ofertados por determinados agentes econômicos. Nesta linha, apresentam-se e analisam-se as principais premissas que alicerçam este instrumento.

Ainda no capítulo 3, faz-se um levantamento dos principais esquemas de pagamento por serviço ambiental existentes no mundo. Assim, enquanto experiência internacional, analisa-se o esquema da Costa Rica, amplamente considerado umas das primeiras experiências de que se tem registro. Os esquemas chinês e brasileiro constituem representações de esquemas de abrangência regional, finalmente, como representante da escala local, apresenta-se o esquema moçambicano.

Estes esquemas de pagamento por serviço ambiental foram levantados, sistematizados e analisados visando identificar evidências empíricas do instrumento econômico denominado de pagamento por serviço ambiental. Assim, analisa-se se estes esquemas preenchem os requisitos de um instrumento econômico de política ambiental tal como definido.

O capítulo 4 apresenta, a partir da seleção das principais pesquisas publicadas, como vem evoluindo, a partir das propostas destes pesquisadores, a concepção do instrumento econômico definido como pagamento por serviço ambiental. Finalmente, buscam-se evidências empíricas, a partir da análise dos esquemas de pagamento por serviço ambiental selecionados por esta pesquisa, das propostas teórico-metodológicas alternativa apresentadas e analisadas.

O capítulo 5 apresenta o tema relacionado à gestão de resíduos sólidos no mundo de modo a evidenciar sua especificidade urbana. Nesse sentido, buscou-se, a partir da investigação da política ambiental de gestão de resíduos na Europa, evidenciar o momento em que estas nações perceberam o desafio ambiental que se avizinhava. Nesta linha, evidencia-se como se deu a construção de estruturas legislativas que pudessem minimizar os danos ambientais provenientes da geração de lixo. Assim, elencam-se os principais instrumentos empregados pelos gestores públicos na Europa de modo a estimular a sociedade a repensar o impacto ambiental da geração de lixo.

Neste contexto, busca-se destacar os principais princípios que norteiam a gestão de resíduos na Europa e possíveis evidências de que estas ações tenham contribuído para minimizar externalidades ambientais negativas e, assim, estimular externalidades ambientais positivas.

Ainda no capítulo 5, apresenta-se a gestão de resíduos no Brasil a partir da análise de um dos mais inovadores instrumentos de gestão de resíduos já apresentado: a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Discute-se este arcabouço legislativo de modo a explicitar seus aspectos técnicos, os instrumentos de regulação direta e, sobretudo, econômicos. Quanto a este último, destaca-se a proposta de política de pagamento por serviço ambiental para catadores de material reciclável.

Apresentam-se dados que possam ajudar a entender os desafios impostos à gestão de resíduos no Brasil. Esses dados referem-se à geração, reciclagem e destinação final dos

resíduos, e contribuem para o entendimento da cadeia de reciclagem brasileira, na qual destaca-se a importância dos catadores de material reciclável.

O capítulo 6 dedica-se a enfatizar uma especificidade brasileira, presente na gestão dos resíduos, os catadores de material reciclável. Além de apresentar uma síntese da mobilização histórica destes agentes econômicos, busca-se destacar como estes foram contemplados pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, promulgada no Brasil em 2010.

No que tange à PNRS, resgata-se a proposta de uma política de pagamento por serviço ambiental para catadores, entendida por esta pesquisa, como um dos principais instrumentos econômicos apresentados por esta política. Além disso, busca-se enfatizar as principais publicações de proposta de reconhecimento do serviço ambiental ofertado aos catadores de material reciclável no Brasil, como a do IPEA, do Bolsa Reciclagem e a iniciativa do governo municipal de Goiânia/GO.

Ainda no capítulo 6, a partir de dados levantados junto à incubadora social da Universidade Federal de Goiás, apresenta-se o contexto da gestão de resíduos na cidade de Goiânia/GO de modo a evidenciar como os catadores estão inseridos neste processo. Além disso, buscam-se evidências de iniciativas de reconhecimento dos serviços ambientais prestados por estes agentes econômicos.

Finalmente, no capítulo 7, apresentam-se as considerações finais deste estudo.

## CAPÍTULO 2 - ABORDAGEM DA POLÍTICA AMBIENTAL NEOCLÁSSICA

### 2.1 Princípios da política ambiental neoclássica

O modelo de desenvolvimento econômico sustentado na produção e consumo elevados tem contribuído para intensificar a exploração de recursos naturais e ampliar os danos ambientais de várias maneiras. A mitigação destes danos passa pela necessidade de se repensar as tecnologias preventivas e corretivas, assim como pela estruturação de políticas ambientais que ordenem o uso mais sustentável de bens e serviços ambientais.

Uma questão não trivial é entender que existem vários critérios para a estruturação de uma política ambiental. Neste sentido, deve-se ter clareza do grau de minimização dos danos ambientais que se deve oferecer à sociedade. Em linhas gerais há, inicialmente, pelo menos três alternativas de políticas ambientais (CAFFERA, 2011; PAVEL *et al*, 2009; WEERSINK *et al*, 1999; PORTNEY, 1990).

A primeira está alicerçada no critério da proteção de risco zero, ou seja, os agentes encarregados da adoção da política ambiental defendem padrões específicos de qualidade em que inexistam danos, o que significa poluição zero. Em um primeiro momento, este pode ser o critério que se apresente como ideal: um critério sem tolerância a danos ambientais provenientes das atividades econômicas de produção e consumo. No entanto, a teoria econômica assume que a poluição constitui um subproduto da atividade econômica, e a economia ambiental neoclássica, ao conjecturar políticas ambientais, não defende a poluição zero, mas um nível de emissão em que os malefícios das atividades econômicas sejam iguais aos seus benefícios, o que permitirá atingir um nível de poluição ótimo.

A segunda alternativa baseia-se no critério da melhor tecnologia e propõe que os poluidores devem buscar a adoção de melhores e mais aprimoradas técnicas de minimização do dano ambiental. Devido aos efeitos maléficos da poluição, a política ambiental trabalha para encorajar os poluidores a minimizar esses efeitos. Esse critério não preconiza a poluição zero, mas um nível mínimo de emissão de poluentes; a principal crítica diz respeito à desconsideração dos custos da adoção da melhor tecnologia para minimização dos danos ambientais e os possíveis efeitos nas atividades econômicas.

A terceira alternativa baseia-se no critério do equilíbrio entre os benefícios e os custos do controle da poluição, toda a estrutura teórica preconizada pela economia ambiental neoclássica está alicerçada neste critério. Conforme já discutido, as atividades econômicas

produzem bem-estar à sociedade, mas, por outro lado, impõem efeitos maléficos, como danos ambientais (poluição). A política ambiental baseada neste critério busca o nível ótimo de poluição, encontrado a partir da comparação entre custos da imposição de determinados limites de emissão e os benefícios auferidos. O ponto fraco desse critério está na dificuldade, mesmo que se utilize de modernos instrumentos de valoração, de se estimar os custos e benefícios ambientais provenientes das atividades econômicas. A maioria dos efeitos benéficos ou maléficos sobre os ecossistemas não pode, momentaneamente, ser identificados, estimados e expressos em termos pecuniários, por ser considerados bens e males que ainda não apresentam mercados consolidados.

Esses critérios buscam alicerçar as políticas ambientais e estão intimamente ligados a diferentes categorias de políticas. A política ambiental, nos dois primeiros critérios, busca estruturar e adotar padrões de emissão de poluentes adequados. Por outro lado, a economia ambiental neoclássica busca incessantemente a poluição ótima preconizada pelo terceiro critério, no qual os benefícios oriundos da produção e do consumo são equivalentes aos custos ambientais inerentes a estas atividades econômicas. No entanto, conforme já explicitado, comumente adotam-se padrões ambientais exógenos devido às dificuldades de se determinar, na prática, o nível ótimo de poluição (PAVEL *et al*, 2009; PORTNEY, 1990).

### Economia da poluição

Antes de seguir, torna-se oportuno a observação de que a teoria econômica neoclássica que trata das questões ambientais contempla dois aportes: a economia da poluição (economia do meio ambiente) e a economia dos recursos naturais. Esta última preocupa-se, a partir de métodos dinâmicos de análise, em determinar a extração (uso) intertemporal dos recursos ambientais renováveis e exauríveis. A economia da poluição, o arcabouço teórico que alicerça este estudo, analisa os impactos ambientais no meio ambiente devido às externalidades provenientes do consumo e da produção (PEARCE; TURNER, 1990; MUELLER, 2012).

A economia da poluição visa demonstrar sob que condições o sistema econômico alcançará o equilíbrio geral eficiente, assumindo que os agentes econômicos agem de modo independente e buscam a maximização da satisfação (consumidores) e a maximização do lucro (empresários). A situação de equilíbrio geral eficiente pressupõe conhecimento e/ou condições de previsão da satisfação dos agentes, mercados livres e, sobretudo, ausência de danos ambientais (externalidades) (MERLO; BRIALES, 2000; PEARCE; TURNER, 1990).

Em geral, a economia da poluição concebe modelos de equilíbrio geral que não apresentam o último pressuposto relatado no parágrafo anterior, a ausência de externalidades. A manifestação de externalidades ocorre quando as decisões de produção e/ou consumo de um agente afetam o bem-estar ou a produção de outro(s) agente(s) de modo não intencional. A materialização da externalidade está no fato de não haver compensação pelo agente que gerou a externalidade aos agentes que sofreram os danos (DYBVIK; SPATT, 1983).

A externalidade pode ser negativa ou positiva (MICHAEL, 1970). As externalidades negativas só se manifestam sob a ocorrência de duas condições: a) as ações de um agente produzem efeitos negativos em outro, e b) estes efeitos não são compensados via sistema de preços de mercado, ou seja, a parte prejudicada não é recompensada. Da mesma forma, a manifestação das externalidades positivas exige duas condições: i) as ações de um agente produzem efeitos positivos em outro, e ii) estes efeitos não são compensados via sistema de preços de mercado, ou seja, a parte provedora do benefício ambiental não é recompensada.

A economia da poluição, conforme foi enfatizado, contempla duas categorias de externalidades negativas: as provenientes das atividades de produção e/ou consumo. Um exemplo de externalidade no consumo é um indivíduo que descarta inapropriadamente resíduos provenientes dos produtos que consomem. A satisfação deste indivíduo eleva-se com o volume de resíduos descartados inapropriadamente (maior consumo), mas quanto maior o volume gerado, maior o custo imposto à sociedade como um todo. A sociedade é obrigada a conviver com os danos ambientais provenientes dos resíduos descartados inapropriadamente, o que significa que o poluidor (consumidor) impõe um custo à sociedade (danos ambientais, por exemplo) sem que tenha que arcar com estes. Se o poluidor tivesse de arcar com os danos ambientais provenientes de sua ação, ou tivesse de pagar uma taxa proporcional ao volume de resíduos gerados, provavelmente repensaria sua ação e disponibilizaria de modo adequado os resíduos gerados. Como isso não ocorre, acaba gerando e disponibilizando inadequadamente um elevado volume de resíduos.

A externalidade negativa na produção, por exemplo, é a de uma empresa que não encaminha para a reciclagem os resíduos do seu processo de produção, não produz produtos com elevado índice de reciclagem e não adota materiais reciclados como matéria-prima na produção. Nestas situações, ao produzir, a empresa impõe um custo à sociedade como um todo ao não considerar os danos ambientais provenientes de suas ações. Assim, o descarte

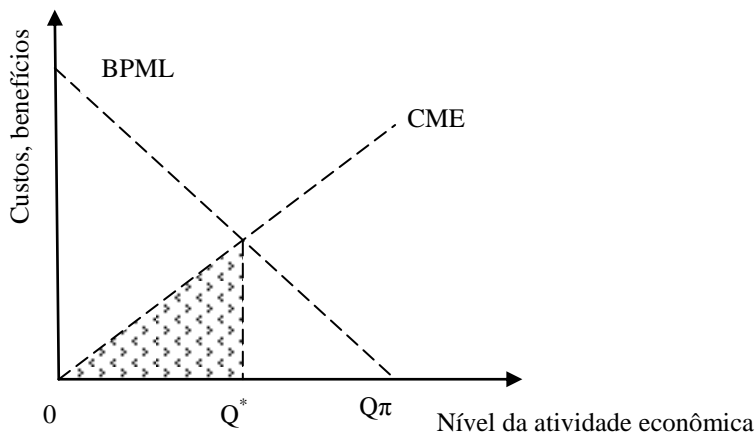
inapropriado dos resíduos, o baixo índice de reaproveitamento e a extração de matérias-primas virgens constituem-se em danos ambientais (externalidades negativas) não contemplados pela empresa.

A não internalização destas externalidades negativas permitem à empresa maior nível de produção, devido a custos menores, o que implicará em maiores danos ambientais. Essa situação caracteriza-se como uma alocação ineficiente de recursos na economia e, para a obtenção da eficiência econômica, seria preciso impor uma taxa por unidade de geração de resíduos e/ou instrumentos que regulamentassem a atividade de modo a refletir o dano ambiental causado.

As externalidades positivas também são fontes de ineficiência econômica e o entendimento deste tipo de falha de mercado pode vir por meio de um exemplo. Os catadores de material reciclável por meio da realização de suas atividades de coleta, triagem, enfardamento e comercialização de materiais contribuem com a preservação ambiental e, desse modo, com os serviços ambientais. O desenvolvimento dessas atividades gera um fluxo de benefícios à sociedade (externalidades positivas) por meio de um conjunto de serviços ambientais incrementados e/ou preservados. No entanto, estes agentes não são recompensados pelas externalidades positivas providas.

A externalidade negativa é imposta à sociedade sem que esta a deseje e, por outro lado, a externalidade positiva (serviços ambientais) é desejável à sociedade como um todo. Entretanto, os agentes econômicos que geram externalidades positivas nada recebem por isso. Preservam e incrementam um conjunto de serviços ambientais, mas não são recompensados por isso (DYBVIK; SPATT, 1983).

Considerando tudo que foi apresentado, conclui-se que danos ambientais (poluição) constituem-se em externalidades negativas, sendo assim, frente à discussão de política ambiental, torna-se relevante resgatar a definição econômica de poluição. Esta contempla o efeito físico do elemento poluente (efluentes, resíduos) sobre os recursos naturais e como os indivíduos reagem a isto. Ao reconhecer a poluição como uma forma de externalidade, têm-se duas situações distintas: a presença de poluição física não necessariamente constitui poluição econômica e a manifestação da poluição econômica pode não constituir um problema ambiental. A figura a seguir permite um melhor entendimento destas questões (PEARCE; TURNER, 1990).

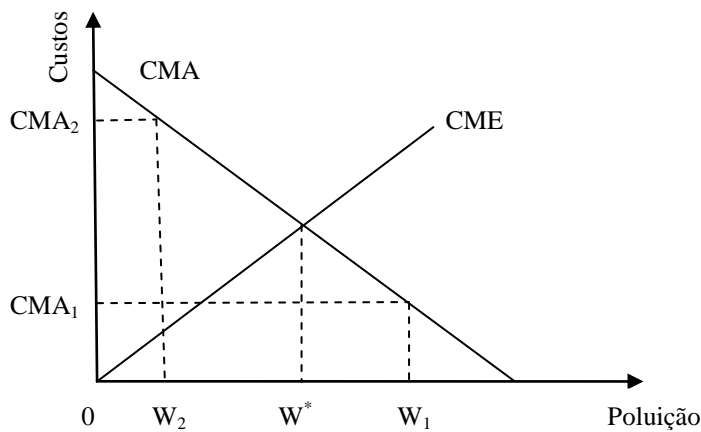


**Figura 2.1 - Definição econômica de poluição ótima.**

Fonte: PEARCE; TURNER, 1990, p. 63. Adaptado pelo autor.

As sociedades buscam a maximização do bem-estar, o que implica o alcance de um nível de atividade econômica eficiente ( $Q^*$ ). Neste ponto, o nível de emissão de poluentes é definido como ótimo, ou seja, o benefício privado marginal líquido (BPML) é equivalente ao custo marginal externo (CME), e há um nível de poluição que não é necessariamente nulo. Para melhor compreender o fato de que o nível de produção ( $Q^*$ ) gera um nível de poluição ótima, considere um nível de produção maior que ( $Q^*$ ). Qualquer nível de produção acima de ( $Q^*$ ) implicará em um dano ambiental (área abaixo da reta de (CME) maior que o (BPML) (área abaixo da reta de BPML), e vice-versa. No entanto, mesmo diante de níveis eficientes da atividade econômica ( $Q^*$ ), há custos ambientais inerentes a estas atividades, e alterar a configuração produtiva implicaria deixar de atuar no nível eficiente (PEARCE, TURNER, 1990).

O nível ótimo de poluição também pode ser identificado a partir das considerações dos custos marginais externos (CME) e dos custos marginais de abatimento (CMA). Os primeiros são caracterizados como os efeitos ambientais negativos provenientes das atividades econômicas de produção e/ou consumo. Os CMA são os custos incrementais necessários para a redução da poluição. Desse modo, tem-se na figura 2.2 uma alternativa à redução da poluição que independe do nível de produção.

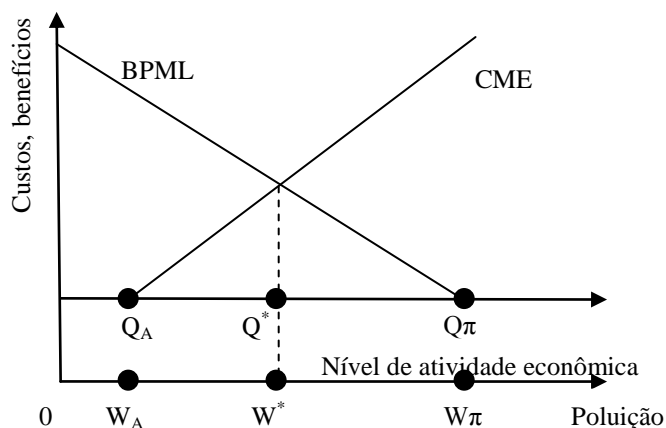


**Figura 2.2 - Poluição ótima: a abordagem do custo de abatimento e do custo externo.**

Fonte: PEARCE; TURNER 1990, p. 89. Adaptado pelo autor.

Há um consenso de que quanto maiores forem os objetivos de mitigação da poluição maiores serão os custos, o que implica um CMA ascendente; na figura 2.2, da direita para a esquerda. No ponto ótimo de poluição ( $W^*$ ) não há mais incentivos econômicos para a redução da poluição, pois os gastos adicionais em equipamento de abatimento de poluição serão superiores à estimativa da externalidade ambiental (CME) (PEARCE; TURNER, 1990).

A figura 2.3 apresenta outra definição para poluição que considera a capacidade de assimilação do meio ambiente. Nota-se que, dada à capacidade de renovação do meio ambiente ( $W_A$ ), as externalidades negativas só ocorrerão quando o nível de poluição superar essa capacidade. Quando a carga de poluição supera a capacidade de assimilação do meio ambiente, surge a poluição (externalidade) exemplificada a partir do CME.



**Figura 2.3 - Nível de poluição ótima com capacidade assimilativa do meio ambiente.**

Fonte: PEARCE; TURNER, 1990, p. 65. Adaptado pelo autor.

Conforme exposto, o meio ambiente apresenta capacidade de assimilação de emissões, e o dano ambiental (externalidades) só se manifesta a partir do momento que o nível de produção, e conseqüentemente o nível de poluição, supera essa capacidade natural. Desse modo, a sensibilidade do ecossistema influenciará no nível de poluição ótima e esta ocorrerá no ponto em que o (BPML) for igual ao (CME) (PEARCE; TURNER, 1990).

A alocação eficiente de recursos na economia é dificultada quando se reconhece que as externalidades são definidas como bens públicos. Essa denominação de bens públicos deve-se às suas características, e não ao fato de serem providos por uma entidade pública ou privada. Há duas características que definem um bem como sendo público: não-rival e não-excludente. A não-rivalidade significa que uma vez que o bem ou serviço é provido, não há como impedir que outros agentes o consumam, ou seja, o bem é indivisível no consumo. Contrariamente, diante de um bem privado, seu consumo por um agente impede que outros o consumam. A não-exclusividade significa que, uma vez disponibilizado o bem, torna-se impossível impedir que outros agentes usufruam dos benefícios provenientes deste bem (GARY, 1998; HOLTERMA, 1972; EVANS, 1970).

Diante deste contexto, os instrumentos convencionais da teoria econômica neoclássica não são suficientes para obter a demanda por bens ambientais, pois os agentes econômicos sabem de antemão que uma vez que o bem esteja disponível, torna-se impossível impedir o seu consumo. Assim sendo, tais instrumentos não são capazes de obter a preferência dos agentes por bens e serviços ambientais. No entanto, a economia da poluição apresenta instrumentos que permitem estimar a disposição dos agentes a pagar por bens ambientais, por meio de técnicas de valoração<sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> A base teórica dos métodos de valoração ambiental consiste na estimativa da disposição, dos agentes econômicos, à pagar e/ou aceitar o dano ambiental. Mesmo que se reconheça a importância dos bens ambientais, estes ainda não apresentam mercados consolidados que permitam precificá-los. Desse modo, a estimativa das disposições são realizadas por meio de métodos de valoração ambiental diretos e indiretos. Os métodos de valoração diretos obtêm as estimativas das disposições dos indivíduos, frente ao meio ambiente, por meio das preferências reveladas e, para tanto, emprega-se técnicas como, por exemplo, os preços hedônicos, o custo de viagem e o custo de reposição. Por outro lado, os métodos indiretos obtêm a estimativa das disposições dos agentes por meio das preferências declaradas com o uso de técnicas como, por exemplo, a avaliação contingente. Além desses métodos de valoração diretos e indiretos, há outras abordagens como, por exemplo, a abordagem baseada na função de produção. Nesta, tem-se como exemplo as técnicas de produtividade marginal, dose-resposta (produtividade marginal), custos evitados, custos de controle e custos de oportunidade (ARAVOSSIS; KARYDIS, 2004).

Por outro lado, os bens ambientais não estão contemplados por direitos de propriedade bem definidos, além de tal, grande parte destes são classificados como recursos de propriedade comum<sup>2</sup>, o que torna o desenho de políticas ambientais ainda mais desafiador.

Os direitos de propriedade especificam o que os agentes econômicos podem ou não fazer com suas respectivas propriedades, incluindo os bens ambientais. São normas que definem as ações individuais e coletivas e que determinam os níveis de preservação ambiental. Diante de um arcabouço jurídico atualizado apresentando os direitos de propriedade bem definidos, o agente que está sendo prejudicado por ações de outro(s) agente(s) tem a possibilidade de acionar este último junto ao sistema legal e exigir a reparação dos danos causados (GARY, 1998).

A ausência de mercados para as externalidades, conjugada ao reduzido conhecimento dos efeitos dos impactos ambientais na sociedade e nos ecossistemas, tem dificultado a operacionalização de muitas pesquisas. Frente a isso, a estimativa das externalidades ambientais tem sido assumida somente como indicações do dano ambiental (DYBVIG; SPATT, 1983). No entanto, essas questões levantadas não subestimam a relevância do esforço na construção do conhecimento teórico que tem permitido um avanço na compreensão das questões ambientais.

Já há um longo tempo, a teoria econômica neoclássica reconheceu o problema da externalidade proveniente da poluição, contudo, até recentemente só definia como tal os eventos de magnitudes excepcionais (MUELLER, 2012). Recentemente, uma das ramificações da teoria econômica neoclássica, a economia da poluição, começou a afirmar que a externalidade é uma ocorrência normal e que não pode ser negligenciada a partir de premissas simplificadoras. Diante de tal, passou a sugerir a adoção de instrumentos de política ambiental para promover a internalização das externalidades, ou seja, estimular os agentes que geram a externalidade a assumirem os custos ou serem recompensados pelos benefícios ambientais provenientes de suas ações.

---

<sup>2</sup> Os recursos de propriedade comum são bens ambientais aos quais quaisquer agente econômico têm livre (ausência de direitos de propriedade) acesso. Inevitavelmente o nível de exploração destes bens será maior que a sua capacidade natural de renovação, o que poderá exauri-lo. A externalidade negativa ou a ineficiência econômica está no fato de que o bem será explorado acima do seu nível ótimo, onde o benefício social é igual ao custo social da atividade econômica. Este último inclui o custo privado do agente econômico que explora o bem mais o custo ambiental (social) da sua atividade (LIBECAP, 2009; JODHA, 1995; CLEMHOUT; WAN, 1985).

Desse modo, diante de todos os desafios apresentados, e considerando a inexistência de mercados para bens ambientais (bens públicos), torna-se impossível a associação direta de preços a estes bens. Nesta linha, a teoria econômica neoclássica, conforme foi enfatizada, apresenta alguns instrumentos de política ambiental com o propósito de restaurar a eficiência econômica frente à problemática ambiental: a regulação direta, a negociação e os instrumentos econômicos.

### 2.1.1 Regulação direta

A regulação direta tem se destacado enquanto instrumento de política ambiental e, historicamente, os teóricos alinhados com a economia neoclássica têm dedicado esforços no sentido de evidenciar suas características (KARP; GAULDING, 1995; PATECORNELL; SWANEY, 1992; NEU, 1985). Portanto, torna-se relevante apresentar as especificidades das regulações diretas voltadas a equacionar as questões ambientais.

A essência do instrumento de regulação direta está na atuação governamental, por meio de leis, normais, regulamentos, etc., visando controlar as atividades econômicas que degradam o ambiente ou apresentem potencial de geração de danos, e, assim, corrigir ou prevenir eventuais externalidades negativas geradas pelos agentes que executam tais ações. Baseia-se no conhecimento e na capacidade de gestão governamental em propor limites aos agentes econômicos em relação à degradação ambiental (PATECORNELL ; NEU, 1985).

Os instrumentos de regulação direta empregados na operacionalização da política ambiental são também denominados de política de comando e controle e são utilizados para alterar o comportamento dos agentes que degradam o meio ambiente a partir de medidas coercitivas (WEBELT, 1999; SWANEY, 1992). A política ambiental baseada em tal instrumento consiste em determinações governamentais que visam disciplinar e ordenar as ações dos agentes econômicos frente aos ecossistemas, sendo que, diante do descumprimento, os agentes infratores serão sujeitados a punições legais, como a prescrição de multas.

Uma das críticas endereçada a este instrumento diz respeito à necessidade de que o agente estatal tenha bastante conhecimento sobre questões ambientais, para que consiga determinar o nível de dano ambiental que promoverá a eficiência econômica (SWANEY, 1992). No entanto, este pleno conhecimento tem se revelado desafiador, pois é crescente o entendimento de que as questões ambientais impõem complexidade e assimetria informacional. Além disso, exige-se que o agente público verifique se a imposição legal,

limite para o dano ambiental, está sendo cumprida pelos agentes econômicos, o que demanda um enorme e custoso aparato fiscalizador. A tabela 2.1 apresenta, de modo sintético, os principais instrumentos de comando e controle empregados frente às questões ambientais e suas características.

**Tabela 2.1 - Instrumentos de política ambiental com base em regulações diretas**

TIPO DE INSTRUMENTO	DESCRIÇÃO
Padrões	Padrões de emissão de poluentes, padrões de qualidade ambiental, padrões tecnológicos (controle de equipamentos), especificações de processos e produtos (composição, durabilidade, etc.).
Zoneamento	O zoneamento fixa áreas em que não são permitidas certas atividades: a concessão de licenças (não-comercializáveis) para instalação e funcionamento visa restringir as atividades a determinadas áreas e/ou a certos períodos do dia.
Cotas	Cotas (não-comercializáveis) de extração de recursos naturais (exemplos: de madeira, para a pesca, etc.).

Fonte: ALMEIDA; 1998, p. 28.

A tabela 2.1 apresenta as formas com que os gestores públicos operacionalizam a política de comando e controle visando modificar o comportamento dos poluidores do meio ambiente. Os padrões são estabelecidos de modo a impor um limite para as emissões dos agentes poluidores. Para tanto, aqueles passam a impor controles sobre os equipamentos, processos e produtos a fim de encorajar os agentes a reduzir os níveis de poluição registrados em determinada região.

A materialização dos instrumentos de comando e controle também ocorre por meio de políticas de zoneamento e fixação de cotas voltadas à (r)estabelecer a qualidade ambiental desejada. O zoneamento consiste na proibição total ou restrição de atividades que provocam impactos ambientais negativos, em determinadas regiões. Por meio deste instrumento, busca-se a melhor distribuição espacial das atividades econômicas dos agentes visando preservar a capacidade assimilativa do meio ambiente que contempla tais atividades. Além disso, a manutenção e restauração da qualidade ambiental é buscada controlando-se o uso de recursos ambientais com o emprego de cotas.

Uma das especificidades da política de comando e controle é a inexistência de opções para o poluidor diante das questões ambientais, ou seja, frente à imposição da política, resta ao agente poluidor cumprir a regra imposta, sob pena de sofrer sanções legais. Assim,

não é permitido ao poluidor selecionar a melhor forma, ao longo do tempo, para o alcance da qualidade ambiental determinada. Por outro lado, reconhece-se que, uma vez que o padrão ambiental tenha sido determinado em nível adequado, elevam-se as possibilidades de que o objetivo seja alcançado (LUSTOSA *et al*, 2010; KARP; GAULDING, 1995; SWANEY, 1992; PATECORNELL ; NEU, 1985).

A análise da operacionalização dos instrumentos de comando e controle revela algumas deficiências, como, por exemplo, a morosidade em sua implementação. Tendem a apresentar um lapso temporal no processo de negociação entre os agentes reguladores e os poluidores, tal morosidade deve-se à possibilidade de modificação da tecnologia de controle da emissão, assim como a eventuais questionamentos jurídicos. Além do mais, registram-se deficiências informacionais dos agentes reguladores, sendo que tais assimetrias tendem a conduzir as decisões à escolha de tecnologias *end-of-pipe*<sup>3</sup> em vez de opções como modificações de processo, de insumos, etc. Assim, devido à presença destas deficiências, os padrões são desenhados de modo uniforme, desprezando as diferenças dos custos marginais de redução da poluição dos distintos poluidores (WEBELT, 1999; SWANEY, 1992).

A política ambiental alicerçada no instrumento de comando e controle constitui o meio e o fim da intervenção estatal. Conforme discutido, esse instrumento tem finalidade unicamente punitiva aos infratores dos padrões de emissões estipulados, negligenciando, portanto, a oportunidade de estimular e premiar as ações que visam reduzir o dano ambiental para baixo do nível determinado.

Cabe resgatar que, apesar das inúmeras deficiências das políticas de comando e controle, estas são indicadas nas situações em que envolvam poucos agentes públicos e privados não-competitivos, bem como quando o objetivo é evitar a concentração espacial de atividade poluentes (ALMEIDA, 1998). Apesar destas evidências, este instrumento ainda persiste hegemônico na política ambiental internacional, por seu fácil desenho e implementação.

### 2.1.2 A negociação

As externalidades constituem-se num claro caso da necessidade da intervenção do governo a fim de restabelecer a eficiência econômica, pois a teoria econômica clássica não

---

<sup>3</sup> Comumente é traduzida como sendo tecnologias de final de tubo.

dispõe de mecanismos capazes de estimular os agentes a considerar os custos ambientais de suas ações. Frente a este contexto, os agentes econômicos poluidores, por livre iniciativa, não apresentam motivações econômicas para considerar os danos ambientais. Desse modo, a presença do governo é condição necessária diante dos impactos ambientais para encorajar, a partir de algum instrumento de política ambiental, os poluidores a internalizarem as externalidades em suas decisões.

Todavia, existem economistas ambientais que discordam da necessidade da intervenção do governo frente às questões ambientais. Estes seguem a linha de pensamento desenvolvida pelo economista britânico Ronald Coase, que, por meio de sua publicação seminal intitulada *The problem of social cost*, enfatizou que a intervenção só se justificaria frente à ausência de estruturas jurídicas que especificassem os direitos de propriedade sobre os recursos ambientais.

Neste contexto, entende-se que a persistência das externalidades só ocorrem porque os bens ambientais não apresentam um ordenamento jurídico que especifique a propriedade. Assim, propõe que, havendo a possibilidade de negociação mútua entre poluidores e vítimas, e desde que os direitos de propriedade estejam bem especificados, pode-se prescindir<sup>4</sup> da intervenção do Estado em relação às questões ambientais (COASE, 1960).

Os princípios fundamentais que alicerçam o emprego do instrumento de livre negociação, enquanto instrumento de política ambiental, é sustentado pelo Teorema de Coase. Segundo esse teorema, se todos os ativos ambientais apresentassem propriedade definida, independentemente de suas especificações, ou seja, se quem detém o direito de propriedade é quem degrada o meio ambiente ou os que estão sujeitos aos efeitos dos danos ambientais, as externalidades seriam internalizadas e a economia atingiria a eficiência econômica (COASE, 1960). Desse modo, a especificação e o reconhecimento dos direitos de propriedade se encarregariam de fornecer as informações adequadas para que o sistema de preços de mercado possa corrigir as externalidades, não havendo espaço para a intervenção governamental.

O resultado final a partir do emprego do instrumento de negociação, a eficiência econômica, será atingido independentemente se cabe ao poluidor ou à vítima arcar com os custos ambientais (COASE, 1960). No caso em que a definição dos direitos de propriedade

---

<sup>4</sup> A sustentação do Teorema de Coase, exige a consideração de duas importantes premissas: as transações devem ser gratuitas, ou seja, não deve existir custos de transações significativos e, os danos ambientais são acessíveis e mensuráveis (COASE, 1960).

ao bem ambiental cabe à vítima, os poluidores se sentirão motivados a iniciar o processo de negociação para terem direitos ao bem ambiental e estarão dispostos a assumir os custos ambientais (externalidades), desde que sejam menores que o benefício privado marginal líquido do poluidor e vice-versa. As rodadas de negociação definirão o nível de atuação do poluidor e se cessarão no ponto em que o lucro marginal (benefícios auferidos pelo agente que degrada) for equivalente à externalidade ambiental gerada (CME).

O diferencial deste teorema está na possibilidade de equacionar danos ambientais prescindindo da intervenção governamental, desde que inexistam custos de transações elevados e dificuldades de mensurabilidade dos danos ambientais (GARY, 1998). No entanto, uma questão é colocada: a maioria das problemas ambientais reúne as condições para a operacionalização do teorema de Coase? A título de exemplo, cita-se o caso das cooperativas de catadores de material reciclável no Brasil, que, em 2008, eram mais de 1.175 e contavam com mais de 30 mil catadores (IBGE, 2010).

Neste caso, as questões que se apresentam são: quem e quantos são os poluidores e as vítimas? Devem-se estabelecer direitos de propriedade sobre o quê? Frente a este exemplo e estes questionamentos, percebe-se que existem significativos custos de transação nas relações entre agentes que desenvolvem atividades que geram benefícios ambientais e os respectivos poluidores. Nesta linha, torna-se desafiador identificar e mensurar os danos e/ou benefícios ambientais gerados e, assim, nesta pesquisa, entende-se que um dos caminhos consiste no desenho de instrumentos econômicos de política ambiental voltados a estimular/desestimular as ações dos agentes econômicos que geram benefícios/poluição ambiental.

### 2.1.3 Instrumentos econômicos

Nas últimas décadas os instrumentos econômicos vêm ganhando expressão enquanto ferramenta de política ambiental (MUELLER, 2012; NAHMANA; GODFREY, 2010; BRESSERS; MENDES; SANTOS, 2008; MULDER, 2008; BJORN LUND *et al*, 2007; GREYSON, 2007; AGNOLUCCI, 2006; HUITEMA, 1999; GRIMBLE, 1999). A superioridade desses se torna mais explícita em relação a situações de degradação ambiental de maior complexidade. Desse modo, torna-se oportuno explicitar a fundamentação teórica que alicerça os instrumentos econômicos enquanto ferramentas de política ambiental.

A discussão a respeito da adoção de instrumentos econômicos, no contexto mundial, tem como fundamento a estrutura teórica de externalidades (OECD, 2001; MICHAEL, 1970). Os instrumentos econômicos, diferentemente daqueles de regulação, buscam instituir sinais de mercado que reflitam a escassez ou o dano ambiental proveniente das atividades de produção e/ou consumo a partir dos preços dos bens e serviços. Entende-se que, no que diz respeito a danos ambientais, os custos ou benefícios privados diferem dos custos e benefícios sociais, e a economia operará de modo ineficiente. Diante deste contexto, os preços de mercado serão incapazes de incorporar o dano ambiental, impondo um elevado custo ambiental à sociedade na forma de custos sociais.

Conforme foi discutido, a ineficiência econômica no que concerne aos bens ambientais ocorre devido às suas especificidades: são caracterizados como bens públicos e não apresentam direitos de propriedade bem definidos. Nesta linha, os agentes econômicos não se sentem estimulados a internalizarem os custos dos danos ambientais de suas ações, o que permite, sobretudo, um uso excessivo do meio ambiente. Frente a este contexto, a economia da poluição propõe a aplicação da política ambiental a partir de instrumentos econômicos como forma de corrigir as distorções causadas pela degradação ambiental e, assim, busca estimular os agentes econômicos a considerar os custos ambientais (externalidades) das suas decisões (MUELLER, 2012).

Nas últimas décadas, diversos países vem se esforçando para complementar a inflexibilidade econômica dos instrumentos de comando e controle a partir de propostas de instrumentos econômicos, que são baseados em instrumentos de mercado. Estes instrumentos se sustentam nas forças de mercado e nas modificações dos preços relativos para alterar o comportamento dos agentes poluidores, de modo a estimulá-los a considerarem as externalidades e assim assumirem os custos ambientais em suas decisões. A base teórica de sustentação dos instrumentos econômicos é o princípio do poluidor-pagador (PPP), que foi criado pela OCDE em 1972 como uma forma de encorajar os poluidores a internalizar os danos ambientais provenientes de suas atividades econômica (OECD, 2001).

A definição correta de instrumentos econômicos não é trivial; desse modo, uma das principais diferenças entre os instrumentos econômicos<sup>5</sup> e os instrumentos de regulação

---

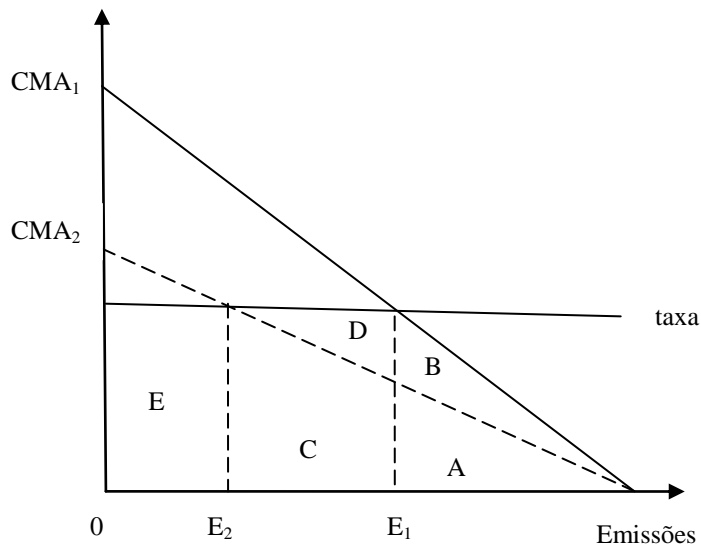
<sup>5</sup> Os instrumentos econômicos apresentam outras vantagens frente aos de regulação direta como por exemplo a garantia de uma fonte adicional de recursos para que os gestores públicos possam incrementar a política ambiental e a exigência de menos informações detalhadas dos agentes poluidores pelos agentes de controle ambiental (MARGULIS, 1996).

direta está na eficiência estática (*static efficiency*) e na eficiência dinâmica (*dynamic efficiency*) conferida aos agentes que degradam o meio ambiente para responder aos estímulos econômicos e internalizar as externalidades da forma e tempo que lhes convier (MAZZANTI; ZOBOLI, 2006; DRESNER; EKINS, 2006; OECD, 2001).

No que tange à eficiência estática, esta permite superar os desafios impostos por instrumentos de regulação direta. Este último, na maioria das vezes, são implementados por meio da definição de padrões uniformes de emissões de poluentes, portanto, desconsideram que os agentes econômicos defrontam-se com custos de abatimento de poluentes distintos. Os agentes econômicos com menor capacidade (maior custo) de abatimento de poluentes deverão atender o padrão assim como aqueles que apresentam melhores condições, o que implica que o padrão não será atingido de modo eficiente (menor custo) e os agentes não serão motivados a reduzirem o dano ambiental para além da determinação presente neste instrumento. A eficiência estática implica que os instrumentos econômicos buscam minimizar o dano ambiental por meio de estímulos de mercado, permitindo aos agentes maior flexibilidade em termos de adoções de tecnologias de abatimento, negociações, etc., para o alcance do objetivo definido. Como resultado, este objetivo será alcançado ao menor custo possível.

Os instrumentos econômicos incentivam a eficiência dinâmica a partir de estímulos, aos agentes econômicos, e à redução do dano ambiental para além dos objetivos especificados por meio da política ambiental. Diante de um instrumento de comando e controle, conforme foi apresentado, os agentes não são estimulados a minimizar o dano ambiental para além da determinação da política. Por outro lado, os instrumentos econômicos incentivam os agentes a adotarem novas tecnologias, melhores técnicas de produção, matérias-primas, etc., que minimizem o dano ambiental. A figura 2.4 ilustra a eficiência dinâmica dos instrumentos econômicos.

---



**Figura 2.4 - A eficiência dinâmica dos instrumentos econômicos**

Fonte: OECD; 2001, p. 23. Adaptado pelo autor.

Conforme exposto, a eficiência dinâmica desencadeada por meio dos instrumentos econômicos estimula os agentes a buscarem tecnologias de abatimento que permitam minimizar as emissões para níveis abaixo dos especificados pela política ambiental. Assuma como exemplo que a política ambiental determinou que o nível de emissões deverá ser de no máximo  $E_1$  e, para tanto, emprega-se um instrumento econômico (taxas). Considere que, inicialmente, o custo marginal de abatimento do dano ambiental do agente seja o ( $CMA_1$ ); diante dessa política ambiental o agente conseguirá, inicialmente, reduzir o dano ambiental até o nível determinado ( $E_1$ ), incorrendo nos seguintes custos: i) A e B referentes aos custos da adoção de tecnologias de minimização do dano ambiental, ii) os custos representados pelas áreas E, C e D equivalem ao valor da taxa paga por provocar o dano ambiental no nível de emissão ( $E_1$ ) (OECD, 2001).

A eficiência dinâmica fará com que os agentes econômicos busquem formas de minimizar o valor pago devido ao dano ambiental causado. Essa busca permitirá a adoção de tecnologias mais eficientes e que provoquem menores danos ambientais. Assim, ao adotarem essa tecnologia, ilustrado pela  $CMA_2$ , os agentes conseguirão reduzir os danos ambientais para além das exigências da política ambiental e a um menor custo. Ou seja, o dano ambiental será  $E_2$  e o custo para o agente será equivalente às áreas A e C (custo com a tecnologia) e E (taxa) da figura 2.4.

Os principais instrumentos econômicos, além das taxas ambientais, são os subsídios, os sistemas de devolução de depósitos e a criação de mercado, conforme tabela 2.2. As taxas ambientais constituem-se em um dos mais conhecidos instrumentos econômicos, tendo sido inicialmente propostas pelo renomado economista inglês Arthur C. Pigou, em sua principal obra, intitulada *The Economics of Welfare* que foi publicado pela primeira vez em 1920. Assim, as taxas desenhadas para o meio ambiente são comumente denominadas taxas pigouviana, uma forma de homenagear seu idealizador.

**Tabela 2.2 - Instrumentos econômicos para controle da poluição**

<b>Tipos de Instrumento</b>	<b>Modalidades</b>	<b>Descrição</b>
a) Taxas ambientais	Taxas por emissões	Pagas sobre descargas no meio ambiente e baseadas na quantidade e/ou qualidade do efluente.
	Taxas ao usuário	Pagamentos pelos custos de tratamento público ou coletivo de efluentes. São cobradas uniformemente ou diferenciadas de acordo com a quantidade de efluente tratado.
	Taxas por produto e taxas diferenciadas	Adições ao preço dos produtos que geram poluição.
	Taxas administrativas	Obtidas a partir do licenciamento, o controle, o registro e outros serviços.
b) Subsídios	Subvenções	Formas de assistência financeira, condicionadas à adoção de medidas antipoluição.
	Empréstimos subsidiados	Financiamento de investimentos antipoluição a taxas de juros abaixo das de mercado.
	Incentivos fiscais	Depreciação acelerada ou outras formas de isenção ou abatimentos de impostos em casos de adoção de medidas antipoluição.
c) Sistemas de devolução de depósitos		Sobretaxas que incidem no preço final do produto potencialmente poluidor devolvidas quando do retorno devido do produto.
d) Criação de mercado	Licenças de poluição negociáveis	Compra e venda de direitos (cotas) de poluição.
	Seguro ambiental obrigatório	Transferência de responsabilidade (pelos danos ambientais) do poluidor para empresas de seguros.
	Sustentação de mercados	Intervenção do governo via preços, a fim de fomentar mercados para materiais secundários (reciclados).

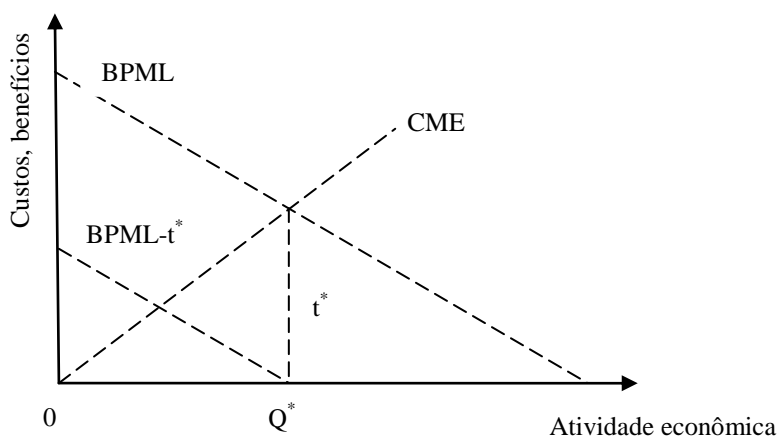
Fonte: ALMEIDA, 1998; p. 59, p. 60.

A taxa constitui-se como um preço pago pelos danos ambientais (externalidades) pelos agentes causadores (ARNASON, 2000). Conforme exposto na tabela 2.2, com um

resumo das suas especificidades, existe uma grande variedade de taxas que são passíveis de aplicações empíricas.

O cerne da proposição das taxas pigouvianas consiste na premissa de que o agente público responsável pela política ambiental deve cobrar uma taxa dos agentes econômicos que provocam danos ambientais, equivalente a estes (externalidades) (PIGOU, 1932). Nesta linha, este instrumento econômico objetiva estimular os agentes que degradam o meio ambiente a internalizarem a externalidade negativa de suas ações. Por meio deste instrumento, estabelece-se um preço para a externalidade ambiental ao impor um custo para a degradação ambiental. Assim, ao tomarem suas decisões, os agentes econômicos passarão a considerar todos os custos, inclusive o custo ambiental.

A taxa permite o alcance de um nível ótimo de dano ambiental (poluição) ao ser definida no nível que iguala os custos privados e externos (ambientais) aos benefícios privados marginais líquidos (BPML). A figura 2.5 exemplifica a importância da definição adequada da taxa para a obtenção da poluição ótima.



**Figura 2.5 - A taxa de poluição ótima**

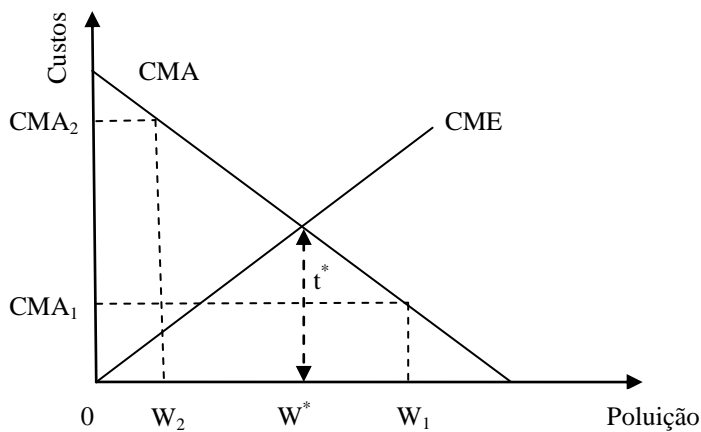
Fonte: PEARCE; TURNER, 1990, p. 86. Adaptado pelo autor.

A operacionalização da política ambiental por meio de taxas pigouvianas exige que estas sejam definidas na medida dos custos dos danos ambientais causados pelos agentes econômicos. A dimensão da taxa deve ser equivalente à externalidade (CME) no ponto em que o gestor ambiental definiu o nível ótimo de degradação.

Ao definirem a taxa ambiental, a partir da política ambiental, os agentes que degradam serão estimulados a considerar a externalidade ambiental (taxa) em suas decisões econômicas. Assim, conforme apresentado na figura 2.5, a produção acima do nível ótimo

( $Q^*$ ) é contraproducente, ou seja, o custo do dano ambiental que este incorrerá (taxa pigouviana) superará os benefícios econômicos auferidos.

Uma forma alternativa que o gestor ambiental tem para executar a política ambiental por meio das taxas pigouvianas é definir o nível de poluição com base no custo da adoção de instrumentos de abatimento (CMA) e o custo monetário do dano ambiental (CME) da atividade econômica. A figura 2.6 resume esta situação.



**Figura 2.6 - Poluição ótima: definição da taxa frente o CMA e o CME.**

Fonte: PEARCE; TURNER; 1990, p. 89. Adaptado pelo autor.

Ao estabelecer a taxa no nível em que o custo de se implementar tecnologias de abatimento for igual ao custo marginal externo (externalidade (CME)) permite-se ao agente que conduz a política ambiental obter um nível de poluição ótimo ( $W^*$ ). Para entender as implicações desta afirmação, considere uma taxa definida no nível de dano ambiental igual a  $W_2$ . Uma taxa dessa ordem implica em uma exigência, da política ambiental, que poderá inviabilizar a atividade econômica, pois impõe um custo de minimização do dano ambiental muito superior à externalidade negativa causada. Trata-se de uma taxa extremamente restritiva e incoerente com a sensibilidade ambiental em que os agentes econômicos estão atuando (PEARCE; TURNER, 1990).

Por outro lado, assumamos uma taxa que imponha um nível de degradação igual a  $W_1$ . Nesta situação, a taxa é extremamente tolerante e incompatível com a externalidade negativa (CME). Neste caso, o custo imposto à sociedade é muito maior que o custo que o agente econômico que degrada incorreria se adotasse medidas de mitigação do dano ambiental. Assim, a taxa ( $t^*$ ) constitui-se em um instrumento econômico que garante um nível de dano ambiental ótimo e permite restabelecer a eficiência econômica (*Ibid*, 1990).

A definição da taxa ambiental no nível ótimo de dano ambiental é desafiador pois não há uma especificação que diferencie os agentes poluidores conforme a degradação ambiental causada por unidade de emissão. Todavia, essa constatação já fazia parte das orientações econômicas neoclássicas, e não se deve superestimar os desafios na obtenção das informações, pois o objetivo maior não é o alcance do ótimo teórico, mas propor modificações nas ações dos agentes poluidores de modo a minimizar o dano ambiental (ALMEIDA, 1998).

Nesta linha, Pearce e Turner (1990) propõem uma visão neoclássica mais flexível para a operacionalização da taxa ambiental enquanto instrumento de política ambiental, sugerindo o emprego de sistemas mistos taxa-padrão. A taxa enquanto instrumento econômico continua sendo preferida aos instrumentos de regulação direta e caberia àquela a função de estimular os agentes poluidores a atingir o padrão determinado. Desse modo, as taxas ambientais não dependeriam, para sua especificação e aplicação, da estimativa das externalidades e dos demais custos e benefícios marginais, e seriam estimadas apenas com base nos níveis de emissão de poluentes.

Os subsídios também são utilizados como instrumentos econômicos orientadores da política ambiental e são reconhecidos como meios de estimular os poluidores a diminuir os níveis dos danos ambientais. Dentre as várias modalidades de subsídios existem casos em que o instrumento é empregado como complemento aos instrumentos de regulação direta, atuando de modo a subsidiar os poluidores que têm dificuldades de atender a qualidade ambiental determinada (ALMEIDA, 1998).

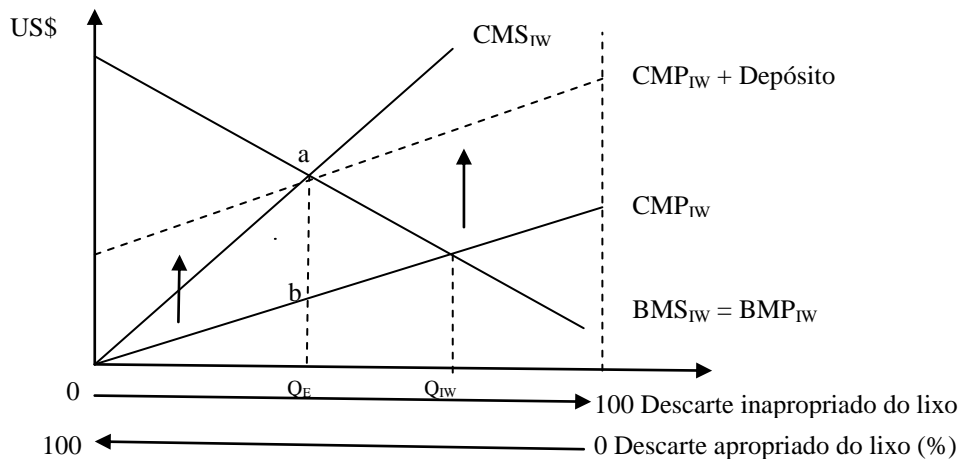
Conforme exposto na tabela 2.2 os principais tipos de subsídios são as subvenções, os empréstimos subsidiados e os incentivos fiscais que são utilizados pelos gestores públicos para que os agentes econômicos assumam medidas de minimização da degradação ambiental. Por outro lado, conforme já foi evidenciado, as subvenções podem ser concedidas aos agentes que são vítimas do processo de degradação ambiental como forma de compensação dos efeitos adversos provenientes da degradação. Diante disso, conforme evidenciado por Pearce e Turner (1990), alguns subsídios não buscam a redução da poluição, mas sim a compensação dos danos ambientais aos quais os agentes econômicos estão submetidos.

A tabela 2.2 apresenta o sistema de devolução de depósitos como um instrumento econômico a serviço da política ambiental e consiste em um programa de tarifação em duas

partes. Primeiro, determina-se a cobrança de um pagamento antecipado (o depósito) pelo poluidor potencial, no momento da aquisição do produto e caso o consumidor encaminhe a embalagem, proveniente do consumo do produto, para à reciclagem ou descarte seguro, receberá a devolução do valor depositado (reembolso). Esse modelo combina instrumentos de encargos por poluição (poluidor-pagador) com expedientes que permitem controlar os gastos com o monitoramento do comportamento dos agentes poluidores. Objetiva, sobretudo, internalizar o dano ambiental proveniente do descarte inadequado dos resíduos. Dessa forma, o potencial poluidor levará em consideração não apenas os custos marginais privados mas o custo marginal social do descarte impróprio (THOMAS; CALLAN, 2010; KULSHRESHTHA; SARANGI, 2001).

Este instrumento foi inicialmente criado para que as empresas pudessem estimular os consumidores a devolver garrafas de bebidas ou outros vasilhames retornáveis (CAIRNCROSS, 1992). Busca-se capturar a externalidade negativa do descarte inadequado de produtos e, por meio da exigência do depósito, garante a antecipação por parte do potencial poluidor de eventual impacto ambiental proveniente da disposição inadequada dos resíduos. O reembolso (devolução do depósito) funciona como um incentivo pecuniário para que os agentes econômicos não descartem inadequadamente os produtos. Este instrumento tem como foco o poluidor potencial e não o poluidor efetivo e, assim, busca recompensá-lo por exercer um comportamento adequado em relação ao meio ambiente.

A partir da exposição gráfica presente na figura 2.7, é possível entender a dinâmica do instrumento econômico de sistema de devolução de depósito. O descarte inadequado (DI) pode ser observado no eixo horizontal, da esquerda para a direita, e da direita para a esquerda tem-se o descarte legal de resíduos (DA). Desse modo, se 30% de todos os resíduos forem descartados de modo inapropriado, entende-se que 70% estarão sendo descartados de modo adequado.



**Figura 2.7 - Sistema de devolução de depósitos**

Fonte: THOMAS; CALLAN, 2010, p. 127.

Os gastos para se descartar inadequadamente os resíduos, incluindo os gastos para aquisição de recipientes de lixo e os custos de oportunidade<sup>6</sup> de ganhos não apropriados por não devolver os produtos, estão refletidos no custo marginal privado da geração de resíduos ( $CMP_{IW}$ ). Considera-se o custo marginal social da geração de resíduos ( $CMS_{IW}$ ) como a soma do  $CMP_{IW}$  mais o custo marginal externo da geração de resíduos ( $CEM_{IW}$ ) (externalidade). Entende-se, este último custo, como sendo a distância vertical entre o  $CMP_{IW}$  e o  $CMS_{IW}$ . A procura por descarte inapropriado de resíduos foi modelada como sendo função de benefícios marginais privados na geração de resíduos ( $BMP_{IW}$ ), estimulada pela busca de diminuição de recursos e tempo na coleta e disposição adequada destes. Neste exemplo, considera-se não haver benefícios externos. Assim, a função de  $BMP_{IW} = BMS_{IW}$  (THOMAS; CALLAN, 2010).

Não havendo a busca pela internalização das externalidades negativas, o equilíbrio acontece no ponto no qual  $BMS_{IW} = CMP_{IW}$ , ou seja, no nível  $Q_{IW}$ . Por outro lado, o equilíbrio eficiente ocorre no nível  $Q_E$ , no qual a função de  $BMS_{IW}$  se iguala à função de  $CMS_{IW}$  (Ibid, 2010), quando é permitido menor nível de descarte inapropriado de resíduos, o que contribui para a internalização das externalidades negativas.

Para que o sistema de devolução de depósito consiga estimular os agentes poluidores a internalizar a degradação ambiental de suas ações, o depósito deve ser instituído no nível  $Q_E$  e deverá ser equivalente ao  $CME_{IW}$ . Esse instrumento estimula os agentes a

<sup>6</sup> Pode-se sintetizar o custo de oportunidade como sendo o custo da melhor oportunidade perdida (PEARCE; TURNER, 1990). Neste caso, o custo marginal privado da geração de lixo não incorpora o incentivo ao descarte apropriado materializado no depósito.

considerar os danos ambientais de suas ações e, desse modo, haverá uma redução do descarte inapropriado de resíduos equivalente à distância ( $Q_{IW} - Q_E$ ). Explicitamente, observa-se que o agente econômico é encorajado a descartar de modo apropriado os resíduos e, assim, terá a oportunidade de recuperar o depósito realizado. Por outro lado, se o poluidor potencial transformar-se em efetivo, já terá arcado com os respectivos danos ambientais de suas ações. Os gestores públicos têm diante de si a flexibilidade de poder alterar o valor do depósito em consonância com a sensibilidade ambiental local (*Ibid*, 2010).

O instrumento econômico de sistemas de devolução de depósito permite uma redução dos gastos públicos empreendidos na fiscalização e no cumprimento da política ambiental, ao estimular a sociedade a considerar os impactos ambientais provenientes de suas decisões. Um dos diferenciais deste instrumento é que, uma vez implementado, funciona a partir de uma pequena estrutura de fiscalização (KULSHRESHTHA; SARANGI, 2001).

Finalmente, de acordo com a tabela 2.2, tem-se como instrumento econômico a criação de mercado para poluição, a partir da instituição de licenças de poluição<sup>7</sup> negociáveis, seguro ambiental obrigatório e a sustentação de mercados. Estas modalidades de mercados de poluição constituem, no exercício de compra e venda de direitos de poluição, na possibilidade de repassar os riscos da degradação ambiental para outros agentes e a comercialização de materiais provenientes de processos de reciclagem (DIMASCIO, 2007; MARGULIS, 1996).

Conforme já foi discutido, a aplicação das taxas enfrenta a dificuldade de se determinar seu valor monetário com base no nível ótimo de emissão de poluição. As licenças de poluição negociáveis permitem superar essas dificuldades ao atuarem a partir da definição de quantidades de emissão de poluentes. Almeida (1998) diz que a operacionalização deste instrumento econômico ocorre quando o gestor público, ao realizar uma pesquisa sobre a vulnerabilidade ambiental em determinada região, determina o nível máximo de poluição para a região e divide esse total em cotas ou licenças que serão alocadas ou leiloadas entre os agentes poluidores. Cairncross (1992) enfatiza que a eficiência deste instrumento está na possibilidade de negociação entre os agentes poluidores, ou seja, os agentes que conseguem reduzir suas emissões, abaixo dos níveis permitidos pelas cotas, poderão comercializar os

---

<sup>7</sup> O emprego da expressão de licenças de poluição negociáveis tem caído em desuso por insinuar que os agentes poluidores estejam comprando direitos a poluir e, assim, tem-se preferido o emprego da denominação de créditos de redução de emissão (CRE) (CAIRNCROSS 1992).

créditos excedentes com os agentes menos eficientes, assim como, com instituições que queiram se estabelecer na região.

Eskeland e Jimenez (1992) enfatizam que existem várias formas de regulamentar a instituição de mercado para as licenças de poluição e cita, por exemplo, a política de compensação, a política da bolha, a política de emissão líquida e a câmara de compensação de emissões. A primeira forma consiste na autorização do ingresso de poluidores em determinada região somente por meio da aquisição de créditos de redução de emissões de poluidores já atuantes na região.

A política da bolha regulamenta múltiplos pontos de emissão de poluição por um mesmo poluente, presentes em determinada região, como que constituintes de uma bolha. Assim, a planta (bolha) deve atender a um padrão especificado de emissões, e os pontos com maior índice de emissões deverão ser compensados por outros que apresentem menores níveis de poluição.

A política de emissão líquida foi instituída para regulamentar a expansão de unidades produtivas em regiões com limites de emissões definidos em licenças ou cotas. Assim, o nível máximo de emissão de poluentes deverá ser atendido, o que implica que as emissões provenientes da expansão deverão ser compensadas por créditos de redução de emissão garantidos dentro da região. Por fim, a câmara de compensação de emissão autoriza os agentes poluidores a estocar os créditos de redução de emissões para vendê-los a terceiros ou para utilização em quaisquer dos instrumentos de regulamentação apresentados<sup>8</sup>.

Os últimos dois instrumentos econômicos elencados na tabela 2.2 são o seguro ambiental obrigatório e a sustentação de mercados. O primeiro instrumento consiste em transferir a potencial externalidade ambiental negativa para as companhias de seguro. Assim, os agentes poluidores vão procurar assumir formas de reduzir seus riscos ambientais de modo a interferir no valor do custo desta transferência de responsabilidades. A sustentação de mercado refere-se à instituição de mercados e a adoção de instrumentos como preço mínimo garantido e subsídios para materiais que contribuam com a preservação ambiental, como os materiais recicláveis.

---

<sup>8</sup> Segundo Cairncross (1992) o modo como as licenças de poluição negociáveis são distribuídas constituem um relevante aspecto da regulamentação. Desse modo, as opções mais praticadas são a distribuição de licenças com base nos níveis de emissões dos poluidores sujeitos à determinado padrão. Essa forma, enfrenta críticas pois as empresas que poluem mais receberão maior número de licenças. Por outro lado, uma modalidade que permite atender o padrão e gera receita para o gestor ambiental e a distribuição por meio de leilões.

Conforme foi enfatizado, as externalidades ambientais positivas constituem, assim como as negativas, como uma fonte de ineficiência econômica. Nesta linha, o Ipea (2010) afirma que ao desenvolverem suas atividades, os catadores de material reciclável geram externalidades ambientais positivas e/ou minimizam as externalidades ambientais negativas na forma de provisão de serviços ambientais. Todavia, inexistem propostas de instrumentos econômicos, alinhados com a economia da poluição, que objetivem reconhecer e estimular a provisão destes serviços. Neste contexto, torna-se oportuno definir e conceituar os serviços ambientais e, sobretudo, o instrumento econômico denominado de pagamentos por serviços ambientais como primeiro passo rumo à estruturação de mercados para estes serviços.

## CAPÍTULO 3 - PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: UM INSTRUMENTO ECONÔMICO PARA CRIAÇÃO DE MERCADO PARA SERVIÇOS AMBIENTAIS

### 3.1 Serviços ambientais

As expressões serviços ambientais e/ou serviços ecossistêmicos têm sido empregadas como sinônimos na discussão a respeito de esquemas de reconhecimento e estímulo da contribuição ambiental (BULTE *et al*, 2008). Neste tópico, busca-se levantar as principais imprecisões e incoerências, assim como, as principais propostas de definições destas expressões.

Dentre as políticas ambientais têm se destacado o emprego da expressão inglesa "PES" para denominar a proposta de esquemas de reconhecimento e incentivo às atividades de preservação e incremento da biodiversidade e/ou amenidades ambientais. Contudo, inexistente um consenso da definição do termo que, em alguns casos, refere-se a *environmental services* (serviços ambientais), já em outros a *ecosystem services* (serviços ecossistêmicos). Apesar de tal indefinição, os principais trabalhos têm preferido o emprego do termo serviços ambientais como Petheram; Campbell (2010), Sommerville *et al* (2010), Muradian *et al* (2010), Vatn (2010), Pascual *et al* (2010), Engel *et al* (2008), Pagiola *et al* (2005), Wunder *et al* (2008), Wunder (2008), Wunder; Alban (2008), Wunder (2007), Wunder (2006), Zilberman *et al* (2008), Pagiola *et al* (2008), Asquith *et al* (2008), Pagiola (2008), Ferraro (2008); Wuenscher *et al* (2008), Kosoy (2007), Sanchez-Azofeifa *et al* (2007), por apresentar menores divergências quanto à sua definição e ser mais operacionalizável, no que diz respeito à aplicação, em vez da expressão serviços ecossistêmicos.

#### Serviços ecossistêmicos versus serviços ambientais

No início<sup>9</sup> do século XXI, diversos países e organismos internacionais elaboraram um importante documento, o *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) (MEA, 2005, 2005a,

---

<sup>9</sup> Uma das referências na definição e emprego da expressão de serviços ecossistêmicos é Daily (1997, p. 3) que o definiu como sendo "[...] as condições e os processos por meio dos quais os ecossistemas naturais, e as espécies que os compõem, sustentam e satisfazem a vida humana" (tradução nossa). O autor identificou um conjunto de serviços ecossistêmicos: "[...] i) purificação do ar e da água; ii) desintoxicação e decomposição de resíduos; iii) polinização de culturas e vegetação natural; iv) dispersão de sementes e nutrientes; v) proteção contra os raios ultravioletas; vi) moderação da temperatura, da força do vento e das ondas; vii) mitigação de cheias e secas; viii) geração e renovação do solo; ix) fertilidade do solo; x) controle de grande maioria das potenciais pragas agrícolas; xi) manutenção da biodiversidade; xii) estabilização parcial do clima; xiii) apoio às diversas culturas humanas; e xiv) fornecimento de beleza cênica e intelectual" (tradução nossa). Estes serviços são responsáveis

2003), que objetivava analisar os efeitos que as alterações nos ecossistemas causavam no bem-estar humano e, assim, lançaram as bases científicas para a promoção dos serviços ecossistêmicos de modo a incentivar seu reconhecimento e estimular ações de preservação e incremento. Essa pesquisa contribuiu para dar expressão internacional e propôs uma definição aos serviços ecossistêmicos que, dada a sua importância, foi rapidamente assumida pelos estudiosos do tema. Coincidentemente, a grande maioria dos pesquisadores que se apropriou da definição proposta pelo MEA ganhou destaque e se transformou em referência como Wendland *et al* (2010), Kosoy; Corbera (2010), Costanza (2010), Mcafee; Shapiro (2010), Redford; Adams (2009), Corbera *et al* (2009), Turpie *et al* (2008), Jack *et al* (2008), Farley; Bulte *et al* (2008), Kosoy *et al* (2008).

O *Millennium Ecosystem Assessment*<sup>10</sup> caracteriza serviços ecossistêmicos como as benesses que os agentes obtêm dos ecossistemas. Os serviços ecossistêmicos<sup>11</sup> foram classificados em quatro categorias: i) serviços de provisão; ii) serviços de regulação; iii) serviços culturais e, iv) serviços de suporte, conforme tabela 3.1.

**Tabela 3.1 - Serviços ecossistêmicos conforme o *Millennium Ecosystem Assessment***

<b>Suporte:</b> formação de solo, ciclagem de nutriente, produção primária.	<b>Provisão:</b> alimentos, água, madeira para combustível, fibras, bioquímicos, recursos genéticos.
	<b>Regulação:</b> clima, doenças, água, purificação da água, polinização.
	<b>Culturais:</b> religioso e espiritual, ecoturismo e recreação, estético, inspiração, educacional, senso de lugar e herança cultural.

Fonte: MEA, 2003, 57. Adaptado pelo autor.

Conforme explicitado, os serviços de suporte são elencados como a base para os demais, e a partir deste serviço primário o meio ambiente é capaz de produzir os outros que

por manter e incrementar a biodiversidade e um conjunto de bens ecossistêmicos como por exemplo, madeiras, frutos do mar, etc., que contribuem para a atividade econômica. Além de constituírem suporte à vida, os serviços ecossistêmicos também promovem benefícios estéticos e culturais que são bens intangíveis

<sup>10</sup> Esse relatório enfatiza que na última metade do século passado, há indícios de forte pressão sobre os serviços ecossistêmicos, sobretudo, devido a um acelerado processo de crescimento populacional. Frente a isso, praticamente 66% destes serviços encontram-se em processo de declínio. Ou seja, há uma forte pressão antrópica que, provavelmente, tem ultrapassado o ótimo sócio-ambiental (MEA, 2005).

<sup>11</sup> Há uma linha tênue entre funções e serviços ecossistêmicos e, aquelas, constituem serviços a partir do momento em que passam a representar valor para os agentes econômicos. Ou seja, a função passa a ser reconhecida como serviço ambiental a partir do momento em que passa a atender as necessidades humanas (HUETING *et al*, 1998). Quando se estuda os ecossistemas percebe-se que nem sempre há uma relação direta entre uma função e um único serviço ambiental. Há casos em que um único serviço é proveniente de duas ou mais funções, ou uma única função pode originar mais de um serviço. Apesar de sua grande variedade, é possível reunir as funções ecossistêmicas em somente quatro categorias: i) funções de regulação; ii) funções de *habitat*; iii) funções de produção; e iv) funções de informação (DE GROOT *et al*, 2002).

são apropriados pela humanidade permitindo elevar o bem-estar. Eles se distinguem dos demais por representarem impactos indiretos e/ou só perceptíveis, pelos agentes econômicos, no longo prazo (NOORDWIJK, 2005). Os serviços de suporte tem a propriedade de alterar a oferta dos demais serviços, como o serviço ecossistêmico de produção de solo. Nesta linha, mesmo que se reconheçam que os agentes não utilizam diretamente o serviço de suporte, alterações neste, por exemplo, poderiam afetar os agentes indiretamente ao modificar o serviço ecossistêmico, provisão de alimentos, devido à redução da produtividade agrícola.

Diferentemente dos serviços de suporte, os demais serviços ecossistêmicos, como os de provisão, regulação e culturais, apresentam a propriedade de impactar diretamente e no curto prazo o bem-estar dos agentes. Como exemplos dos serviços de provisão, têm-se os relacionados a alimentos, água, madeira para combustível, fibras, bioquímicos e dos recursos genéticos.

Para garantir a sustentabilidade dos serviços de provisão, deve-se considerar a capacidade de carga do ecossistema, de modo que as ações dos agentes econômicos não ultrapassem os respectivos limites físicos, químicos e biológicos e, assim, comprometam a oferta deste serviço<sup>12</sup>.

A oferta de serviços de regulação deve-se à capacidade regulatória dos ecossistemas a partir da manutenção da qualidade do ar, decomposição de resíduos, regulação do clima, renovação das águas etc. Entende-se que o conhecimento do serviço de regulação seja limitado, no entanto, a capacidade de sequestro de carbono (regulação climática) está sendo afetada negativamente devido ao desmatamento, emprego de fertilizantes etc.

Finalmente, os serviços culturais compreendem aspectos espirituais e religiosos, práticas de recreação e ecoturismo, valores educacionais e estéticos etc. A avaliação destes serviços é dificultada por envolver valores comportamentais, sociais e éticos. No entanto, tem crescido o uso dos ecossistemas para atividades culturais, como o ecoturismo, que, em alguns países, representa uma das principais fontes de renda, contribuindo para a preservação ambiental.

---

<sup>12</sup> Os serviços ecossistêmicos de provisão têm sido pressionado nas últimas décadas, por exemplo, de 1961 à 2003 a produção de alimentos, a extração de madeira, a produção de cereais, carne bovina e de ovelha, carne suína, carne de aves cresceram 160%, 60%, 250%, 40%, 60% e 100%, respectivamente (MEA, 2005a).

Em consonância com o MEA, a *Food and Agriculture Organization of the United National* (FAO) (FAO, 2012, p. 1) adota a expressão de serviços ecossistêmicos e o define como "[...] todos os benefícios recebidos pelos humanos dos ecossistemas" (tradução nossa). Entre estes benefícios, há os indiretos, como a ciclagem de nutrientes, controles de pragas, polinização e a resiliência<sup>13</sup>, e os diretos, por exemplo, a produção de alimentos.

A FAO reconhece que há um uso indiscriminado dos termos serviços ecossistêmicos e ambientais, sendo empregados frequentemente como sinônimos. Não obstante, este organismo internacional expõe que as expressões, apesar de próximas, são distintas. Conforme exposto, a FAO compartilha da definição do MEA de serviços ecossistêmicos como os benefícios que as sociedades obtém dos ecossistemas. No entanto, reconheceu que existem os denominados serviços ambientais que são materializações das externalidades, ou seja, provisões não intencionais, como produção de alimentos e de madeira que são comercializadas e/ou consumidas diretamente (FAO, 2012).

A definição de serviços ambientais apresentada pela FAO foi rejeitada por Muradian *et al* (2010, p.1202), que propuseram uma definição contrária. Estes pesquisadores têm preferência pelo emprego da expressão “serviços ambientais” diferenciando estes dos ecossistêmicos ao definirem o último como “[...] uma subcategoria do primeiro, referindo exclusivamente aos benefícios humanos provenientes dos ecossistemas naturais” (tradução nossa). Ao apresentar essa definição de serviços ecossistêmicos, reconhecem que os serviços ambientais “[...] incluem benefícios associados a diferentes ecossistemas gerenciados, como as práticas agrícolas sustentáveis e paisagens rurais” (tradução nossa).

Com base nesta definição, entende-se que os serviços ambientais contemplam os serviços ecossistêmicos, e não o contrário, como foi proposto pela FAO. Assim, os serviços ecossistêmicos são um subcategoria dos ambientais (MURADIAN *et al*, 2010). A expressão serviços ambientais também tem sido empregada por Myers (1996), que considera, assim como Muradian *et al* (2010), que os serviços ecossistêmicos constituem uma subcategoria dos ambientais. Nesta linha, os serviços ambientais contemplam uma escala maior que os serviços

---

<sup>13</sup> A resiliência refere-se à capacidade dos ecossistemas de se restabelecerem ao estado natural após uma ocorrência natural. Entende-se que quanto maior o tempo entre a perturbação e o retorno ao estágio natural, dos ecossistemas, menor a resiliência (FOLKE *et al*, 2004; ELMQVIST *et al*, 2003). Para entender a importância desta última definição, Arrow *et al* (1995) enfatizou que a resiliência dos ecossistemas definirão a sustentabilidade da atividade econômica.

ecossistêmicos. Alinhados com esta opção, serviços ambientais em vez de serviços ecossistêmicos, estão Sommerville *et al* (2010); Vatn (2010), Petheram; Campbell (2010); Pascual *et al* (2010), Engel *et al* (2008), Ferraro (2008); Wuenscher *et al* (2008), Alban (2008), Asquith *et al* (2008), Zilberman *et al* (2008), Kosoy (2007), Sanchez-azofeifa *et al* (2007), Wunder (2005), que assumem esta posição ao reconhecerem que os serviços ecossistêmicos contemplam uma interpretação que tem dificultado a identificação dos respectivos serviços, e que, apesar dos desafios, o emprego do termo serviços ambientais tem permitido maior clareza em sua operacionalização.

Nesta linha, esta pesquisa adotará a expressão serviços ambientais, por entender que os serviços ecossistêmicos estão contemplados por tal definição. Além disso, entendem-se que a busca por tornar esse conceito mais operacionalizável pode contribuir para descaracterizar o instrumento econômico de política ambiental denominado de pagamento por serviço ambiental. Todavia, há o discernimento de que as práticas e ações realizadas por alguns agentes econômicos podem, voluntariamente e/ou involuntariamente, gerar um conjunto de serviços ambientais.

### 3.2 Pagamentos por serviços ambientais *versus* pagamentos por serviços ecossistêmicos

O ano de 2005<sup>14</sup> representou um divisor de águas ao registrar o surgimento e escalada internacional da discussão a respeito de um importante instrumento econômico de política ambiental, o pagamento por serviços ambientais (PSA) ou ecossistêmicos (PSE), que vem atraindo cada vez mais atenção como em Sommerville *et al* (2010), Petheram; Campbell (2010), Pascual *et al* (2010), Vatn (2010), Muradian *et al* (2010), Wendland *et al* (2010), McAfee; Shapiro (2010), Kosoy; Corbera (2010), Farley; Costanza (2010), Redford; Adams (2009), Turpie *et al* (2008), Corbera *et al* (2009), Bulte *et al* (2008), Kosoy *et al* (2008), Engel *et al* (2008), Jack *et al* (2008), Wunder *et al* (2008), Pagiola (2008), Wunder (2008), Ferraro (2008), Wuenscher *et al* (2008), Pagiola *et al* (2008), Zilberman *et al* (2008), Wunder; Alban (2008), Asquith *et al* (2008), Kosoy (2007), Sanchez-Azofeifa *et al* (2007), Wunder (2007), Wunder (2006), Pagiola *et al* (2005).

Uma das linhas do debate tem sido o desenho de esquemas de pagamentos por serviços ambientais ou ecossistêmicos que sejam eficientes e, sobretudo, equitativos, como

---

<sup>14</sup> Para mais detalhes ver o Apêndice 1 que contempla a análise cienciométrica da discussão sobre pagamentos por serviços ambientais e ecossistêmicos.

em Pascual *et al* (2010); Pagiola *et al* (2010); Muradian *et al* (2010); Milder *et al* (2010); Gauvin *et al* (2010); Bulte *et al* (2008); Wunder (2008); Wunder *et al* (2008); Pagiola *et al* (2008); Zilberman *et al* (2008); Thuy *et al* (2008); Turpie *et al* (2008); Engel *et al* (2008), Pagiola *et al* (2005).

Neste contexto, torna-se importante diferenciar o instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamentos por serviços *ambientais* dos definidos como pagamentos por serviços *ecossistêmicos*. O pagamento por serviço ambiental tem sido proposto, sobretudo, quando há ações de agentes econômicos que visam minimizar externalidades ambientais negativas ou manter e incrementar externalidades ambientais positivas (WUNDER, 2005; MURADIAN *et al*, 2010). Nesta linha, propõem-se um instrumento econômico de política ambiental, o pagamento por serviço ambiental, que possa reconhecer, estimular, a partir de pagamentos, os agentes que ofertam serviços ambientais.

Pagamentos por serviços ecossistêmicos não estão, propriamente ditos, voltados a ações que modifiquem e incrementem os serviços ecossistêmicos. Nesta modalidade de instrumento econômico, não há uma ênfase na oferta e demanda de serviços ecossistêmicos a partir das ações de agentes provedores. Desse modo, o centro da discussão está nas considerações da qualidade dos serviços ecossistêmicos gerais, podendo incluir funções<sup>15</sup> e processos ecossistêmicos (WUNDER, 2005; BULTE *et al*, 2008; MURADIAN *et al*, 2010).

Neste contexto, na maioria dos casos, não há possibilidades da identificação dos agentes ofertantes, por não existirem, e que poderiam integrar um mercado para os serviços ecossistêmicos. Além disso, a maioria, a partir da definição, dos serviços ecossistêmicos são providos mesmo na ausência da intervenção de agentes econômicos, o que impossibilita se pensar na construção de um instrumento econômico que contemple as externalidades ambientais, por não existirem.

Por outro lado, diante da definição de serviços ambientais, percebe-se a possibilidade de realização de transações entre os provedores (ofertantes) e os beneficiários (demandantes) destes serviços. Frente a tal, tem-se condições de se pensar em delinear um mercado para as externalidades (serviços ambientais), a partir de um instrumento econômico de política ambiental, o pagamento por serviço ambiental, que possa estimular, usando pagamentos, os ofertantes destes serviços ambientais.

---

<sup>15</sup> Na maioria das vezes os processos e funções inerentes aos ecossistemas são denominados serviços de ciclagem de nutriente e, tratam-se de funções ecológicas e não de um serviço ambiental (BOYD; BONZHAF, 2007).

### 3.3 Qual a definição teórica de pagamento por serviços ambientais?

A despeito do crescente interesse por pagamento por serviços ambientais, há pouquíssimos esforços voltados a analisar sua definição. A definição de pagamentos por serviços ambientais mundialmente reconhecida como convencional ou alicerçada nas premissas do *mainstream* econômico é a apresentada por Wunder (2005, p. 3). O autor define pagamentos por serviços ambientais como

1. uma transação voluntária na qual
2. um serviço ambiental bem definido
3. está sendo “comprado” por um (no mínimo) comprador do serviço
4. de um (no mínimo) provedor do serviço ambiental
5. se, e somente se, o provedor do serviço assegura a prestação do serviço (condicionalidade).

Esta definição apresenta elementos que permitem a constituição de mercados para os serviços ambientais, conforme propõe a economia neoclássica. Têm-se a indicação de agentes que ofertam e outros que demandam um determinado serviço ambiental. Nesta linha, exige-se a existência da oferta, realizada pelos provedores de serviço ambiental, da demanda, proveniente dos agentes beneficiários deste serviço e do serviço ambiental a ser transacionado.

Neste contexto, a citação, ao enumerar algumas premissas que compõem o instrumento de pagamento por serviços ambientais, permite se pensar na constituição de mercados para bens e serviços ambientais. Assim, além da existência de ofertantes, demandantes, serviço definido, exige-se a voluntariedade nas transações entre estes os agentes. Conforme foi apresentado e analisado nesta pesquisa, contrariamente aos instrumentos econômicos, os instrumentos de regulação direta não apresentam traços de voluntariedade, mas sim de imposição. Além do mais, estes últimos têm apresentado baixa capacidade de estimular os agentes que degradam o meio ambiente a internalizarem as externalidades ambientais negativas geradas.

Conforme explicitado pela definição de PSA, apresentada por Wunder (2005), a existência de agentes provedores (ofertantes) e beneficiários (demandantes) não constitui condições suficientes para a conformação de mercados de serviços ambientais. Nesta linha, expõe a necessidade de se definir no mínimo um serviço ambiental que será objeto da transação. Todavia, conforme foi apresentado, geralmente os agentes econômicos geram

serviços ambientais e estes serviços envolvem funções e processos ecossistêmicos de elevada complexidade que dificultam a identificação de um específico serviço ambiental ofertado. Assim, comumente os agentes econômicos ofertam não um serviço ambiental mas um conjunto.

Neste contexto, conforme foi apresentado, a teoria econômica neoclássica não apresenta tal exigência de se definir o serviço ambiental e/ou especificar os elementos constituintes das externalidades<sup>16</sup>. Simplesmente, propõe instrumentos econômicos como meios para se resgatar a eficiência econômica a partir de estímulos para a internalização das externalidades ambientais.

O princípio central da concepção de pagamentos por serviços ambientais enquanto instrumento econômico a serviço da política ambiental é o princípio do provedor-recebedor (SEEHUSEN, 2007). Todavia, entende-se que a operacionalização deste princípio, a partir desse instrumento econômico, incorpora outro importante princípio presente na economia neoclássica, o princípio do beneficiário-pagador (PAGIOLA *et al*, 2005).

No que tange ao princípio do provedor-recebedor, ele está explícito no instrumento econômico de pagamentos por serviços ambientais. Esse instrumento visa, sobretudo, promover pagamentos por tais atividades aos ofertantes de serviços ambientais, ou seja, aqueles que geram externalidades ambientais positivas (provedores) devem ser recompensados por tais benefícios ambientais. Todavia, os recursos que serão utilizados para a realização dos pagamentos, a partir do instrumento econômico de política ambiental de PSA, aos ofertantes, deverão vir, sobretudo, dos agentes que contribuem para a degradação ambiental e/ou aqueles que se beneficiam da oferta dos serviços ambientais.

O pagamento por serviço ambiental, enquanto instrumento econômico, se diferencia dos demais instrumentos econômicos apresentados no capítulo 2 da tese. Por exemplo, as taxas pigouvianas permitem, assim como o instrumento de PSA, estimular os agentes a internalizarem as externalidades ambientais negativas por meio do estabelecimento de um preço para as externalidades. Os subsídios ambientais visam, sobretudo, estimular as atividades que geram externalidades ambientais positivas a partir de compensações financeiras condizentes com as respectivas externalidades. Neste contexto, o pagamento por

---

<sup>16</sup> Conforme foi apresentado, as externalidades negativas podem ser interpretada como um dano ambiental e as positivas como serviços ambientais, ou seja, benefícios ambientais.

serviço ambiental é inovador, pois reúne características das taxas pigouvianas e dos subsídios ambientais.

Tendo isso em vista, o pagamento por serviço ambiental, ao operacionalizar os princípios do provedor-recebedor e do beneficiário-pagador, estimula via mercado a internalização das externalidades ambientais. A busca pelo reconhecimento e estímulo à geração de externalidades positivas constitui a razão principal da existência do instrumento econômico em apreço. Nesta linha, o instrumento busca promover pagamentos aos provedores das externalidades ambientais positivas e, assim, permite-se que os ofertantes as internalizem.

A definição de PSA, conforme foi explicitado, está alinhada com a criação de mercados para externalidades defendida pela economia neoclássica como forma de internalizá-las e assim resgatar a eficiência econômica. Nesta linha, esse instrumento apresenta fundamentos para a incorporação dos serviços ambientais na constituição de mercados para eles. Todavia, há uma discussão que busca explicar a proximidade da definição desse instrumento econômico com o Teorema de Coase (VATN, 2010; GOMES-BAGGETHUN *et al*, 2010; WUENSCHER, *et al*, 2008).

Tal teorema, conforme foi apresentado, diz que mesmo diante de externalidades ambientais, definidas como bens públicos, há a possibilidade do alcance da eficiência econômica sem a intervenção governamental. Para tanto, exige-se que os direitos de propriedades estejam bem definidos, que as transações sejam voluntárias e que inexistam custos de transação (COASE, 1960). Conforme já foi enfatizado, as premissas desse teorema impedem sua operacionalização. Por exemplo, assumir direitos de propriedade bem definidos sobre externalidades ambientais, que foi definida como sendo bens públicos, é não considerar a definição de bens públicos.

Nesta linha, entende-se que frente às externalidades ambientais positivas e negativas, exige-se a intervenção governamental. E o instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamentos por serviços ambientais constitui um paradigma alicerçado na economia neoclássica, permitindo estimular os agentes econômicos a considerarem os danos, assim como, apropriarem dos benefícios ambientais gerados.

Frente à crescente preocupação com as questões ambientais e diante das importantes características do instrumento de PSA, este vem nos últimos anos atraindo o interesse de gestores públicos como um instrumento de política ambiental. Todavia, será que

de fato o instrumento está sendo implementado enquanto instrumento econômico de política ambiental?

Antes de responder essa questão, faz-se necessário aprofundamentos a respeito de uma importante premissa dos esquemas de PSA, a adicionalidade. Feito isso, a parte final deste capítulo, a partir da análise dos principais esquemas de pagamento por serviços ambientais existentes no mundo, visa analisá-los se constituem instrumentos econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais.

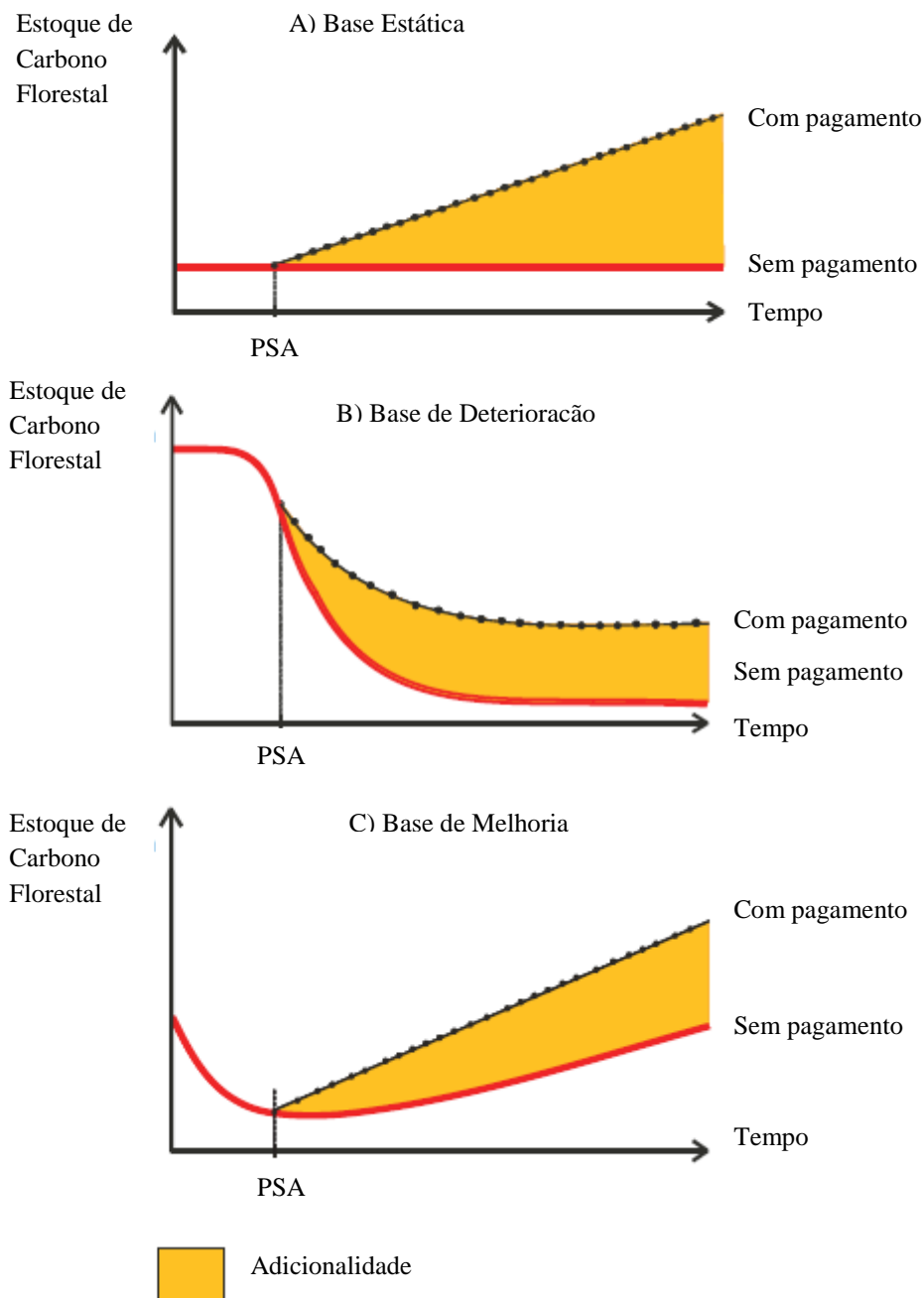
### 3.4 Evidências empíricas

#### 3.4.1 Adicionalidade e condicionalidade

A definição de PSA apresentada no início deste capítulo exige a condicionalidade, que diz respeito à verificação das garantias da continuidade da provisão dos serviços ambientais gerados pelos ofertantes. Representa condição imprescindível para a constituição de um mercado para serviços ambientais a continuidade das relações entre os ofertantes e demandantes destes. Nesta linha, este instrumento econômico de política ambiental denominado de PSA, ao exigir a condicionalidade, implicitamente impõe a necessidade de verificação da adicionalidade.

Neste contexto, entende-se adicionalidade como o incremento na oferta de serviços ambientais em relação a uma linha de base, definida quando da aplicação do instrumento de PSA. Neste sentido, se as atividades elegíveis ao instrumento, em discussão, não apresentarem condições de comprovação do incremento dos serviços ambientais ofertados, diz-se que o instrumento não atingiu a eficiência econômica. Desse modo, os demandantes estariam desembolsando valores para remunerar serviços ambientais não providos (NEWTON *et al*, 2012; WUNDER, 2007).

A adicionalidade já permeava as normativas presentes no Protocolo de Quioto. Os projetos deveriam conter o cálculo da contribuição ambiental pós-implementação do modelo de preservação. Neste contexto, os projetos desenvolvidos no âmbito do Protocolo eram orientados por uma linha de base estática. Assim sendo, o instrumento de pagamento por serviço ambiental pode ser modelado sob uma das três linhas de base: estática, de deterioração e de melhoria, conforme figura 3.1.



**Figura 3.1 - Linhas de base para esquemas de PSA.**

Fonte: WUNDER; 2005, 9. Adaptado pelo autor.

Uma forma de identificar a eficiência de esquemas de PSA é por meio da construção de linhas de base. Quando se adquirem, no mercado convencional, quaisquer bens, os agentes têm condições *a priori* de conferir o bem que comprou. No entanto, essa percepção não é tão clara diante de serviços ambientais. Assim, os esquemas de PSA exigem a construção de linhas de base como expediente de mensuração de sua eficiência (WUNDER, 2005).

Em esquemas de PSA, a identificação da adicionalidade é realizada por meio da adoção de linhas de base, que constituem condições necessárias para a busca da eficiência. Em situações em que a degradação ambiental, como a devastação florestal, é parte constituinte do modelo de desenvolvimento nacional, uma desaceleração no ritmo de desmatamento pode ser entendida como adicionalidade. No entanto, para este cenário, a linha de base adequada é a de deterioração (B) (PAGIOLA, 2006; WUNDER, 2005).

Um outro exemplo da aplicação das linhas de base pode vir a partir da análise de um esquema de PSA que se baseia em uma linha base de melhoria. Antes da implementação do esquema, o governo local já vinha promovendo políticas de cobertura florestal, assim, o benefício ambiental existiria mesmo na ausência do esquema de PSA. Com a adoção do esquema e a assunção de uma linha de base inadequada, pode-se ensejar desembolsos a benefícios ambientais que ocorreriam devido a outros instrumentos. A adoção de uma linha de base errada impede a mensuração da eficiência do esquema, ou seja, não se percebem alterações de comportamentos motivadas pela implementação do esquema de PSA (PATTANAYAK *et al.*, 2010; WUNDER, 2007;).

A adicionalidade, conforme explicitado pela área cinza da figura, nas linhas de base de deterioração e de melhoria é menor do que na base estática. A explicação reside no fato de que, em situações em que a linha estática é adequada, entende-se que não havia atividades que contribuíssem para o incremento e melhoria dos serviços ambientais antes da implementação do esquema de PSA. Após sua adoção, há uma mudança de comportamento rumo à preservação e incremento dos serviços ambientais.

Em um contexto no qual existem políticas ambientais que estão influenciando ações que contribuem para a oferta de serviços ambientais e, erroneamente, adota-se uma linha de base estática, perde-se a eficiência econômica do esquema. Portanto, haverá pagamentos por atividades que ocorreriam mesmo na ausência do esquema.

Conforme foi evidenciado, o sistema econômico não considera a questão ambiental quando do alinhamento dos objetivos privados e sociais. Essas considerações ganham relevância quando da discussão de esquemas de PSA (WUENSCHER *et al.*, 2008), sobretudo quando se busca resgatar seus fundamentos teóricos enquanto instrumentos econômicos de política ambiental.

Frente a esquemas de PSA, tão importante quanto o conhecimento das

especificidades econômicas é o entendimento das dimensões ecológicas e sociais. É comum, quando da construção e implementação de esquemas de PSA, defrontar-se com um ambiente incerto e permeado de informações assimétricas no que diz respeito aos serviços ambientais. Diante disso, tornam-se importantes levantamentos de informações acerca das especificidades local do ambiente onde se pretende implementar um esquema de PSA (ASQUITH *et al*, 2008; MURADIAN *et al*, 2010 ).

Esquemas de PSA podem ser caracterizados mesmo em situações em que existam um agente intermediário entre os provedores e comprados dos serviços ambientais. Estes podem ser partes integrantes de entidades públicas ou privadas ou uma organização não governamental. Os participantes intermediários serão entendidos enquanto grupos de interesse que participam das decisões que impactam o bem-estar local, regional e nacional.

Os programas voltados à captação e retenção de gases, que provocam o acirramento do efeito estufa, reúnem traços de um regime de PSA. Frente aos grandes desafios impostos pelo aquecimento global, essas atividades voltadas à mitigação destes gases, já se encontram em estágios bastante avançados, ou seja, já constituíram, inclusive, mercados de abrangência internacional.

Nesta linha, conforme foi ratificado pelo Protocolo de Quioto, caberiam aos países desenvolvidos incentivar e destinar recursos técnicos e financeiros para atividades de mitigação dos gases que provocam o acirramento do efeito estufa. Estes projetos deveriam ser colocados em prática nos países em desenvolvimento. Essa participação das nações em desenvolvimento é voluntária, visto que não há a presença de elementos coercitivos que obriguem a continuidade destas atividades (WUNDER, 2005).

Deste modo, os países em desenvolvimento, seguindo orientações metodológicas presentes nos manuais editados pelas Nações Unidas, são reconhecidos como provedores dos serviços ambientais a partir de programas que capturam e armazenam carbono, ou seja, promovem a mitigação dos gases de efeito estufa. Assim, após o reconhecimento da adicionalidade, auditada por organizações credenciadas, os provedores recebem créditos de carbono comercializáveis a partir de acordos voluntários ou via mercado de carbono (WUNDER, 2005).

### 3.4.2 Experiências internacional e nacional de pagamento por serviço ambiental

Após apresentar e analisar a definição de PSA e indicar que está alinhada com a teoria neoclássica de instrumentos econômicos de política ambiental, evidenciou-se a questão da adicionalidade em esquemas de PSA. Nesta linha, esta pesquisa realiza um levantamento das principais experiências de PSA no mundo. As análises destes esquemas, presentes na tabela 3.2, serão utilizadas para observar se de fato eles constituem aplicações do instrumento econômico de política ambiental em apreço.

**Tabela 3.2 - Principais esquemas de pagamento por serviço ambiental no mundo, por continente**

CONTINENTE	PAÍS	PROGRAMA
Europa	Finlândia	<i>METSO – Forest Biodiversity Program for Southern Finland</i>
África	Moçambique	<i>SOFALA – The SOFALA Community Carbon Project</i>
Ásia	China	<i>Grain for Green – Slope Land Conversion Program (SLCP)</i>
América	Costa Rica	<i>PPSA – Programa de Pagos por Servicios Ambientales</i>
América	Brasil	Proambiente

Fonte: Elaborado pelo autor.

As experiências presentes na tabela 3.2 estão enraizadas em diferentes contextos econômicos, sociais, culturais e políticos. Além disso, apresentam níveis diversos de escala, indo desde a local até a nacional e contemplam uma grande variedade de serviços ambientais.

O esquema costarriquenho constitui uma experiência de âmbito nacional e é reconhecido como uma das primeiras iniciativas de PSA que se tem registro com destaque internacional<sup>17</sup>. Quanto à abrangência regional, têm-se três representantes, os esquemas finlandês, o chinês e o brasileiro. Por fim, a análise do esquema de PSA em escala local será realizada a partir da discussão do programa moçambicano.

<sup>17</sup> Levantamentos realizados por meio desta pesquisa, ver Apêndice 1, identificou que a primeira experiência de esquemas de pagamento por serviço ambiental foi publicada no ano 2000. Trata-se da discussão de um esquema de PSA que contempla serviços ambientais ligados à proteção do solo e hidrológicos (HERRADOR; DILMAS, 2000).

#### 3.4.2.1 Pagamento por serviço ambiental na Europa: Finlândia

O governo finlandês, em 2010, estruturou um programa, o *Forest Biodiversity Program for Southern Finland (METSO)*, conforme tabela 3.3, de mitigação das perdas da biodiversidade florestal na região sul da nação, caracterizada como uma das regiões mais importantes. No entanto, neste espaço, apenas 2 % das áreas recebem proteção ambiental. O *METSO* foi desenvolvido objetivando complementar o Programa Nacional de Florestas de 2010, que foi gestado em 1999, e apresenta as principais orientações para a política florestal finlandesa (GRAMMATIKOPOULOU *et al*, 2013).

O programa *METSO* integra vários programas e acordos internacionais, dentre eles citam-se a Convenção da Diversidade Biológica, o Fórum das Nações Unidas sobre as Florestas (UNFF) e as Conferências Ministeriais para a Proteção das Florestas na Europa (MCPFE) (MMM, 2008). Por meio do *METSO*, a Finlândia conseguiu atender as exigências ambientais da União Europeia. Esse programa realiza pagamentos pecuniários para proprietários de áreas que desenvolvem atividades (contratos voluntários) que promovem os serviços ambientais.

Tabela 3.3 - O esquema de pagamento por serviço ambiental europeu: Finlândia

PROGRAMA METSO	
Serviço ambiental	Conservação da biodiversidade
Provedores	Privado: pequenos proprietários de terras e companhias florestais. Estatal: empresa estatal <i>Metsähallitus</i>
Compradores	Estatal: o governo Finlandês
Intermediários	Ministério do meio ambiente da agricultura e floresta; centros florestais e os centros ambientais regionais.
Financiamento	Estatal: o governo Finlandês
Valoração	Custo de oportunidade
Seleção dos provedores	Aspectos florestais prioritários
Escala	Regional

Fonte: PRIMMER *et al*, 2013; GRAMMATIKOPOULOU *et al*, 2013; KALLIO *et al*, 2008; HIEDANPAA *et al*, 2011; MANTYMAA *et al*, 2009. Elaborada pelo autor.

As áreas florestadas da Finlândia estão situadas em diminutas porções de terras de domínio privado, e o programa está alinhado a diversos outros que estendem suas políticas de preservação ambiental para além dos limites de áreas públicas. Desse modo, o *METSO* vai além das determinações das políticas de comando e controle, permitindo complementaridades com outros instrumentos de política ambiental finlandesa. Ou seja, sua política de preservação ambiental, além de garantir a conservação de áreas protegidas legalmente, incentiva ações de preservação ambiental em espaços privados, a partir de esquemas de PSA que promovem desembolsos pecuniários (MANTYMAA *et al*, 2009).

Na Finlândia, as compensações financeiras voluntárias permitem a realização de uma política ambiental a partir da interação com diversos tipos de instrumentos de conservação ambiental (*polycymix*). Além disso, explicita-se que os instrumentos de PSA também podem ser introduzidos em espaços menores.

A Finlândia apresenta uma experiência de PSA que se caracteriza como um instrumento econômico de política ambiental, ou seja, o pagamento pelo serviço ambiental provido é estimado com base em variável *proxy*. O desenho do esquema de pagamentos por

serviços ambientais se baseia na valoração dos serviços ambientais providos, e as partes integrantes do esquema celebram os contratos com base nos impactos econômicos relacionados ao uso de práticas alternativas (custo de oportunidade), e nos gastos necessários às atividades de incrementos dos serviços ambientais. Essas ações impactam nos custos dos provedores e nas especificidades ambientais do espaço. O esquema finlandês foi gestado no âmbito de um programa de conservação intitulado *Forest Biodiversity Program for Southern Finland (METSO)*.

A operacionalização do esquema se inicia a partir da definição dos critérios da escolha das áreas elegíveis e a contratação destas segue definições de estudos científicos, *a priori*, que define as características ambientais prioritárias. O *METSO* avalia o desempenho do esquema a partir de um modelo de monitoramento que permite identificar os impactos sociais, ecológicos e econômicos (KALLIO *et al*, 2008).

A adicionalidade é obtida a partir da definição de uma linha de base, e esse parâmetro é definido com base em informações disponíveis da biodiversidade finlandesa. Além do mais, há parcerias com centros de pesquisas para ampliar o leque de dados e conhecimentos a respeito dos efeitos do manejo sobre a biodiversidade local. Identificar impactos na biodiversidade, assim como suas tendências, é tarefa de alta complexidade e de longo prazo. Devido à impossibilidade de medir a biodiversidade, as avaliações são feitas com base em amostragens periódicas (PRIMMER *et al*, 2013).

#### 3.4.2.2 Pagamento por serviço ambiental na África: Moçambique

O esquema de PSA de Moçambique, ver tabela 3.4, está sendo desenvolvido junto ao Parque Nacional de Gorongosa. Esse espaço recebeu reconhecimento como reserva ecológica em 1921 e, somente a partir da segunda metade do século XX, o governo moçambicano outorgou o estatuto de Parque Nacional. A área abrangida pelo parque é reconhecida internacionalmente como o espaço que reúne a maior biodiversidade desta nação (PARQUE NACIONAL DA GORONGOSA, 2014).

Tabela 3.4 - O esquema de pagamento por serviço ambiental da África: Moçambique

PROGRAMA SOFALA	
Serviço ambiental	Regulação do clima
Provedores	Privado: pequenos proprietários de terras
Compradores	Indivíduos ou organizações que compram a Redução Verificada de Emissão (VER) na forma de certificados <i>Plan Vivo</i> .
Intermediários	<i>Envirotrade Moçambique Limitada</i> (ONG).
Financiamento	Inicialmente: UE. Receitas das vendas das VER. <i>Envirotrade Moçambique Limitada</i> e doações.
Valoração	Coefficientes fixos baseados na relação uso da terra e o potencial de sequestro e armazenamento de carbono.
Seleção dos provedores	Proprietários pertencentes à comunidade local da Zona de segurança dos Parques Nacionais do Marrromeu e Gorongosa
Escala	Local

Fonte: RAVI; GARY, 2011; CHARLES; TILMANN, 2012; BRENT; THOMAS, 2013; JOÃO *et al*, 2015  
Elaborada pelo autor.

A região que abriga o Parque já foi palco de diversos conflitos bélicos que contribuíram para devastar boa parte da biodiversidade existente. Depois de anos de conflitos, e após seu término, a gestão do Parque tomou algumas medidas para minorar os danos ambientais provenientes da pressão antrópica. Como medidas, cita-se a retirada das pessoas que viviam nos espaços protegidos do parque e, assim, estruturou-se uma zona de amortecimento, onde se desenvolvem atividades de cunho econômico (PLAN VIVO, 2007; JOÃO *et al*, 2015 ).

O programa SOFALA nasceu da necessidade de compatibilizar a reestruturação da base econômica local a partir do incentivo à agricultura, e a promoção da segurança alimentar em harmonia ambiental. Censos indicam que, nas zonas de amortecimento e no parque, vivem aproximadamente dez mil pessoas (ENVIROTRADE, 2010). Este projeto intenta minimizar a pobreza, promover o desenvolvimento sustentável e a preservação da biodiversidade. Frente a isso, busca contribuir para minimizar o aquecimento global e apóia-se nos preceitos da Redução das Emissões por Desmatamento e por Degradação Florestal

(REDD), bem como incentiva sistemas de gestão agroflorestais.

A partir desses mecanismos de preservação ambiental, o projeto gera *Verified Emission Reduction* (VER<sup>18</sup>). As vendas de créditos de carbono provenientes das ações de conservação, desenvolvidas pela comunidade local, são possíveis graças à articulação entre os compradores voluntários, realizada pelo sistema Plan Vivo<sup>19</sup>.

Objetivando frear o processo de degradação ambiental e de intensa pobreza da comunidade local, o esquema de PSA moçambicano (SOFALA) está voltado a pequenos proprietários. Esse programa é conformado a partir da associação de instrumentos de zoneamento e o mecanismo de *REDD*. Além disso, o programa foi gestado e impulsionado por uma entidade externa, a *Envirotrade Moçambique Limitada*. Ao ser analisado, o processo de sua implementação apresentou três fases: teste (2002 a 2003), piloto (2003 a 2008) e operacional, que vai de 2008 a 2013. Observa-se que frente a um cenário de falta de experiência em desenho e implementação de instrumentos econômicos de política ambiental, a escolha de implementá-lo de modo paulatino foi acertada (CHARLES; TILMANN, 2012).

Conforme explicitado na tabela 3.4, o serviço ambiental principal do programa de PSA moçambicano é a regulação do clima. Esse serviço é provido por meio de práticas que permitem o sequestro e armazenamento de carbono. Neste esquema a estimativa de provisão do serviço ambiental é realizada com base em relações fixas entre o uso da terra e o potencial de sequestro e armazenamento de carbono.

No mercado, o serviço ambiental está materializado nas VERs geradas e comercializadas como certificados da estrutura Plan Vivo. As VERs refletem o sequestro e armazenamento de carbono realizado no período, a partir de atividades que produzem outros serviços ambientais como, restauração de florestas, incremento na qualidade do solo e conservação dos recursos hidrológicos. Contudo, as VERs representam além do carbono sequestrado, indicam um pacote de serviços ambientais na forma de benefícios de ordem social e ecológica, ou seja, associam o serviço ambiental, regulação do clima, à conservação da biodiversidade e à minimização da pobreza (PLAN VIVO, 2013).

---

<sup>18</sup> Estes certificados são entendidos como créditos de emissão gerados e orientados à mercados voluntários e, não compõem as exigências do Protocolo de Quioto (ENVIROTRADE, 2010).

<sup>19</sup> Esse sistema é gerido pela Fundação Plan Vivo. Uma instituição de caridade locada na Escócia. Este sistema pode ser entendido como ações de apoio a projetos de gestão de espaços ambientais em nações subdesenvolvidas. A base para o desenvolvimento destas atividades é a comunidade local (PLAN VIVO, 2007).

O sistema Plan Vivo não determina um valor fixo para os certificados de redução de emissão (VERs). Desse modo, o serviço ambiental, regulação do clima, é valorado de acordo com as especificidades de mercado. Nesta linha, o valor das VERs, além do mercado de carbono, sofre influências das negociações com os potenciais compradores voluntários. No entanto, o intermediário entre os provedores e os compradores, a *Envirotrade Moçambique Limitada*, definiu o pagamento para os provedores (agricultores) no valor de US\$ 4,46/tCO<sub>2</sub>) (PLAN VIVO, 2013; BRENT; THOMAS, 2013; CHARLES; TILMANN, 2012).

Neste contexto, esse esquema emprega-se a variável *proxy* de seqüestro de carbono como um parâmetro para estimar o pagamento pelo serviço ambiental ofertado. Assim, o esquema em apreço tem contribuído para estimular os agentes econômicos a incrementar a oferta de serviços ambientais.

Os provedores do serviço ambiental do esquema de PSA moçambicano são, sobretudo, pequenos proprietários de áreas encravadas nas zonas de amortecimento dos Parques Nacional de *Marromeu* e, principalmente, *Gorongosa*. O projeto busca estimular a comunidade local a desenvolver sistemas de uso da terra que incrementem o sequestro e armazenamento de carbono. Este projeto tem a capacidade de promover benefícios locais, como melhorias socioeconômicas e nacional como, a preservação da biodiversidade. Além disso, dadas as especificidades do serviço ambiental provido pelo esquema SOFALA, os benefícios podem ser considerados transfronteiriços (ENVIROTRADE, 2010).

Geralmente os compradores dos serviços ambientais provenientes do esquema são voluntários, indivíduos ou organizações, que buscam compensar suas emissões de carbono e, para tanto, adquirem no mercado as VERs na modalidade de certificado Plan Vivo. A *Envirotrade Moçambique Limitada* se apresenta como o principal intermediário do SOFALA. No entanto, torna-se oportuno evidenciar outros intermediários que participaram e ainda participam nas diversas fases do projeto. Por exemplo, a *Envirotrade Limited*, foi incumbida da concepção inicial do programa, e as instituições Universidade de *Edimburgo*, o Centro para Gestão de Carbono de *Edimburgo (ECCM)*, e a Universidade *Eduardo Mondlane* que ficaram encarregadas de prover o apoio científico. Finalmente, podem-se evidenciar a importante participação de ONGs, do governo alemão e da União Europeia. A UE foi fundamental, como principal fonte de financiamento do programa, em sua fase piloto. No entanto, desde 2008, o esquema SOFALA é financiado por meio da comercialização das VERs, investimentos da *Envirotrade Carbon Limited* e doações (PLAN VIVO, 2013).

### 3.4.2.3 Pagamento por serviço ambiental na Ásia: China

Assim como o esquema de PSA finlandês, o chinês apresenta escala regional, conforme apresentado na tabela 3.5. No entanto, diferentemente do finlandês, o esquema chinês está voltado às questões hidrológicas que envolvem os rios *Yangtze* e *Amarelo*.

**Tabela 3.5 - O esquema de pagamento por serviço ambiental da Ásia: China**

<b>PROGRAMA <i>GRAIN FOR GREEN</i></b>	
Serviço ambiental	Controle da erosão, a regulação das cheias e a estabilização do leito dos rios <i>Yangtze</i> e <i>Amarelo</i> e proteção da biodiversidade.
Provedores	Privado: proprietários de terras agrícolas.
Compradores	Estatal: Governo Nacional
Intermediários	Repartições locais do governo.
Financiamento	Estatal: Ministério das Finanças chinês.
Valoração	Custo de oportunidade
Seleção dos provedores	Proprietários de terras agrícolas localizadas nas encostas.
Escala	Regional

Fonte: ADAM *et al*, 2014; JUN; THOMAS, 2015; LEI *et al*, 2008; LI *et al*, 2011; BENNETT, 2008; XU *et al*, 2006. Elaborada pelo autor.

O esquema de PSA da China é classificado, quando se considera o volume de recursos financeiros, como um dos maiores do mundo. Além disso, é evidenciado como um dos mais ambiciosos entre todos em execução no mundo, sobretudo em relação aos objetivos ambientais, socioeconômicos e quando se considera o número de agentes participantes. Entre os participantes, destacam-se os provedores dos serviços ambientais que são constituídos por milhões de pequenos proprietários de terras sensíveis a processos erosivos e com diminuta aptidão agrícola. Assim, o programa busca incentivar esses atores a converter suas propriedades em áreas florestadas e pradarias (LEI *et al*, 2008; RUNSHENG; MINJUAN, 2012).

O governo chinês lançou uma série de projetos voltados à silvicultura e à preservação ambiental, sobretudo, após dois eventos drásticos, seca em 1997 e cheias em

1998, que assolaram a bacia hidrográfica do rio *Yangtze* e outros. Estas ações objetivavam minimizar o processo erosivo do solo, elevar a capacidade de retenção de água e a preservação dos ecossistemas do oeste do país. Além disso, pretendiam ir para além das questões ambientais, ao estimular alterações nas relações econômicas das regiões montanhosas, de modo a elevar os ganhos pecuniários dos agricultores e, assim, promover o uso sustentável do meio natural (LI *et al*, 2011).

O esquema de PSA chinês é composto por duas principais ramificações. A primeira consiste em um esquema de PSA de Conservação de Florestas Naturais, a segunda pode ser entendida como um esquema de PSA de Conversão de Terras em Zonas de Declive (*Sloping Land Conversion Program (SLCP)*). Destaca-se o segundo esquema de PSA por ser considerado como um dos maiores do planeta, reunir milhares de pequenos proprietários rurais e ser financiado por um programa de desembolso de recursos públicos (BENNETT, 2008).

Conforme explicitado pela tabela 3.5, os principais serviços ambientais contemplados pelo esquema de PSA chinês (SLCP) são o controle do processo erosivo do solo, a regulação das cheias e a estabilização do leito dos rios *Yangtze* e *Amarelo*. Além disso, esse esquema busca fomentar a produção de serviços ambientais florestais, como a biodiversidade.

Esse ambicioso esquema de PSA pode ser considerado como uma experiência de instrumento econômico de política ambiental que visa promover pagamentos por externalidades ambientais positivas geradas. Nesta linha, o pagamento é definido a partir de estimativas do custo de oportunidade do processo de gestão das terras cadastradas que contribui para incrementar os serviços. Tais serviços, gerados a partir do processo de gestão das áreas elegíveis, são adquiridos pelo Governo Nacional chinês.

O governo chinês realiza inspeções *in loco* para observar se os agentes participantes, os agricultores, estão de fato cumprindo o acordado, ou seja, se estão executando corretamente as ações defendidas pelo esquema de PSA. O esquema conta com indicadores, como a taxa de sobrevivência das espécies de árvores plantadas nas regiões florestadas, que deve ser de no mínimo 75% (XU *et al*, 2006). Teoricamente, se os agricultores participantes não conseguirem atingir no mínimo o índice indicado, não estariam aptos ao pagamento. No entanto, essa exigência tem sido relegada a um segundo plano, ou seja, se os ofertantes dos serviços ambientais estão adotando ações de preservação ambiental,

são considerados aptos ao recebimento do pagamento.

A tabela 3.5 apresenta que o esquema de PSA chinês é, sobretudo, de base estatal, sendo totalmente dependente de recursos públicos, definido pelo Ministério das Finanças chinês, provenientes do governo nacional. Ao considerar os intermediários e os facilitadores do esquema, conformados por repartições públicas que intermedeiam e transferem os recursos para os provedores, o cunho estatal do esquema torna-se ainda mais evidente.

A partir da análise da tabela acima, percebe-se que os principais agentes provedores de serviços ambientais são pequenos proprietários de terras de diminuta produtividade. Estes assumem o compromisso de, em consonância com o esquema de PSA, desenvolverem ações que modifiquem a capacidade da região em prover serviços ambientais. No esquema, a adesão dos potenciais provedores de serviços ambientais é voluntária (PORRAS; NEVES, 2006).

Considerando que os serviços ambientais incentivados pelo esquema de PSA chinês apresentam uma escala regional, os principais beneficiários são, sobretudo, os agentes pertencentes às regiões banhadas pelas bacias hidrográficas dos rios *Yangtze* e *Amarelo*. Por outro lado, reconhecem-se que todos os contribuintes do orçamento público são financiadores indiretos do esquema, no entanto, nem todos se beneficiam diretamente dos serviços ambientais providos (XU *et al*, 2006; JUN; THOMAS, 2015).

#### 3.4.2.4 Pagamento por serviço ambiental na América Latina: Costa Rica e Brasil

O esquema de pagamentos por serviços ambientais da Costa Rica (PPSA) é reconhecido como um dos pioneiros no mundo. Conforme exposto na tabela 3.6, este esquema apresenta abrangência nacional e promove desembolsos diretos aos provedores de serviços ambientais. O PSA costarriquenho reúne três modos de gestão do solo: conservação de florestas, reflorestamento e agroflorestal. Em consonância com as modalidades de gestão da terra, o PPSA reconhece apenas quatro serviços ambientais: regulação do clima, qualidade e quantidade de água, conservação da biodiversidade e beleza paisagística. Nesta linha, os pagamentos podem ser relacionados a serviços ambientais individuais ou em pacotes (PAGIOLA, 2008; ARRIAGADA, 2012).

Tabela 3.6 - O esquema de pagamento por serviço ambiental da América Latina: Costa Rica

PROGRAMA PPSA	
Serviço ambiental	Regulação do clima; qualidade e quantidade de água; conservação da biodiversidade e beleza paisagística para recreação e turismo.
Provedores	Privado: proprietários de terras.
Compradores	Múltiplos: contribuintes costarriquenhos; empresas públicas e privadas.
Intermediários	FONAFIFO e instituições facilitadoras como o Banco Mundial; o <i>Global Environment Facility (GEF)</i> e o banco <i>KfW</i> (alemão).
Financiamento	Diversas fontes: contribuintes, recursos públicos e doações externas.
Valoração	Custo de oportunidade
Seleção dos provedores	Condicional à posse legal da terra e condições de aumentar a provisão de SA.
Escala	Nacional

Fonte: PAGIOLA, 2008; SANCHEZ-AZOFEIFA *et al*, 2007; ARRIAGADA, 2012; FLETCHER; BREITLING, 2012; LOCATELLI *et al*, 2008. Elaborada pelo autor.

Este esquema de conservação foi estruturado com a finalidade de reconstruir e preservar a cobertura vegetal costarriquenha. O sucesso do esquema de PPSA deve-se à vasta experiência desta nação com programas de conservação ambiental, o que permitiu se pensar em um programa de maior envergadura e complexidade. Por exemplo, a nação, ao promulgar, em 1996, a nova Lei das Florestas (Lei nº 7575), criou as condições ideais para a consolidação do PPSA, a partir da reunião de um conjunto de incentivos econômicos para a preservação ambiental em apenas um instrumento.

Esse documento legal reconhecia os serviços ambientais providos pelas áreas florestadas, determinava a necessidade de se vincular desembolsos pecuniários aos serviços ambientais, desincentivava a produção madeireira e exigia a contribuição fiscal, por parte dos beneficiários, como forma de incrementar o orçamento público (PAGIOLA, 2008). Desse modo, criaram-se as bases legais e financeiras para se desenvolver um dos mais evoluídos esquemas de PSA que se tem registro. Por conseguinte, nota-se uma estrutura de preservação

ambiental que reúne elementos coercitivos e voluntários, o que eleva as chances de sucesso.

Os agentes participantes do esquema recebem o pagamento pelos serviços ambientais ofertados a partir da estimativa dos custos de oportunidade das atividades e práticas de preservação e incremento de serviços ambientais. Dentre as práticas que visam incrementar a geração de serviços ambientais estimuladas, destacam-se as que promovem a conservação florestal, o reflorestamento, a recuperação de florestas nativas, gestão florestal sustentável e adoção de sistemas agroflorestais.

A adesão dos contribuintes enquanto compradores dos serviços ambientais no esquema costarriquenho não é voluntária. Os contribuintes, eventualmente, incorrem em um imposto e esses recursos arrecadados incrementam o orçamento que irá remunerar os agentes que desenvolvem atividades que preservam e incrementam os serviços ambientais (SANCHEZ-AZOFEIFA *et al*, 2007). No entanto, estes contribuintes não sabem qual o destino dos recursos pecuniários arrecadados e os serviços ambientais são comercializados em pacotes.

Outra importante fonte de remuneração dos serviços ambientais providos vem dos organismos internacionais, doações e dotações orçamentárias. Diante do que foi exposto, e conforme explicitado na tabela 3.6, entende-se que o esquema costarriquenho constitui um instrumento econômico de política ambiental intitulado de PSA, pois visa estimular a partir de pagamento atividades que geram externalidades ambientais positivas e/ou minimizam externalidades ambientais negativas.

A Costa Rica apresenta um sólido programa de incentivos governamentais orientado à mitigação do processo de desmatamento em âmbito nacional, o *Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO)*. Este programa foi concebido para estruturar um sistema de monitoramento do cumprimento das ações ratificadas contratualmente junto ao esquema de PSA e tem autonomia para promover o desligamento dos agentes que não cumpra os acordos contratuais ratificado por meio do esquema (SANCHEZ-AZOFEIFA *et al*, 2007).

O esquema de PSA da Costa Rica é reconhecido como o que reúne a maior diversidade de participantes e conta com a presença de compradores indiretos e involuntários, os contribuintes costarriquenhos, que promovem os desembolsos monetários para remunerar pacotes de serviços ambientais por meio de contribuição fiscal. Alguns serviços ambientais específicos, proteção hídrica e regulação climática, têm como demandantes diretos e

voluntários entidades públicas e privadas, Banco Mundial e outras instituições. Os provedores dos serviços ambientais, do esquema de PSA, são os proprietários legais das áreas onde são desenvolvidas atividades que objetivam manter e incrementar a provisão destes serviços (PAGIOLA, 2008).

As práticas desenvolvidas por meio do PSA costarriquenho promovem um bem público e, assim, os benefícios gerados por este programa não são totalmente apropriados pelos compradores destes serviços. Ou seja, os serviços ambientais, como a proteção hídrica e as amenidades provenientes da beleza cênica, geram benefícios de ordem nacional. Por outro lado, os serviços ambientais, como regulação climática e preservação da biodiversidade, geram externalidades positivas transfronteiriças.

Cabe ao *FONAFIFO* o apoio técnico e administrativo do esquema de PSA costarriquenho. A comercialização dos serviços ambientais só se tornou viável devido à capacidade do *FONAFIFO* de identificar e buscar os compradores, assim como garantir o financiamento para estes serviços. Cabe à *Fundación para El Desarrollo de La Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR)*, nas regiões sob sua responsabilidade, a operacionalização da parte técnica do PSA que reúne atividades como desenvolvimento de práticas de manejo, fiscalização de áreas que aderiram aos programas, estruturação das bases de informações espaciais etc. Além do *FONAFIFO* e *FUNDECOR*, o Banco Mundial, o *Global Environment Facility (GEF)* e o governo alemão, por intermédio do banco *KfW*, são considerados os principais facilitares do esquema costarriquenho de PSA (MALAVASI, 2003).

Por ser reconhecidamente um dos mais bem estruturados esquemas de PSA do mundo, o esquema da Costa Rica permite cotejar os avanços e retrocessos deste tipo de experiência de política ambiental. A organização no binômio governo e iniciativa privada é reconhecida como a principal explicação do sucesso do programa. Assim, o esquema consegue estimular a permanência nas atividades de preservação ambiental, por parte dos respectivos participantes, por cobrir seus custos de oportunidade (LOCATELLI *et al*, 2008).

O *PPSA* foi concebido para ser um programa de preservação ambiental financiado a partir de fontes privadas (MALAVASI, 2003; PAGIOLA, 2008). Todavia, conforme tabela 3.6, observa-se que as diversas fontes de sustentação financeira e os maiores percentuais de recursos advêm de fontes públicas, doações e empréstimos.

Em linhas gerais, os recursos provenientes da comercialização dos serviços

ambientais dariam sustentação ao programa e permitiriam independência do orçamento público. Contudo, o cenário é outro e o que se nota é a incapacidade momentânea deste, e de outros esquemas de PSA discutidos de se sustentarem sem a participação de recursos públicos e doações externas. Nesta linha, a parcela de recursos provenientes de fontes privadas representam apenas diminuta parcela dos recursos pecuniários necessários à sustentabilidade dos esquemas.

### Brasil

O esquema de PSA pioneiro no Brasil é o Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural (Proambiente)<sup>20</sup>. Implementado a partir de 2006 no bioma Amazônia, é considerado o esquema de maior relevância para a Amazônia brasileira (WUNDER *et al*, 2008). Esse esquema, conjecturado no âmbito da política de mudanças climáticas do estado do Amazonas, busca mitigar as emissões provenientes do processo de desmatamento. A tabela 3.7 sintetiza o esquema de PSA brasileiro denominado de PROAMBIENTE.

---

<sup>20</sup> Os esquemas de PSA existentes no Brasil tendem a apresentar grandes diversidades. Eles contemplam, sobretudo, serviços ambientais como regulação climática, por meio de sequestro e armazenamento de carbono (PSA – Carbono) e, os relacionados à proteção dos recursos hidrológicos (PSA – Água). Além disso, as ações de PSA estão presentes nos quatro maiores biomas brasileiros, como: Amazônia, Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (PAGIOLA *et al*, 2012).

Tabela 3.7 - O esquema de pagamento por serviço ambiental da América Latina: Brasil

PROGRAMA PROAMBIENTE	
Serviço ambiental	Redução do desmatamento. Sequestro de Carbono. Recuperação das funções hidrológicas dos ecossistemas (água). Conservação do solo. Preservação da biodiversidade. Redução do risco de fogo.
Provedores	Privado: agricultores residentes nas propriedades
Compradores	Estatal: Governo Federal
Intermediários	Governos Estaduais e Prefeituras Municipais.
Financiamento	Estatal
Valoração	Custo de oportunidade
Seleção dos provedores	Territórios prioritários definidos pela política ambiental
Escala	Regional

Fonte: WUNDER *et al*, 2008; OLIVEIRA *et al*, 2010; HALL, 2008; COSTA, 2008; AMARAL, 2009; SHIKI; SHIKI, 2011. Elaborada pelo autor.

O Proambiente emergiu como política pública que permite às populações locais reproduzirem modos de vida em harmonia com os ecossistemas nativos e, assim, conciliarem a produção rural com a preservação ambiental. Este esquema foi inicialmente pensado e criado no seio da sociedade civil no período de 2000 a 2002. Após um breve período de transição, tornou-se um programa gerido pelo Governo Federal, situado na Secretaria de Políticas para o Desenvolvimento Sustentável do Ministério do Meio Ambiente, a partir do Plano Plurianual (PPA 2004/2007) (MMA, 2014).

Este esquema é reconhecido pelo pioneirismo em estimular, financeiramente, pequenos produtores da Amazônia para que preservem e incrementem serviços ambientais. Por meio deste esquema, busca-se conciliar a conservação e o desenvolvimento regional. O esquema recebeu, inicialmente, R\$ 1,6 milhão o que permitiu incorporar aproximadamente 1.768 famílias em projetos com duração de 6 meses a 1 ano, sendo que cada família recebe um valor fixo de R\$ 100,00 por mês. Para se estimar o valor do desembolso, o Ministério do Meio Ambiente (MMA), utilizou-se como custo de oportunidade o valor médio de renda

obtida pelos estabelecimentos, em torno de R\$ 123,00/hectare/mês (FASIABEN *et al*, 2009; SHIKI; SHIKI, 2011; COSTA, 2008).

O esquema Proambiente emprega a certificação a partir de instituições externas e processos de auto-certificação, com a participação dos agentes provedores dos serviços ambientais como ferramenta de identificação da existência dos serviços ambientais providos. Conforme explicitado na tabela 3.7, o esquema de PSA contempla principalmente os seguintes serviços ambientais: redução do desmatamento, sequestro de carbono, recuperação das funções hidrológicas dos ecossistemas, conservação do solo, preservação da biodiversidade e redução do risco de fogo.

Medeiros *et al* (2007) identificam que há pelo menos 29 critérios presentes no processo de certificação dos serviços ambientais, frente aos quais enfatizam que o programa apresenta diminuta capacidade de convencimento da entrega do serviço ambiental acordado, devido às dificuldades inerentes ao processo de valoração e certificação ambiental.

A experiência do Proambiente é rica no que tange à iniciativa de um instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviço ambiental, pois reúne pelo menos 4.000 famílias e apresenta técnicas inovadoras de acompanhamento das atividades desenvolvidas nas comunidades (polos). Assim, esse programa permite voz ativa a todos os agentes participantes, desde a instância superior, Conselho Gestor Nacional, até os movimentos dos participantes locais (MEDINA; BELTRÃO, 2010).

No entanto, o programa tem enfrentado dificuldades devido à baixa capacidade de articulação entre os entes estatais. A função de facilitador do poder público municipal, nos Planos de Desenvolvimento Sustentável dos Polos, não logrou êxito devido às exigências em termos de recursos financeiros e instrumentalização imposta pelo governo federal. Além disso, o esquema foi rebaixado à condição de ação no Programa Agrobiodiversidade no PPA 2008/11 (SHIKI; SHIKI, 2011).

Conforme foi apresentado no início deste tópico, os esquemas de PSA exigem a comprovação da adicionalidade como condição para o reconhecimento do pagamento pelo serviço ambiental provido. Para tanto, faz-se necessário estabelecer uma linha de base e, assim, tornar possível a identificação da adicionalidade como condição *ex-post*. Posicionamentos *ex-ante* de adicionalidade apenas refletem o potencial de provisão de serviços ambientais do esquema. Neste contexto, o esquema Proambiente ainda não

demonstrou seu potencial de adicionalidade de modo claro (WUNDER *et al*, 2008).

A análise do contexto internacional e nacional a respeito dos esquemas de PSA permitiu identificar que a totalidade dos esquemas representam um instrumento econômico de política ambiental. Nesta linha, empregam-se técnicas de valoração, sobretudo as alicerçadas no custo de oportunidade das ações e práticas de preservação ambiental, como forma de estimar o preço da externalidade ambiental positiva ofertada.

Ao resgatar os fundamentos da economia neoclássica que alicerça o instrumento econômico intitulado de pagamentos por serviços ambientais, percebe-se que este esquema é capaz de promover a eficiência econômica ao estimular a internalização das externalidades ambientais. Neste contexto, o que se percebe é que este instrumento econômico de política ambiental tem despertado grande interesse de governos locais, estaduais e nacional.

Frente aos desafios de se operacionalizar o instrumento econômico de pagamento por serviço ambiental, definição do serviço ambiental, identificação dos provedores e beneficiários e criação de mercados, diversos pesquisadores tal como Muradian *et al* (2010), Pascual *et al* (2010), Gauvin *et al*, 2010, Engel *et al* (2008), Pagiola *et al* (2005) têm dedicado esforços no sentido de disseminar a concepção de que qualquer instrumento que se dediquem à preservação ambiental pode ser denominado de pagamento por serviço ambiental.

Nesta linha, o próximo capítulo da tese busca identificar e analisar essa nova tendência que tem sido denominada de metodologia alternativa para pagamento por serviço ambiental. Além de apresentar seus fundamentos teóricos, buscam-se, nesta pesquisa, evidências empíricas desta tendência a partir da análise dos principais esquemas de pagamento por serviço ambiental existentes no mundo e selecionados por este estudo.

## **CAPÍTULO 4 - PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: CONCEPÇÕES METODOLÓGICAS ALTERNATIVAS E EVIDÊNCIAS EMPÍRICAS**

### 4.1 Considerações iniciais

Quanto à discussão sobre o instrumento de pagamento por serviço ambiental (PSA), uma das questões que vem ganhando importância é a reinterpretação da definição de eficiência e, sobretudo, ineficiências do instrumento. Nesta pesquisa, a partir da análise econométrica, (ver apêndice 1) identificou-se os principais trabalhos publicados no mundo discutindo pagamentos por serviços ambientais, sendo que, a partir destes, como Muradian *et al* (2010); Pascual *et al* (2010); Engel *et al* (2008), Pagiola (2008); Muñoz-Piña *et al* (2008); Pagiola (2006); Ferraro; Pattanayak (2006); Robertson; Wunder (2005), buscou-se levantar como estas questões estão sendo contempladas.

Nesta linha, além das questões apontadas acima, é crescente a disseminação, junto a essas importantes pesquisas, da relação existente entre eficiência e equidade no instrumento de pagamento por serviço ambiental, alinhados a tal tendência estão Martin *et al* (2014), Tacconi (2012), Rico *et al* (2011), Narloch *et al* (2011); Muradian *et al* (2010), Pascual *et al* (2010), Gatto *et al* (2009). Geralmente, essas relações se manifestam ao considerarmos o papel do ambiente institucional, as percepções sociais a respeito da justiça econômica, incertezas e as manifestações de poder entre os integrantes de esquemas de PSA.

Conforme foi apresentado, a concepção teórica que sustenta o instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviço ambiental tem sua gênese nos princípios da teoria econômica neoclássica, ao concebê-lo como instrumento capaz de resgatar a eficiência econômica frente às externalidades ambientais positivas. Desse modo, essa corrente explicita que, a partir deste instrumento, pode-se estimular via pagamentos por serviços ambientais provedores de externalidades ambientais positivas e/ou os que minimizam as externalidades ambientais negativas.

Todavia, os principais trabalhos publicados que visam propor e analisar o instrumento econômico de pagamento por serviços ambientais têm contribuído no sentido de promover algumas generalizações a respeito do referido instrumento, o que tem beneficiado alguns distanciamentos com os fundamentos econômicos. Assim, este capítulo se dedica a apresentar e analisar as diversas posições que, na maioria das vezes, têm permitido disseminar o instrumento econômico de política ambiental denominado de pagamento por serviços ambientais como uma política pública de inclusão social e/ou de desenvolvimento rural.

Nesta linha, têm crescido o número de adeptos da concepção de que o instrumento de pagamento por serviços ambientais deve ser desenhado de modo a privilegiar não somente a eficiência, mas sobretudo, a equidade (PASCUAL *et al*, 2010; MURADIAN *et al*, 2010). Esta concepção tem influenciado diversos pesquisadores, inclusive aqueles que se propõem a pensar instrumentos econômicos de política ambiental denominados de PSA, como Wunder (2008) e Engel *et al* (2008). Alinhado a tal possibilidade vêm crescendo o número de pesquisas disseminando os efeitos equitativos de esquemas de PSA junto a comunidades carentes (pró-pobre), como Pagiola *et al* (2010); Gauvin *et al* (2010); Pagiola *et al* (2008); Zilberman *et al* (2008); Thuy *et al* (2008); Pagiola *et al* (2005).

Finalmente, resgatam-se os principais esquemas mundiais identificados por esta pesquisa para pagamento por serviços ambientais<sup>21</sup>. No entanto, diferentemente da discussão realizada no capítulo 3 da Tese, analisam-se os esquemas supracitados à luz das propostas metodológicas alternativas revisitadas e analisadas neste capítulo. A finalidade é identificar se as propostas metodológicas alternativas encontram respaldo empírico.

Neste contexto, o tópico a seguir visa apresentar o modo em que a eficiência e, sobretudo, a ineficiência em instrumento de pagamento por serviços ambientais, vem sendo definida pelos principais trabalhos publicados no mundo. Todavia, neste capítulo, as propostas metodológicas que desviam das premissas teóricas que fundamentam o instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais serão levantadas e discutidas à luz desses fundamentos.

#### 4.2 Eficiência e ineficiências em instrumento de pagamento por serviços ambientais

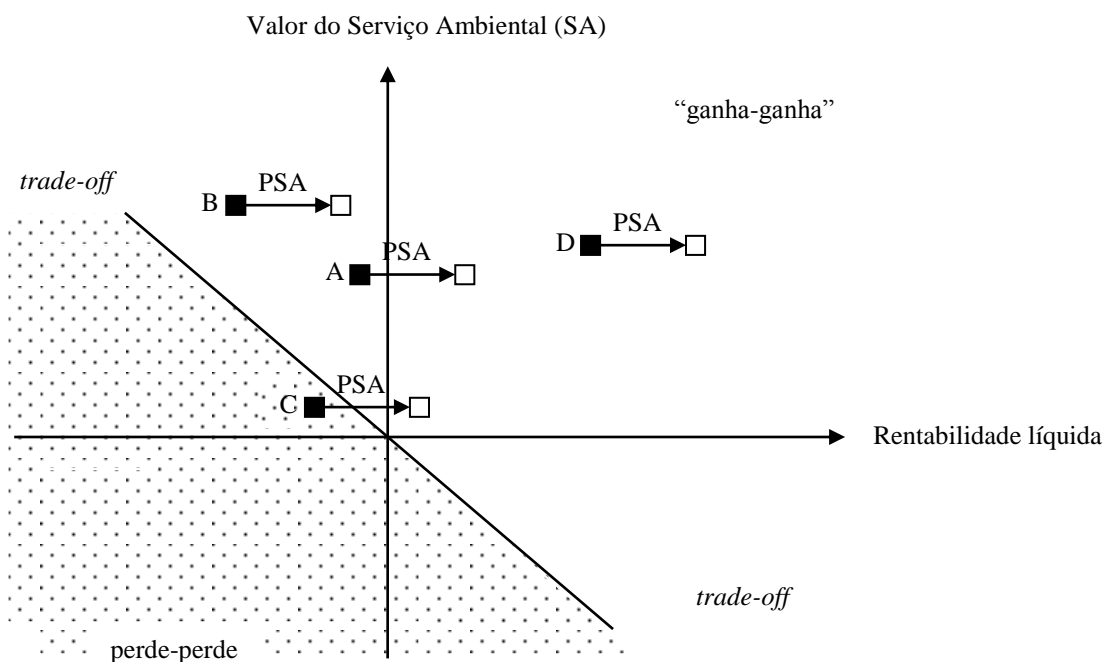
Existem várias questões importantes a serem analisadas quando se considera o instrumento de pagamento por serviços ambientais, sendo que as que versam sobre a eficiência merecem destaque, referentes a, por exemplo, identificar a verdadeira contribuição ambiental do instrumento (adicionalidade). Todavia, ao analisar o modo em que diversos pesquisadores estão concebendo e definido eficiência no âmbito de pagamento por serviços ambientais, outras questões importantes emergem, como a rentabilidade da atividade principal do provedor, objetivos sociais do instrumento de PSA, serviço ambiental aquém do pagamento, oferta de serviços ambientais na ausência do instrumento, pagamento com base

---

<sup>21</sup> Ver capítulo 3 da Tese.

no custo das atividades que visam ofertar serviços ambientais, pagamentos fixo e/ou flexíveis, vazamentos e o papel do alvo.

Nesta linha, Engel *et al* (2008), ao discutirem a respeito de eficiência em pagamentos por serviços ambientais, utilizam-se de um exemplo ilustrativo, conforme a figura 4.1. O eixo das abscissas mostra a rentabilidade líquida que potenciais agentes econômicos elegíveis ao instrumento de pagamento por serviço ambiental obtêm ao desenvolverem suas atividades convencionais. O eixo das ordenadas demonstra o serviço ambiental provido, involuntariamente, pelos agentes econômicos.



**Figura 4.1 - A eficiência de esquemas de PSA.**

Fonte: ENGEL *et al*; 2008, p. 670. Adaptado pelo autor.

As atividades que se encaixam no quadrante superior direito permitem o alcance do nível “ganha-ganha”. Em outras palavras, os agentes econômicos atuantes nestes espaços ambientais, no desenvolvimento cotidiano de suas atividades, estão obtendo lucratividade líquida com suas atividades convencionais e estão provendo externalidades ambientais positivas. As práticas inerentes ao quadrante inferior esquerdo são do tipo “perde-perde”, ou seja, são inviáveis economicamente e ambientalmente (ENGEL *et al*, 2008).

Por outro lado, as atividades descritas pelo quadrante inferior direito permitem rentabilidades para os agentes das áreas elegíveis de PSA, no entanto, geram externalidades

ambientais negativas. O *trade-off* do quadrante superior esquerdo enfatiza que as atividades não geram rentabilidade para os agentes econômicos, contudo, contribuem para a provisão de serviços ambientais (externalidades positivas) (*Ibid*, 2008).

Neste contexto Engel *et al* (2008) elucidam que o instrumento de pagamento por serviços ambientais (PSA) objetiva, sobretudo, estimular atividades que, do ponto de vista privado, não são interessantes, mas do ponto de vista socioambiental são de extrema relevância. Conforme explicitado pela figura 4.1, o pagamento visa estimular atividades que contribuam para incrementar a provisão de serviços ambientais. Desse modo, a reta diagonal (45°) separa as práticas em que os benefícios para a sociedade são positivos, à direita da linha, daquelas em que não contribuem para a provisão de serviços ambientais, à esquerda da linha (*Ibid*, 2008).

Os autores utilizam uma ilustração interessante para explorar o instrumento econômico de pagamento por serviços ambientais. Assim, afirmam que o instrumento de pagamento por serviços ambientais esteja voltado à incrementar aspectos sociais. Ao aplicar o instrumento, que visa tão somente reconhecer serviços ambientais ofertados a partir de pagamentos, tem-se efeitos positivos junto ao provedores. Portanto, há o entendimento de que, a partir de tal instrumento, outros efeitos poderão ser desencadeados para além dos ambientais, no entanto, não é objetivo do instrumento.

Assim, na concepção de Engel *et al* (2008), o instrumento de PSA visa estimular as atividades que estão acima da linha, ou seja, atividades que gerem externalidades ambientais positivas, mas que não sejam rentáveis para os agentes econômicos, conforme explicitado pelo ponto A da figura.

A consideração a respeito da rentabilidade das atividades desenvolvidas pelos agentes ofertantes de serviços ambientais merece ser melhor apreendida. Nesta pesquisa, entende-se que há a necessidade de se resgatar os fundamentos do instrumento de pagamento por serviços ambientais. Assim, o instrumento visa estimular atividades econômicas que gerem externalidades ambientais positivas, mas que do ponto de vista econômico não sejam interessantes. Portanto, para a realização do pagamento por meio deste instrumento exige-se a definição do serviço ambiental e o pagamento deverá ser condizente com este serviço.

A exigência de definição de pelo menos um serviço ambiental presente na definição do instrumento de PSA dificulta sua aplicação, pois geralmente estas atividades

ofertam não um serviço ambiental, mas um conjunto de serviços ambientais de difícil identificação. Assim, a teoria econômica neoclássica, ao propor instrumentos econômicos, não faz tal exigência e simplesmente apresenta que estes instrumentos visam criar condições para a internalização das externalidades ambientais para, dessa forma, resgatar a eficiência econômica.

O instrumento de pagamento por serviços ambientais, conforme ilustrado na figura acima está sujeito a ineficiências, por exemplo, o ponto B da figura pode ser interpretado como desembolsos inadequados frente ao potencial de provisão de serviços ambientais. Esse desembolso não é capaz de garantir a provisão dos serviços ambientais na quantidade e qualidade desejável. Nesta linha, outra causa de ineficiência pode ser interpretada a partir da análise do ponto C. Neste ponto, observa-se que os serviços ambientais entregues estão aquém do pagamento realizado. Por fim, tem-se a possibilidade, no âmbito do instrumento de pagamento por serviços ambientais, do pagamento para incentivar atividades de preservação ambiental que ocorreriam mesmo na ausência do incentivo, ponto D (*Ibid*, 2008).

Quanto à citação acima, há a necessidade de aprofundamento em três pontos abordados pelos pesquisadores: i) a ineficiência em instrumento de pagamento por serviço ambiental, ii) serviço ambiental aquém do pagamento e iii) PSA para atividades que ofertem serviços ambientais na ausência do instrumento de pagamento por serviços ambientais.

Nos capítulos 2 e 3 desta pesquisa, a partir da apresentação e análise dos fundamentos de instrumentos econômicos e a definição do instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais, afirmou-se que este permite a restauração da eficiência diante de externalidades ambientais. Assim, ao definir o serviço ambiental, valorá-lo e realizar o pagamento conforme este serviço, criam-se mercados para as externalidades ambientais positivas permitindo que se atinja a eficiência econômica.

A rentabilidade econômica das atividades desenvolvidas pelos potenciais provedores de serviços ambientais, mesmo não constituindo finalidade do instrumento econômico em apreço, deve ser considerada. Assim, o instrumento visa estimular atividades que ofertam serviços ambientais mas que não são interessantes economicamente.

No que diz respeito à afirmação de que há situações em que manifesta a ineficiência em instrumento de pagamento por serviço ambiental (B), algumas considerações

são necessárias. Em primeiro lugar, são atividades econômicas de baixa rentabilidade e que geram serviços ambientais. Ao entender que o que sustenta o instrumento de PSA são os fundamentos da teoria econômica neoclássica, e mesmo que haja possibilidades de identificação do serviço ambiental ofertado e valoração, o preço de mercado obtido a partir da interação oferta/demanda pelo referido serviço ofertado por determinada atividade econômica poderá ser insuficiente para tornar essa atividade viável do ponto de vista econômico. Nesta situação, talvez seja mais interessante a intervenção governamental, não para estimulá-la, mas para desestimulá-la.

No que tange à afirmação de serviço ambiental aquém do pagamento (C), entende-se que sua corroboração dependeria do levantamento dos serviços ambientais ofertados, valoração e, assim, obtenção do preço de mercado, a partir da oferta e demanda destes serviços. Neste sentido, se o preço de mercado, materializado no pagamento pelos serviços ofertados, for de tal ordem que permita tornar essas atividades econômicas viáveis, conforme figura, têm-se um claro exemplo de um instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais.

Assim, para o alcance da efetividade do instrumento econômico de política ambiental denominado de pagamento por serviço ambiental deve-se considerar seu impacto na rentabilidade daquelas atividades que estão ofertando serviços ambientais. Neste sentido, o instrumento, ao promover o reconhecimento dos serviços ambientais ofertados via pagamento, tende a tornar as atividades econômicas de baixa rentabilidade em atividades econômica viáveis. Todavia, não faz sentido se pensar em PSA para atividades como as representadas pelo ponto (D) da figura, ou seja, estas atividades, mesmo na ausência do instrumento, geram serviços ambientais e são viáveis do ponto de vista econômico.

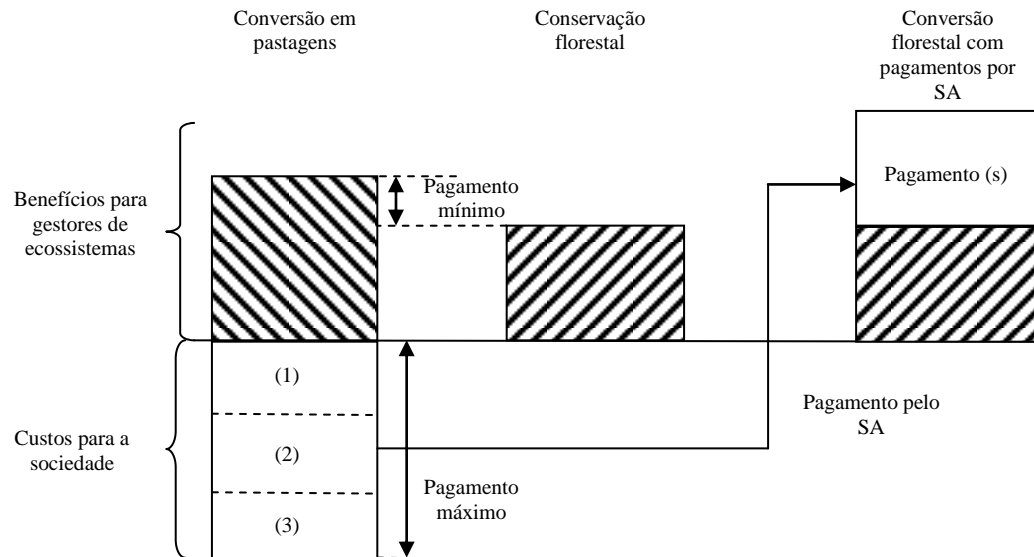
Existem agentes que exercem atividades econômicas de baixa rentabilidade mas que geram serviços ambientais, sendo elegíveis ao instrumento econômico de política ambiental intitulado de PSA. Por exemplo, historicamente, os catadores de material reciclável têm provido um conjunto de serviços ambientais, e conforme será observado no capítulo 6 desta pesquisa, estes agentes continuam provendo estes serviços, mesmo na ausência de instrumentos econômicos de PSA. Nesta linha, defende-se a necessidade de uma política ambiental de intervenção, a partir do instrumento econômico de PSA, para realizar o pagamento pelos serviços ambientais providos por estes agentes econômicos.

Engel *et al* (2008) afirmaram que as ineficiências inerentes aos pontos B e C são essencialmente sociais ao reconhecerem que, nestas situações, o pagamento por serviço ambiental não contempla adequadamente as externalidades ambientais positivas. Neste sentido, reconhecem a existência de práticas que geram uma relação custo/benefício desfavoráveis para os participantes do esquema e, assim, os custos provenientes das ações de preservação ambiental tendem a superar possíveis pagamentos provenientes dos benefícios ambientais providos.

Os pesquisadores acima não apresentam outros elementos que possam sustentar a afirmação, em relação a estes pontos (B e C) da figura, de que o PSA não contempla os serviços ambientais ofertados. Conforme já foi enfatizado, o instrumento econômico de política ambiental visa estimular a partir de pagamentos atividades que ofertam serviços ambientais, portanto, um dos grandes desafios é identificar os serviços ambientais. Além disso, mesmo reconhecendo a impossibilidade desta identificação na maioria das situações, o preço recebido pelos provedores dependerá de questões de mercado como oferta e demanda. Assim, ao definir esse preço e promover o pagamento pelos serviços ambientais gerados, o instrumento estaria resgatando a eficiência econômica a partir da internalização das externalidades. Todavia, existem atividades que geram serviços ambientais, como as do ponto (B) da figura, mas não são elegíveis ao PSA.

O instrumento econômico de política ambiental denominado de PSA deve contemplar questões de custo/benefício das atividades que geram serviços ambientais. Nesta linha, se o serviço ambiental que está sendo ofertado foi identificado, valorado e o pagamento foi realizado com base neste serviço, mas o preço definido para o serviço ambiental não permite tornar essas atividades rentáveis entende-se que estas devem se desincentivadas.

Outro pesquisador que vem contribuindo para a consolidação do instrumento de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais é Pagiola (2008; 2006). A figura 4.2 apresenta uma ilustração simplificada do instrumento de pagamento por serviços ambientais proposto pelo autor. Conforme está sendo enfatizado nesta pesquisa, o instrumento econômico intitulado de pagamento por serviços ambientais visa reconhecer e estimular a partir de pagamento a geração de externalidades ambientais positivas e/ou a minimização de externalidades ambientais negativas.



**Figura 4.2 - Pagamentos por serviços ambientais (PSA).**

Obs.: (1) redução dos serviços hidrológicos; (2) perda de biodiversidade; (3) emissão de carbono. (SA) serviço ambiental.

**Fonte:** PAGIOLA; 2006, p. 7. Adaptado pelo autor.

De acordo com Pagiola (2006), a lógica subjacente à definição de pagamento por serviços ambientais é de que os agentes que desenvolvem ações que geram serviços ambientais devem ser recompensados e, na ausência deste incentivo econômico, os benefícios de suas ações tendem a não superar os custos incorridos.

Dada a racionalidade dos agentes provedores de serviços ambientais, reconhece-se que existem possibilidades de ganhos reais com o uso alternativo do espaço que reúne as amenidades ambientais. O uso alternativo pode ser na direção contrária à provisão de serviços ambientais, como a conversão de áreas florestadas em lavouras, pastagens, etc. Desse modo, conforme explicitado na figura 4.2, há um custo de oportunidade que o proprietário do espaço incorre ao modificar suas ações em prol da provisão de serviços ambientais, e que deve ser considerado (*Ibid*, 2006).

O desenvolvimento de atividades que concorrem com a preservação ambiental impõem custos ambientais reais à comunidade local, regional e global, dependendo dos tipos de serviços ambientais providos considerados. Esses custos impõem limites ao pagamento em prol dos serviços ambientais providos, e a remuneração mínima dos provedores, nesta ilustração, tem como parâmetro seu custo de oportunidade. Assim, o pagamento por serviços ambientais defronta-se com dois limites, de um lado, o custo socioambiental e, de outro, o custo de oportunidade do provedor (*Ibid*, 2006).

Nesta pesquisa, reconhecem-se os esforços no sentido de tornar a definição do instrumento econômico de pagamento por serviços ambientais operacionalizável e, assim, justificar a existência de algumas políticas públicas ambientais como um instrumento econômico. Conforme exposto na figura acima, em algumas situações o pagamento por serviços ambientais pode ser estimado levando-se em consideração os custos de oportunidade dos provedores e os possíveis custos impostos à sociedade na ausência de ações de preservação ambiental.

Neste contexto, o uso do custo de oportunidade como uma aproximação (*proxy*) do valor dos serviços ambientais, deve seguir premissas presentes em modelos de valoração econômico-ambiental para que se restaure a proposta à condição de instrumento econômico. Os agentes econômicos que adotam medidas de preservação ambiental podem incorrer em perdas de receitas que eram auferidas a partir das atividades outrora desenvolvidas. Assim, o instrumento econômico de política ambiental denominado de PSA visa compensar a partir de pagamentos os benefícios econômicos sacrificados por estes agentes que adotaram medidas de preservação e incremento de serviços ambientais.

Nesta linha, o pagamento recebido pelos provedores de serviços ambientais, além das considerações dos custos de oportunidade, dependerá dos custos marginais externos que, diante da assunção de medidas de preservação, passam a ser denominados de benefícios marginais externos. Assim, a partir da interação da demanda e oferta de serviços ambientais define-se um preço para o pagamento por serviços ambientais que tenderá para um valor que seja no mínimo equivalente ao custo de oportunidade. Diante disso, o instrumento alcançará a efetividade ao estimular, a partir de pagamentos, atividades que incrementem serviços ambientais.

O esforço de Pagiola (2006) em ilustrar o instrumento de pagamento por serviços ambientais está alinhado com as propostas de pesquisadores como Muradian *et al* (2010) e Pascual *et al* (2010), que afirmam não haver necessidade de que o pagamento esteja diretamente relacionado ao serviço ambiental, ou seja, que não há a necessidade de se definir um serviço ambiental. Essas afirmações expõem a dificuldade de se operacionalizar a definição de Wunder (2005) acerca de um instrumento de PSA, estabelecendo a necessidade de se definir o serviço ambiental. Conforme foi apresentado, as ações de preservação ambiental geralmente ofertam não um serviço ambiental, mas um conjunto de serviços ambientais que, na maioria das vezes, não são passíveis de identificação separada.

Ferraro e Pattanayak (2006) identificaram que quando o pagamento por serviços ambientais é estabelecido a partir de valores fixos e em patamares reduzidos, geralmente surge-se uma importante causa de ineficiência do instrumento, que foi denominada de "dinheiro por nada" (tradução nossa). Esta fonte de ineficiência foi caracterizada como situações em que há ausência de adicionalidade. Todavia, reconhecem que a principal condição de eficiência do instrumento é a adicionalidade.

Assim, a adicionalidade reflete a existência de atividade gerando externalidades ambientais positivas e/ou minimizando externalidades ambientais negativas. Neste sentido, o pagamento deve ser condizente com a oferta do serviço ambiental (adicionalidade). Se não há oferta de serviço ambiental, não há pagamento e, assim, não se tem um instrumento econômico de política ambiental denominado de PSA.

Ainda em relação às causas de ineficiências do instrumento de pagamento por serviços ambientais, Robertson e Wunder (2005) afirmaram que o referido instrumento pode apresentar ineficiências devido à ocorrência de “vazamento” (tradução nossa). Referem-se à fuga de atividades que eram desenvolvidas nos espaços de intervenção do esquema e que causam externalidades ambientais negativas para outras áreas (vazamento direito). Relatam que os vazamentos também podem ser indiretos, ou seja, aumento dos preços dos subprodutos das áreas sob o domínio do esquema de PSA, o que implicará maior pressão sobre outras áreas de modo a intensificar a produção destes bens.

Por fim, uma última questão torna-se importante para a análise da eficiência e ineficiência diante do instrumento de PSA: o papel do alvo. Os pesquisadores relatam situações em que as solicitações, por parte dos provedores de serviços ambientais, superam os recursos à disposição do programa. Frente a isso, e objetivando a eficiência, sugerem a necessidade de selecionar as áreas elegíveis de PSA, ou seja, as que de fato têm potencial de adicionalidade. Uma das formas para se implementar a seleção das áreas é por meio da segmentação. Todavia, reconhecem que a segmentação e a respectiva remuneração dos serviços ambientais por meios de valor fixo tendem a desencorajar provedores com elevado custo de oportunidade. Assim, o alcance da eficiência a partir da segmentação poderá vir com compensações flexíveis (MUÑOZ-PIÑA *et al*, 2008).

Muñoz-piña *et al* (2008), assim como Ferraro e Pattanayad (2006), são categóricos ao afirmarem que, diante de solicitações de provedores de serviços ambientais para além dos orçamento do instrumento de PSA, deve-se segmentar as áreas elegíveis,

priorizando somente aquelas que apresentem maiores capacidades de adicionalidade. Além disso, segundo eles, para o alcance da eficiência do instrumento devem-se priorizar pagamentos flexíveis.

A forma como está sendo colocada a questão da eficiência e/ou ineficiência do instrumento de pagamento por serviços ambientais pode não estar alinhada com as premissas teóricas apresentadas pela economia neoclássica. O instrumento de PSA não é uma política pública voltada a atender necessidades sociais dos agentes econômicos. Todavia, sabe-se que geralmente a prática, ou seja, a operacionalização da política ambiental pode impor alguns desafios aos gestores. Assim, segmentações, pagamentos fixos e/ou flexíveis, são questões que podem estar sintonizadas com o instrumento econômico em apreço. Portanto, precisa-se de mais informações para entender a forma como se definiu as segmentações de área e os respectivos pagamentos.

As áreas elegíveis ao PSA são as que apresentam adicionalidade. Além disso, é sabido que ao operacionalizar o instrumento a partir da política ambiental, é possível defrontar-se com situações que permitam pagamentos fixos e/ou flexíveis. Portanto, conforme ressaltado, a definição do pagamento segue princípios da teoria econômica neoclássica, que apresenta instrumentos que permitem estimar a contribuição ambiental realizada pelos agentes promotores dessas ações e práticas de preservação.

Ademais, observa-se que é crescente o número de pesquisas sobre pagamento por serviços ambientais, sugerindo que o referido instrumento deve ser pensado de modo a promover alterações distributivas entre os potenciais provedores de serviços ambientais; a título de exemplo citam-se Pagiola *et al* (2010), Zilberman *et al* (2008), Wunder (2008), Pagiola *et al* (2008), Thuy *et al* (2008) e Pagiola *et al* (2005). Assim, torna-se oportuno identificar e analisar os principais condicionantes entre eficiência e equidade propostos por esta concepção teórica, que vêm sendo denominada de metodologia alternativa para pagamentos por serviços ambientais.

#### 4.3 Influências da eficiência e equidade no instrumento de pagamento por serviços ambientais

A concepção estrita de equidade em instrumento de pagamento por serviços ambientais está diretamente relacionada às especificidades do local onde se pretende implementar o instrumento e tende a se modificar com o passar do tempo. Desse modo,

entendem-se que existe uma forte associação, em instrumentos de pagamento por serviços ambientais, entre equidade e justiça e que, na maioria dos casos, torna-se impraticável diferenciá-las (RICO *et al*, 2011; KONOW, 2001).

A equidade pode ser retratada a partir da justiça processual e/ou justiça distributiva. Neste sentido, pode ser entendida como a forma que os bens sócio-econômicos são alocados nas sociedades de acordo com normas pré-determinadas. Assim, pode-se obter a equidade diante do instrumento de pagamento por serviço ambiental usando a análise dos ganhos e perdas dos agentes provedores de serviços ambientais, assim como a observação da justiça distributiva que definiu o *design* do esquema de PSA (CORBERA *et al*, 2007).

O instrumento econômico de política ambiental intitulado de PSA fundamenta-se em premissas da economia neoclássica e almeja tão somente a busca pela eficiência econômica a partir da identificação e pagamento pelos serviços ambientais ofertados pelos agentes provedores. Todavia, entende-se que após o alcance deste objetivo principal, se o referido instrumento vier a promover equidades entre os agentes econômicos, tal situação será desejável. Contudo, essa não constitui a finalidade do instrumento e não deve influenciar no seu processo de concepção.

Vatn (2010) enfatiza que uma característica imprescindível do instrumento PSA é a interdependência entre eficiência e equidade. Enfatiza que não é plausível, na perspectiva teórica, pensar a eficiência e equidade de modo estanque. Dessa forma, a interdependência entre eficiência e equidade, em esquemas de PSA, permite uma maior aproximação das especificidades e desafios empíricos. Nesta linha, Norgaard (2010) elucida que nas nações em desenvolvimento os instrumentos de PSA são partes integrantes de políticas de desenvolvimento mais abrangentes, entretanto, a eficiência não deve ser perseguida a qualquer custo. Assim, não se deve prescindir da equidade em prol do desenho de instrumentos de PSA mais eficientes. Por fim, afirmam que as considerações sobre eficiência e equidade devem influenciar no *design* do instrumento de pagamento por serviços ambientais.

No plano teórico, entende-se que o instrumento de política ambiental denominado de PSA deve ser eficiente, ou seja, visando atingir um nível de poluição econômica ótima. Primeiramente, conforme já enfatizado, o cerne do instrumento econômico em discussão é restabelecer a eficiência econômica ao reconhecer que, diante de externalidades, o sistema econômico se desvia desta finalidade. Em segundo lugar, o *design* do instrumento é definido

não a partir de considerações a respeito de equidade, mas a partir da apreensão dos seus fundamentos por meio da economia neoclássica.

Ainda neste contexto, alguns pesquisadores têm se desviado dos princípios que fundamentam o instrumento econômico de política ambiental denominado de PSA ao tentarem defini-lo não a partir da teoria econômica neoclássica que o fundamenta, mas a partir de experiências empíricas de política públicas de preservação ambiental. Estas, em algumas situações, podem não preencher os fundamentos de um instrumento econômico de política ambiental intitulado de PSA.

A eficiência do instrumento de PSA é definida em Pascual *et al* (2010), Rico *et al* (2011) e Martin *et al* (2014) como a diferença entre o bem-estar proporcionado pelo instrumento junto aos provedores e os custos necessários para implementá-lo e operacionalizá-lo. Por outro lado, afirmam que a equidade apresenta efeitos mais abrangentes, incluindo as contribuições líquidas do instrumento de PSA junto aos seus respectivos provedores.

Neste contexto, Pascual *et al* (2010) dizem que as ações permeadas de equidade tendem a incorporar a justiça distributiva baseada em um quadro de referências locais. De certa forma, os efeitos provenientes do binômio eficiência-equidade podem ser observados a partir da análise da linha de base estabelecida, quando da implementação do instrumento. Nesse sentido, observa-se que os fatores ecológicos, econômicos e institucionais delinearão os efeitos eficiência-equidade e, assim, influenciarão os resultados do instrumento de PSA.

Mesmo que se reconheça que o instrumento de PSA visa restaurar a eficiência econômica a partir da internalização das externalidades, possíveis efeitos equitativos quando da aplicação do referido instrumento são desejáveis. Em vista disso, a estrutura teórica do instrumento econômico em apreço não contempla pontos de equitatividade, assim, o instrumento é proposto como forma de restaurar a eficiência econômica estimulando, a partir de pagamentos, agentes econômicos que ofertam serviços ambientais.

Todavia, Pascual *et al* (2010) elucidam que existem alguns critérios definidores de equidade que podem ser aplicados quando da concepção do instrumento de pagamento por serviço ambiental. A tabela 4.1 busca sintetizar de forma simplificada alguns critérios de equidade e seus efeitos no instrumento de PSA.

Tabela 4.1 - Critérios de equidade para instrumento de PSA

Critérios de equidade	Efeitos no desenho do instrumento de PSA
Compensação	Os pagamentos devem compensar os proprietários de terras pelas perdas de benefícios devido à provisão de serviços ambientais. As compensações são realizadas de acordo com os custos da provisão.
Bens comuns	As compensações devem ser na forma de repasses de bens de uso comum, para que todos os participantes possam direta ou indiretamente ser beneficiados. Os pagamentos não são diferenciados (não há pagamento direto).
Igualitário	O PSA deve ser distribuído para todos os provedores, independentemente da área, dos custos incorridos e do nível de serviços ambientais providos. Os pagamentos não são diferenciados.
<i>Maxi-min</i>	Os desembolsos destinam-se, sobretudo, aos participantes mais pobres, independentemente do nível de provisão. Os pagamentos são diferenciados de acordo com o nível de renda dos provedores de serviços ambientais participantes.
Provisão efetiva	O volume de recursos destinados ao esquema dependerá do nível de provisão de serviços ambientais. O desembolso é diferenciado conforme a provisão efetiva de serviços ambientais.
Provisão esperada	Os pagamentos dependerão da estimativa da provisão de serviços ambientais para um determinado uso do recurso natural. O desembolso encoraja os participantes a modificar práticas e usos dos recursos naturais em prol de maior nível esperado de provisão de serviços ambientais.
<i>Status quo</i>	Os pagamentos visam manter a relativa distribuição de renda já existente entre os provedores. Os desembolsos são diferenciados conforme seu impacto sobre a distribuição de renda dos participantes.

Fonte: PASCUAL *et al*; 2010, p. 1240. Adaptado pelo autor.

Pascual *et al* (2010) enfatizam que estes critérios apresentam especificidades e não existem critérios que devam ser permanentemente desconsiderados em detrimento de outro. Em linhas gerais, todos os critérios presentes na tabela são passíveis de justificação quando se consideram aspectos éticos e operacionais. Todavia, a escolha do critério delineador do esquema de PSA deve ser orientada frente às especificidades do local onde o esquema será implementado. Nesta linha, Tacconi (2012) afirma que a equidade (justiça) em esquemas de PSA depende de fatores institucionais, técnicos, relações de poder entre os participantes e, especialmente, da adoção de determinado critério equitativo.

Um ponto importante para esta pesquisa é a observação de que os pesquisadores que consideram que o instrumento de pagamento por serviços ambientais não deve prescindir da equidade, tendem a propor um redesenho do instrumento de modo que este venha a apresentar fortes traços de equidade. Neste sentido, afirmam que o instrumento de PSA deve contemplar, inclusive, questões éticas. Todavia, estas questões foram revisitadas somente para reafirmar a linha percorrida por esta pesquisa de que estas proposições podem até contribuir

para equacionar questões sociais, mas o instrumento apresentado tende a se distanciar de um instrumento econômico de política ambiental.

Além disso, as especificidades locais que interessam ao instrumento econômico de pagamento por serviços ambientais são a identificação dos ofertantes, do serviço ambiental provido, dos demandantes e o consequente pagamento pelos serviços ambientais. Todavia, no momento de operacionalização do instrumento de PSA, outras questões práticas podem influenciar o referido instrumento, como a capacidade dos potenciais ofertantes de serviços ambientais de garantir a continuidade (condicionalidade) da provisão dos referidos serviços ambientais.

Pascual *et al* (2010) defendem que a escolha por determinado critério de equidade na constituição do instrumento de PSA determina a eficiência do instrumento. Os pesquisadores apresentaram sete critérios de equidade que poderão ser utilizados para o redesenho do instrumento de PSA. Nesta linha, a figura 4.3 permite observar a influência dos critérios definidores da equidade e seus efeitos na eficiência quando da concepção e operacionalização do instrumento de PSA. A renda foi adotada como principal variável avaliativa. Além disso, assumiram que os agentes provedores com condições econômicas melhores tendem a apresentar maiores capacidade de provisão de serviços ambientais.



**Figura 4.3 - Design de PSA sob a influência da equidade e eficiência.**

Fonte: PASCUAL *et al*; 2010, p. 1241. Adptado pelo autor.

Em meio às citações acima enfatiza-se que o instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais não visa à equidade, mas possíveis

efeitos equitativos junto aos provedores são desejáveis. A concepção teórica do instrumento econômico de política ambiental intitulado de PSA não faz referências sobre a renda dos potenciais provedores. Contudo, reconhece-se que, devido à complexidade na operacionalização do instrumento, e ao assumir que este exige a condicionalidade, a renda torna-se variável relevante. Por outro lado, a afirmação dos pesquisadores citados acima de que provedores mais bem estruturados economicamente tendem a apresentar maior capacidade ofertante de serviço ambiental distancia-se dos fundamentos de instrumentos econômicos.

Nesse sentido, a questão é a existência ou não de oferta de serviços ambientais. Por exemplo, geralmente os catadores de material reciclável são de baixa renda e, historicamente, vêm ofertando um conjunto de serviços ambientais. Contrariamente à observação acima, a renda dos provedores de externalidade ambiental positiva é variável relevante para o instrumento econômico de pagamento por serviços ambientais, mas não permite tal generalização.

De acordo com a apresentação dos critérios de compensação e *maxi-min*, presentes na tabela 4.1, o critério equitativo de compensação em instrumentos de PSA propõe que o pagamento deve ser condizente com as perdas de benefícios dos agentes ofertantes de serviços ambientais ao realizar a referida provisão. Por outro lado, o critério *maxi-min* desconsidera completamente a oferta de serviços ambientais pelos agentes provedores ao especificar que o pagamento deve priorizar potenciais participantes mais pobres.

Na concepção dos pesquisadores, os critérios de equidade de compensação e *maxi-min* constituem os extremos quando se considera um instrumento de PSA, conforme figura 4.3. Nesta linha, assumem que, diante do primeiro critério, tem-se um instrumento eficiente, e frente ao segundo, tem-se um instrumento equitativo.

Entende-se que, ao assumir o critério *maxi-min* na concepção do PSA, este perderá efetividade. Neste caso, ao considerar que a renda é a variável que norteará o instrumento em apreço, e ao desconsiderar a adicionalidade, tende-se a descaracterizar o instrumento. Neste sentido, o que diferenciaria essa política de uma política de distribuição de renda e/ou inclusão social?

No que tange ao critério de compensação que é assumido pelos pesquisadores supracitados como sendo o critério que permitiria obter-se um instrumento de PSA eficiente,

algumas considerações são necessárias. Conforme foi apresentado, mesmo que a definição de PSA exija a definição de ao menos um serviço ambiental, sabe-se que, na prática, os provedores geralmente ofertam não um serviço ambiental, mas um conjunto de serviços de difícil identificação. Assim, ao reconhecer que estes agentes estão ofertando serviços ambientais e que, para tal, tendem a assumir determinados custos, estes podem ser utilizados como uma *proxy* para a realização do pagamento.

Contrariamente à posição de Pascual *et al* (2010), afirma-se que o critério de provisão efetiva constitui o critério ideal, do ponto de vista teórico, para o alcance da eficiência do instrumento econômico em apreço. Esse critério exige que o pagamento seja condizente com o serviço ambiental ofertado. Todavia, a operacionalização a partir da política ambiental de um instrumento de PSA alicerçado neste critério envolve grande complexidade. Conforme já foi enfatizado, na prática, dificilmente há a possibilidade de se definir um único serviço ambiental ofertado. Mesmo que existam esforços neste sentido e assim, definam um serviço como regulação climática, entende-se que este reúne um conjunto de outros serviços e até mesmo funções ecossistêmicas de difícil identificação e valoração. Todavia, os pesquisadores citados não apresentam este critério como sendo aquele que permite maior nível de eficiência, ver figura 4.3.

Além disso, Pascual *et al* (2010) propõem instrumentos de PSA alicerçados nos seguintes critérios de equidade: i) bens comuns, ii) igualitário, iii) *status quo* e iv) provisão esperada (ver tabela 4.3). Em relação ao critério de bens comuns, afirmaram que o pagamento pelo serviço ambiental provido poderá vir na forma de compensações materializadas em itens de uso coletivo. Por outro lado, o critério igualitário propõe que o pagamento seja distribuído de forma igual entre todos os ofertantes de serviços ambientais. Quanto ao critério *status quo*, apresentam que o pagamento deve contribuir para a manutenção do nível de renda dos provedores de serviços ambientais. Por fim, o critério de provisão esperada exige que o pagamento deva ser condizente com a estimativa de oferta de serviços ambientais e que esta estimativa seja realizada com base nas práticas e ações que tendem a contribuir para a oferta dos serviços ambientais.

O critério de provisão esperada consiste em interessante critério para a operacionalização do instrumento econômico de política ambiental denominado de PSA, uma vez que realiza estimativas da capacidade dos agentes econômicos de ofertar serviços. Assim,

este critério tende à efetividade ao encorajar os participantes do esquema a incrementarem ações e práticas que visam elevar a oferta de serviços ambientais.

Por outro lado, esquemas de PSA alicerçados em critérios como bens comuns, igualitário e *status quo* tendem a obter elevada equitatividade junto aos provedores de serviços ambientais. Ao assumirem o critério de bens comuns, os agentes ofertantes de serviços ambientais tendem a perder a referência com o instrumento econômico, pois o pagamento, neste caso, vem na forma de bens que geralmente são de responsabilidade de gestores públicos presentes nas esferas nacional, estadual e municipal. Esses bens de uso comum não apresentam nenhuma relação direta com o pagamento pela geração de externalidades ambientais positivas dos agentes provedores.

No que diz respeito ao critério igualitário, além de propor pagamentos iguais entre ofertantes de serviços ambientais que tendem a apresentar níveis de ofertas de serviços ambientais diferentes, afirmaram que o desembolso não precisa ter como referência o serviço ambiental ofertado. Entende-se que, nesta situação, tem-se não um instrumento econômico, mas uma política pública de distribuição de renda, pois a adicionalidade é desejável em instrumento econômico de política ambiental intitulado de PSA.

No que tange ao critério de *status quo*, sugerem um instrumento de pagamento por serviço ambiental que visa, especialmente, manter a situação econômica dos provedores de serviços ambientais. Apenas destacam que o pagamento leve em consideração o nível específico de renda dos ofertantes de serviços ambientais. Não há sinal algum de preocupação de que o pagamento tenha como referência o serviço ambiental gerado.

No capítulo 3 da tese, foram levantadas as principais experiências de pagamento por serviço ambiental existentes no mundo e, a partir de análises, observou-se que a totalidade das experiências que propõem pagamentos por serviços ambientais preenchem os requisitos teóricos de um instrumento econômico de política ambiental intitulado de PSA. Nesse sentido, neste capítulo, além de identificar esse movimento<sup>22</sup>, que tende a propor esquemas de

---

<sup>22</sup> Entende-se, nesta Tese, tratar-se de um movimento pois os trabalhos analisados constituem simplesmente nas pesquisas que discutem pagamento por serviço ambiental mais importantes do mundo. Por exemplo, o trabalho de Engel *et al* (2008) representa, em 2015, a publicação mais relevante, quando se considera os pesquisadores, o número de citações e o periódico em que foi publicado. Para se ter uma ideia, os pesquisadores desta obra, são também autores dos trabalhos que ocupam do segundo ao quinto lugar, quando se considera o número de citações, ver apêndice 1.

PSA alinhados, sobretudo, com a equidade, houve o interesse de observar se as experiências levantadas apresentam traços destas propostas metodológicas alternativas.

#### 4.4 - Análise das experiências internacional e nacional de pagamento por serviços ambientais à luz da metodologia alternativa

Em linhas gerais, a metodologia alternativa propõe esquemas, em que não há a necessidade de que o pagamento esteja diretamente relacionado ao serviço ambiental provido. Assim, alinhados com estas propostas metodológicas alternativas estão Muradian *et al* (2010); Pascual *et al* (2010); Engel *et al* (2008); Rico *et al*, (2011); Martin *et al*, (2014); Tacconi, (2012); Pagiola (2008); Pagiola (2006).

Neste contexto, os principais elementos da metodologia alternativa consistem no binômio eficiência-equidade e seu efeito no instrumento de pagamento por serviços ambientais. Conforme apresentado, definem eficiência a partir de considerações entre os custos inerentes à implementação e operacionalização do esquema e os seus efeitos junto aos agentes econômicos participantes. Por outro lado, a equidade refere-se às questões a respeito da justiça distributiva proporcionada pelo esquema entre os provedores de serviços ambientais (PASCUAL *et al*, 2010). Nesta linha, os pesquisadores são categóricos em afirmar que esquemas de PSA alicerçados na eficiência tendem a apresentar baixa capacidade de promover efeitos equitativos junto aos provedores.

Neste contexto, Muradian *et al* (2010); Engel *et al* (2008) e Pascual *et al* (2010) afirmaram que considerações de equidade e eficiência permitem redesenhar esquemas de pagamento por serviço ambiental que sejam operacionalizáveis. A tabela 4.1, apresentada e discutida neste capítulo, sintetiza os principais critérios definidores da equidade em esquemas de PSA. Neste sentido, destacam-se os seguintes critérios: compensação, bens comuns, igualitário, *maxi-min*, provisão efetiva, provisão esperada e *status quo*.

Esses critérios não estão explicitamente presentes nos esquemas de PSA, no entanto, é possível, a partir da análise dos padrões e determinações de distribuição dos pagamentos entre os participantes, identificar se os esquemas selecionados apresentam traços de equidade. Em linhas gerais, neste tópico, pretende-se simplesmente classificá-los a partir dos critérios de equidade apresentados pelos pesquisados, que defendem a equidade em esquemas de pagamento por serviços ambientais.

Ao analisar o esquema de PSA finlandês, ver tópico 3.4.2.1, destacou-se que esta experiência está alinhada com o instrumento econômico de política ambiental denominado de pagamento por serviços ambientais por ter evidenciado que o pagamento realizado pelo esquema é estabelecido com base em uma *proxy* do serviço ambiental provido.

Conforme foi discutido, o esquema finlandês celebra contratos com os provedores de serviços ambientais com base nos respectivos custos de oportunidade do desenvolvimento de atividades alternativas condizentes com o incremento dos serviços ambientais. A adicionalidade obtida a partir da definição de linha de base é identificada a partir de informações obtidas da análise periódica da biodiversidade finlandesa. Assim, percebe-se que o programa *METSO* distancia-se do critério de provisão esperada ou efetiva. Mesmo que se busque a identificação *ex-post* da adicionalidade, o pagamento não está condicionado a esta constatação.

O esquema de PSA finlandês não foi gestado alicerçado nos princípios equitativos de provisão efetiva, bens comuns, *maxi-min* ou igualitário. Mesmo que se reconheça que este esquema não segue o critério equitativo de provisão efetiva, entende-se que apresenta capacidade de adicionalidade a partir do estímulo às ações e práticas que contribuam para a oferta de serviços ambientais.

Por sua vez, visto que o pagamento visa recompensar, sobretudo, o custo de oportunidade das atividades desenvolvidas pelos provedores de serviços ambientais finlandeses, entende-se que o pagamento é a partir do desembolso de recursos pecuniários. Neste sentido, este esquema não segue o critério equitativo de bens comuns. Por fim, nota-se que no esquema finlandês não há elementos que permitam afirmar que o modelo foi gestado a partir dos critérios *maxi-min* e igualitário, pois a contratação dos espaços ambientais, e por conseguinte dos provedores, segue escolhas a partir das especificidades ambientais definidas em estudos científicos.

Além disso, o esquema finlandês não promove desembolsos seguindo princípios de igualdade. O que se percebe é que este esquema é conduzido pelo critério equitativo de compensação. Nesta linha, é possível afirmar que os provedores de serviços ambientais recebem pagamentos pecuniários condizentes com os custos de oportunidade do desenvolvimento de práticas que visam a provisão de serviços ambientais. Desse modo, ao reconhecer que o esquema finlandês apresenta fundamentos no critério de compensação, corroboram-se os resultados identificados no capítulo 3 desta pesquisa de que esta experiência

apresenta traços de um instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais, pois segue princípios que visam, sobretudo, compensar e estimular os provedores de serviços ambientais.

Neste contexto, o critério equitativo de compensação apresentado por Pascual *et al* (2010) permite a operacionalização de um esquema de PSA que esteja alinhado com os princípios da teoria econômica neoclássica. O esquema finlandês como tal visa, sobretudo, resgatar a eficiência econômica a partir de estímulos à internalização das externalidades. Em vista disso, espera-se que o pagamento seja capaz de alterar as condições de vida dos provedores de serviços ambientais. Todavia, mesmo que se reconheça que a equidade é desejável frente ao instrumento de PSA, este não visa tal cenário.

O esquema de PSA de maior destaque no continente Africano é o esquema moçambicano *SOFALA*, conforme apresentado e analisado no tópico 3.4.2.2. Identificou-se que este esquema visa promover pagamentos pelo serviço ambiental ofertado de regulação climática. Conforme já foi enfatizado, mesmo que se tenha definido um serviço ambiental, os agentes participantes deste esquema, a partir de suas ações e práticas, tendem a ofertar outros serviços ambientais, como recursos hidrológicos, biodiversidade, etc.

Nesse sentido, o principal serviço ambiental do esquema de PSA moçambicano é a regulação climática, identificada a partir do reconhecimento de atividades<sup>23</sup> que incrementem o sequestro e armazenamento de carbono. O esquema *SOFALA* vem contribuindo para minimizar a degradação ambiental e a pobreza junto às comunidades encravadas nas áreas de abrangência do programa, todavia, este não segue orientações de critérios equitativos de *maxi-min*, pois a renda dos participantes não é parâmetro para o recebimento do pagamento por serviço ambiental ofertado.

Além disso, o esquema de PSA de Moçambique (*SOFALA*) não segue orientações de critérios equitativos de provisão esperada. O valor da VER's depende da estimativa da capacidade de provisão do serviço ambiental, materializado no sequestro de carbono. Não obstante, o pagamento pelo serviço ambiental não é condizente com o valor de mercado das VER's. Assim, este esquema não segue orientações do critério equitativo igualitário pois o pagamento pelos serviços ambientais ofertados depende do volume de

---

<sup>23</sup> No entanto, não constitui uma experiência alinhada como o critério equitativo de compensação. Observa-se que os custos das atividades que contribui para a oferta do serviço ambiental não constituem em parâmetros para a definição do pagamento.

carbono sequestrado, medido em toneladas de CO<sub>2</sub>.

O esquema de PSA moçambicano materializou o serviço ambiental nas *VERs*. No entanto, conforme foi enfatizado no capítulo 3 deste trabalho, estas contemplam para além dos serviços ambientais, refletindo um pacote de benefícios ambientais como contribuições ecológicas e sociais, dessa forma também buscando a minimização da pobreza<sup>24</sup>.

O esquema moçambicano apresenta traços que permitem a afirmação de que segue o critério de provisão efetiva. Este esquema gera adicionalidade materializada no volume de t/CO<sub>2</sub> capturadas a partir das ações e práticas desenvolvidas pelos agentes provedores. Assim, o pagamento recebido pelos provedores de serviços ambientais depende do volume de toneladas de CO<sub>2</sub> capturada.

No que tange ao esquema de PSA da china (SLCP), apresentado e analisado no tópico 3.4.2.3, o pagamento pelos serviços ambientais providos está condicionado diretamente às práticas e ações desenvolvidas pelos participantes do esquema que geram serviços ambientais.

Diante disso, ao analisar o esquema citado acima à luz da eficiência-equidade, percebe-se que o principal critério equitativo presente é o de compensação. Este esquema, conforme indicado, tem como principal comprador dos serviços ambientais providos o próprio agente estatal. Nesta linha, o esquema chinês alicerçado no critério de compensação promove o pagamento aos provedores a partir da estimativa dos custos de oportunidade incorrido por estes.

Em relação aos principais esquemas de PSA presentes na América Latina, este estudo deu destaque ao costarriquenho e ao brasileiro (Proambiente), ver tópico 3.4.2.4. Quanto ao primeiro, o PPSA apresenta apontamentos dos principais serviços ambientais contemplados. Além disso, conforme enfatizado, este esquema estima o pagamento pelo serviços ambientais ofertado com base no custo de oportunidade das ações e práticas de preservação ambiental.

Neste contexto, a partir da observação de que os agentes participantes, provedores, recebem o pagamento não a partir da provisão dos serviços ambientais, mas sim,

---

<sup>24</sup> Estas questões de ordem social como minimização da pobreza, etc., são usadas muito mais para a divulgação do esquema do que, realmente, um critério que venha a receber algum tipo de recompensa.

por meio do desenvolvimento de atividades e práticas que contribuem para a preservação e incremento destes serviços, percebe-se que esse esquema distanciou-se do critério equitativo de provisão efetiva.

Assim, no esquema da Costa Rica, o pagamento que os provedores de serviços ambientais recebem tem como parâmetro o custo de oportunidade proveniente das atividades desenvolvidas que incrementam os serviços ambientais. Neste sentido, este pagamento é distribuído uniformemente para todos os provedores participantes do esquema. Todavia, este esquema não segue critérios equitativos igualitários<sup>25</sup>, pois realiza-se o pagamento condizente com os custos de oportunidade mediano (valor fixo), sendo que tais custos constituem uma *proxy* do serviço ambiental ofertado. Diante disso, é possível afirmar que este esquema segue o critério equitativo de compensação.

O esquema brasileiro de PSA, Proambiente, adota, sobretudo, os critérios equitativos de compensação. O valor do desembolso é baseado na estimativa mediana dos custos de oportunidade dos estabelecimentos contemplados pelo esquema. Desse modo, cada família participante recebe pagamento fixo por mês, contudo, tal pagamento leva em consideração o custo médio de oportunidade por hectare de área obtido pelos participantes do esquema.

A tabela 4.2 busca sintetizar os critérios equitativos mundialmente ativos presentes nos principais esquemas de PSA, e selecionados nesta pesquisa, que nortearam a modelagem dos esquemas de preservação ambiental.

---

<sup>25</sup> Conforme a tabela 4.2, este critério propõe a realização do pagamento independentemente do nível de serviços ambientais ofertados.

**Tabela 4.2 - Critérios definidores dos principais esquemas de PSA, quando se considera a relação eficiência-equidade**

<b>Continente</b>	<b>País</b>	<b>Esquema</b>	<b>Critério adotado na modelagem</b>
Europa	Finlândia	<i>METSO – Forest Biodiversity Program for Southern Finland</i>	Compensação
África	Moçambique	<i>SOFALA – The SOFALA Community Carbon Project</i>	Provisão efetiva
Ásia	China	<i>Grain for Green – Slope Land Conversion Program (SLCP)</i>	Compensação
América	Costa Rica	<i>PPSA – Programa de Pagos por Servicios Ambientales</i>	Compensação
América	Brasil	Proambiente	Compensação

Fonte: Resultado da pesquisa.

Ao revisitar os principais esquemas de pagamento por serviço ambiental selecionados por esta pesquisa, corroboram-se os resultados, encontrados no capítulo 3 desta pesquisa, de que estas experiências podem ser denominadas de instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais. Além disso, permite indicar que estes esquemas seguem critérios de equidade propostos por Pascual *et al* (2010).

Alguns dos critérios de equidade citados acima não passam de condições para que uma política de preservação ambiental possa ser reconhecida enquanto instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais. Nesse sentido, aqueles critérios que exigem que direta ou indiretamente o pagamento dependa da oferta de serviços ambientais estão alinhados com a definição do instrumento de pagamento por serviços ambientais, assim como com os princípios de um instrumento econômico propostos pela econômica neoclássica. Dentre estes, têm-se os critérios de compensação, provisão efetiva e provisão esperada.

Neste contexto nota-se, a partir da tabela 4.2, que os critérios presentes nos esquemas selecionados nesta pesquisa são aqueles que exigem que o pagamento pelo serviço

ambiental ofertado seja direta ou indiretamente condizente com os serviços ambientais providos.

Diante destes resultados, reafirma-se que não se reconhecem experiências denominadas de pagamento por serviços ambientais que prescindam dos fundamentos teóricos da economia neoclássica. Neste sentido, está o entendimento de que a definição de um instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais, dentre todas as premissas assinaladas no capítulo 3 da tese, devem reconhecer e estimular atividades que ofertem serviços ambientais. Todavia, o pagamento deve ser condizente com os respectivos serviços ambientais ofertados.

Ao analisar as principais experiências denominadas de pagamento por serviços ambientais, percebe-se que visam, sobretudo, contemplar provedores de serviços ambientais de áreas rurais. Nesta linha, os esquemas estão voltados, principalmente, a estimular atividades encravadas em áreas florestadas. Porém, a definição proposta na economia neoclássica de instrumentos econômicos de política ambiental, assim como, a definição apresentada por Wunder (2005) de instrumento de pagamento por serviços ambientais não faz distinção da localização dos ofertantes de serviços ambientais.

Neste contexto, vem crescendo no Brasil<sup>26</sup> a discussão a respeito da necessidade de estimular e reconhecer, a partir de pagamentos, os serviços ambientais providos pelos catadores de material reciclável. Há o entendimento de que estes agentes econômicos, a partir de suas atividades de catação, triagem, enfardamento e comercialização dos resíduos sólidos urbanos, geram serviços ambientais.

---

<sup>26</sup> O marco do início desta discussão foi, sobretudo, a promulgação da Lei n. 12.305/2010, que por meio do Decreto n. 7.404/2010 instituiu no Brasil a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

## CAPÍTULO 5 - GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

### 5.1 Resíduos sólidos urbanos: recorte teórico

Os resíduos sólidos<sup>27</sup> se manifestam como um dos grandes desafios ambientais e impactam negativamente o bem-estar social, exigindo a intervenção governamental rumo à implementação de instrumentos adequados de gestão. A Lei 12.305/2010, art. 3º define resíduos sólidos como sendo:

Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como os gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

Importante observar que enquanto o produto segregado estiver dependendo de destinação final, ou apresentar-se apto a quaisquer dos meios que perfazem a fase de destinação final, receberá a denominação de resíduo sólido. Somente perderá essa condição o resíduo reinserido em seu processo produtivo, ou de outro produto, o qual receberá a denominação de produto ou matéria-prima. Os rejeitos ou lixo serão aqueles cujo processo de reaproveitamento apresentam-se impraticáveis.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) no Brasil, com base na NBR 10.004 (ABNT, 2004), diz que são várias as formas possíveis de classificar os resíduos sólidos:

- quanto ao processo ou atividade que lhe deu origem: domiciliares, de limpeza urbana ou de varrição, resíduos sólidos urbanos, resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, dos serviços públicos de saneamento básico, industriais, hospitalares ou de serviços de saúde, agrícolas ou agrossilvopastoris, da construção civil, de serviços de transportes e de mineração;
- referente ao risco à saúde pública e ao meio ambiente e/ou quanto à periculosidade: perigosos e não perigosos;

---

<sup>27</sup> Entende-se por resíduos sólido como sendo resíduos em estados sólido e semissólido, que resultam de atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exigem para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis, em face à melhor tecnologia disponível" (ABNT, 2004).

- quanto à composição química: orgânicos e os inorgânicos;

A coleta e a disposição final dos resíduos domiciliares e os da limpeza urbana são de responsabilidade do Poder Público. Cabe aos respectivos geradores a coleta e disposição final adequada dos demais tipos de resíduos. Os resíduos domiciliares são os provenientes das atividades domésticas em residências urbanas, e os da limpeza urbana são aqueles reunidos a partir da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas, assim como outros serviços de limpeza urbana (Lei 12.305/2010, art. 13).

Esta pesquisa tem como foco tão somente os denominados resíduos sólidos urbanos, ou seja, os resíduos domiciliares e os da limpeza urbana que estão sob a responsabilidade dos gestores públicos municipais. Além disso, assumem-se que os resíduos sólidos urbanos podem ser elencados em categorias: (a) os resíduos, que são os reutilizáveis ou recicláveis, que estão sujeito ao reaproveitamento; (b) os orgânicos, que podem receber tratamento para utilização como adubos, geração de energia etc., (c) os rejeitos ou lixo, que, devido as suas características, não estão aptos a receber nenhum tratamento e tão pouco ser reutilizados, restando apenas o descarte em local apropriado.

## 5.2 Política ambiental de gestão de resíduos na Europa

Santos (2009) enfatiza que somente após a década de 1960, devido a vários desastres ambientais que de fato os Estados que compõem a Europa assumiram, que a gestão dos resíduos era vital para a promoção da qualidade do meio ambiente e para a saúde humana. A partir de então torna-se possível delimitar mais claramente os instrumentos de política ambiental empregados pela Europa.

Os efeitos ambientais catastróficos provenientes da ausência de ações que visassem minimizar os danos ambientais dos resíduos ensejaram, por parte dos responsáveis pela estruturação de políticas ambientais europeia, o lançamento de uma série de políticas nacionais para prevenir e mitigar tais efeitos, a partir de 1973. Assim, lançaram as diretivas, regulações e programas que estão contemplados no *Environment Action Programmes*<sup>28</sup> (EAPs) e que buscam explicitar as políticas, instrumentos e normas que nortearam as ações europeias na busca da proteção e melhoria da qualidade ambiental (WILLIAMS, 2005).

---

<sup>28</sup> Programas e ações para o meio ambiente (tradução nossa).

A comunidade europeia lançou sete EAPs no período de 1973 à 2013. A primeira e a segunda declarações regulamentaram o período de 1973 a 1976 a partir das diretivas sobre resíduos, óleos usados, tratamento e destinação final, resíduos perigosos e recomendações a respeito da reciclagem de papel. Estas declarações tratavam dos resíduos em geral e constituíram um marco na implementação de instrumentos de gestão de resíduos. A abordagem de gestão de resíduos ganhou novos contornos de medidas de controle da poluição, evoluíram para ações mais pontuais, como o incentivo à reutilização, reciclagem e ao aproveitamento energético. Os membros da comunidade europeia tinham o desafio de aproveitar os resíduos de modo a minimizar os efeitos negativos ao meio ambiente e à saúde humana.

Com o fortalecimento e expansão da Comunidade Econômica Europeia, assim como com a promulgação do Ato Único Europeu em 1986, fortaleceram-se as estratégias europeias para a gestão dos resíduos. Desse modo, a terceira e a quarta declarações que abrangeram o período de 1982 a 1992 permitiram avanços no sentido de harmonizar e disseminar práticas ambientais<sup>29</sup>. Os Estados-Membros deveriam tomar medidas para dificultar a geração de resíduos, sobretudo a partir do desenvolvimento de tecnologias limpas e incentivar a reciclagem e reutilização de resíduos como matéria-prima (WILLIAMS, 2005).

Os principais instrumentos de gestão dos resíduos, até o quarto EAP, foram além de toda a estrutura do arcabouço legislativo materializado nas várias diretivas, a adoção do Ato Único Europeu e, sobretudo, a hierarquia para a gestão de resíduos estabelecida em 1975 e que objetivava nortear as ações relativas aos resíduos no médio e longo prazos. Essa hierarquia só veio a ser implementada pelos membros da comunidade europeia em 1989, após a publicação da *Community Strategy for Waste Management*<sup>30</sup> (CSWM) 89/934/SEC. Esse documento estabeleceu escala hierárquica decrescente, que vai da melhor opção para a pior, sendo: prevenir a geração de resíduos, reusar os produtos, reciclar ou realizar a compostagem do material, recuperar a energia (incineração) e disposição do produto (aterro sanitário) (EC, 2006).

A análise da evolução histórica da estrutura dos instrumentos de gestão de resíduos na Europa permite algumas afirmações. Primeiramente, a Europa se destaca em

---

<sup>29</sup> A criação da European Environment Agency (EEA) em 1990, reforça a consolidação da política ambiental europeia (GERVAIS, 2002).

<sup>30</sup> Estratégia comunitária de gestão de resíduos (tradução nossa).

termos de antecipar a discussão e promulgação do arcabouço legislativo de cunho institucional voltado aos resíduos, sobretudo a *Framework Directive on Waste*<sup>31</sup> (FDW), lançada em 1975, no âmbito do primeiro EAP. Esta é considerada a base da legislação ambiental europeia, na qual o cerne da discussão são os resíduos. A partir deste instrumento, antecipou-se a reflexão da necessidade de se repensar a forma de gestão dos resíduos, estabelecendo escala hierárquica em sua gestão. No entanto, de 1975 até 1989, observaram-se ações apenas na estruturação dos instrumentos de política ambiental de gestão dos resíduos.

Somente após a promulgação do Ato Único Europeu, criaram-se as condições jurídicas para se pensar em disseminar os instrumentos de políticas de gestão de resíduos para todos os Estados-membros. No entanto, o caminho percorrido pela Europa, do primeiro até o quarto EAP, permitiu uma significativa evolução da estrutura de instrumentos de políticas de gestão de resíduos. Houve a promulgação de várias diretivas com sucessivas alterações, que buscavam incluir e disciplinar a gestão de diversos grupos de resíduos, assim como as ações voltadas ao seu tratamento.

O quinto EAP, que contempla o período de 1993 a 2000, é marcado por discussões mundiais em torno do desenvolvimento sustentável. Além disso, neste período, tem-se o surgimento da União Europeia (UE), que permitiu fortalecer os instrumentos de política ambiental de gestão de resíduos. Um dos instrumentos, que se destacou neste período, e que está materializado na política de *Waste Streams*<sup>32</sup>, foi a responsabilidade compartilhada (EDULJEE, 1994). Assim, tem-se um poderoso instrumento de comando e controle criado pela UE. A partir deste instrumento de gestão, a UE passou a delegar à indústria a responsabilidade pela gestão de algumas categorias de resíduos, como pneus usados, solventes, veículos em desuso, resíduos hospitalares, embalagens e resíduos de equipamentos eletrônicos.

A partir do quinto EAP, em 1993, os instrumentos econômicos, enquanto instrumentos de política ambiental de gestão de resíduos, começaram a ganhar destaque no continente europeu. Até então, os instrumentos que se destacavam eram os instrumentos administrativos, sobretudo o arcabouço legislativo institucional descrito pelas várias diretivas presentes nos EAPs. Havia a orientação, por parte dos agentes públicos, da adoção do instrumento de mercado baseado no princípio do poluidor-pagador como meio de internalizar

---

<sup>31</sup> Diretiva-quadro sobre resíduos (tradução nossa).

<sup>32</sup> Fluxo de resíduos (tradução nossa).

as externalidades negativas produzidas pelos poluidores. Além desse instrumento, destacavam-se os instrumentos de suspensão de subsídios para atividades poluidoras e a adoção de impostos ambientais como forma de forçar os poluidores a considerar os danos ambientais de suas ações (GERVAIS, 2002).

Uma das primeiras ações para a adoção do princípio do poluidor-pagador e consequente criação de estímulos de mercado para que os poluidores internalizassem os danos de suas atividades, foi por meio da suspensão do subsídio para atividades que provocavam grandes impactos ambientais negativos. Esses incentivos permitiam aos poluidores externalizar as externalidades negativas à sociedade, pois os seus custos eram mantidos em níveis artificialmente menores, o que permitia praticar preços mais competitivos com produção elevada.

Os impostos ambientais, defendidos pela UE enquanto instrumento de política ambiental de gestão de resíduos, são um instrumento econômico. Permitem, se adotados no nível em que os benefícios e os custos ambientais sejam iguais, que o preço dos bens e serviços produzidos reflitam todos os custos, inclusive o custo ambiental<sup>33</sup>. Além disso, os agentes públicos terão a oportunidade de ampliar as ações de preservação ambiental com os recursos provenientes dos impostos ambientais.

A UE não apresenta uma definição clara para impostos ambientais, e apesar do reconhecimento da importância dos instrumentos de mercado enquanto instrumentos de política de gestão de resíduos, até o ano 2000 havia registros de apenas dois casos do emprego destes, um sobre óleos minerais (1993) e o outro sobre veículos pesados (1999), a partir da diretiva Eurovignette (GERVAIS, 2002).

Uma das grandes dificuldades da adoção dos impostos ambientais, ou quaisquer outros instrumentos econômicos voltados à gestão dos resíduos, era a inexistência de harmonização fiscal entre os Estados-membros. Nesta linha, a Comissão europeia simplesmente sugeria a adoção, sendo que cabia aos gestores públicos de cada Estado decidir pela adoção ou não.

Até a instituição do quinto EAP, inexistiam estruturas e normas regulatórias dos danos ambientais provenientes das atividades de disposição em aterros sanitários, incineração

---

<sup>33</sup> Para maiores detalhes dos fundamentos econômicos dos instrumentos de política ambiental, ver capítulo 2 da Tese.

e reciclagem de resíduos (FICHER, 2011). Somente após o ano de 1999, com as promulgações e modificações nas diversas diretivas que contemplam a instalação, funcionamento de aterros sanitários e as ações de incineração é que a UE passa a apresentar instrumentos de comando e controle capazes de disciplinar os parâmetros e práticas sustentáveis voltadas à gestão dos resíduos.

Conforme exposto no EC (2006), as atividades de gestão de resíduos, prevenção, reciclagem e recuperação tendem a apresentar custos de operacionalização mais elevados frente às atividades de disposição final e incineração. Essa realidade impunha dificuldades aos Estados-membros para cumprir as orientações contidas nos instrumentos de política ambiental de gestão de resíduos, ou seja, na estrutura jurídica institucionalizada. Frente a este contexto, começou a ganhar força, junto à UE, um instrumento de comando e controle com fortes características preventivas, a responsabilidade estendida do produtor (REP) (*extended producer responsibility*).

Os agentes que estão submetidos à responsabilidade estendida do produtor passam a assumir os custos inerentes aos remanescentes provenientes dos produtos que vendem. Este instrumento tem contribuído para o desenvolvimento de produtos e condutas que minimizam os danos ambientais pós-consumo (JURAS, 2012; LEMOS, 2012).

Conforme foi apresentado, a comunidade europeia estabeleceu as bases institucionais para a gestão de resíduos há mais de 40 anos, com a promulgação do *Waste Framework Directive* em 1975. Todavia, mesmo que se reconheça a importância dos instrumentos de política ambiental de gestão de resíduos, não se pode afirmar que este continente, até 1990, apresentava uma estrutura institucional de comando e controle. Os instrumentos de política ambiental de gestão propostos não passavam de atos administrativos, pois cabiam aos agentes públicos somente sugerir a adoção de medidas de gestão de resíduos aos Estados-membros. Neste contexto, os instrumentos de gestão não apresentavam caráter coercitivo e punitivo aos poluidores que não atendessem as orientações estabelecidas.

A partir da promulgação da *Community Strategy for Waste Management* (CSWM), em 1989, e sobretudo da constituição da UE, na década de 1990, é que os instrumentos de política ambiental de gestão de resíduos passam a compor a legislação dos Estados-membros como requisito à integração no bloco econômico. Nesta linha, estes instrumentos passaram a apresentar possibilidades de punição aos agentes que não adotassem as medidas de minimização de impactos ambientais propostas. A partir de então, toda aquela

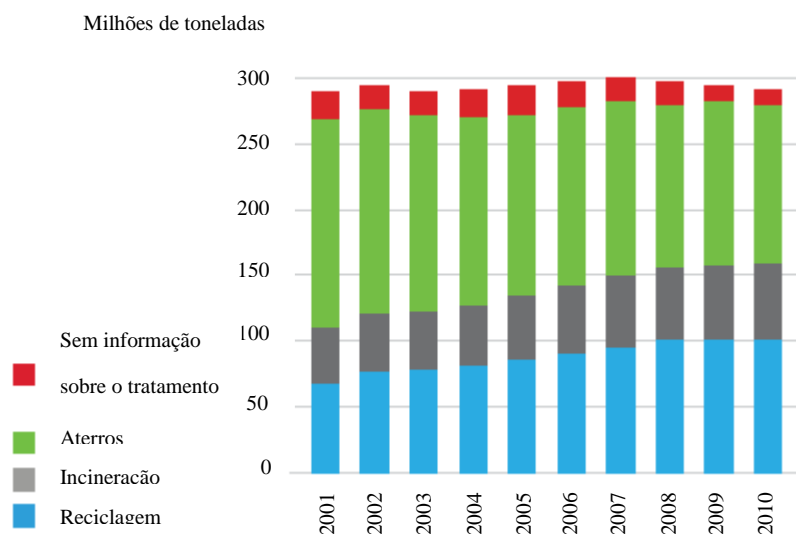
estrutura legal, montada desde 1975, passa a assumir características de instrumentos de política ambiental de comando e controle enquanto instrumento de política de gestão de resíduos.

As afirmações acima de que antes de 1990, os instrumentos de política ambiental, promulgados junto à Comunidade Europeia, tinham apenas características administrativas, foram corroboradas por Ficher (2011). Além disso, as políticas europeias de gestão de resíduos ainda não constavam das estruturas legislativas de cada Estado-membro. No entanto, com a afirmação da CSWM e a introdução da política de *Waste Streams*, que preconiza o controle do nível de emissões e estabelece requisitos técnicos mínimos para tratamento a partir de incineração e disposição final dos resíduos, os instrumentos de política ambiental passam a assumir um novo papel com características regulatórias.

Os já fortalecidos instrumentos de política ambiental de gestão de resíduos europeus ganham mais força com a promulgação do sexto EAP seguida de emendas na CSWM e FDW, em 2005 e 2008, respectivamente. Esse programa ambiental, sexto EAP, compreendeu o período de 2001 a 2010, e teve como um dos seus principais objetivos o manejo sustentável de resíduos a partir de determinações, como encargos tributários sobre o uso de recursos naturais, instituição de estratégias para a reciclagem, melhoria nos instrumentos de gestão de resíduos e investimento para minimizar a geração de resíduos (WILLIAMS, 2005).

Um dos maiores avanços do sexto EAP deve-se ao estabelecimento de metas de longo prazo para todas as regiões que compõem a UE, sendo que aquelas que não adotassem medidas para o alcance das metas poderiam sofrer sanções. Dentre as metas, umas das mais importantes, conforme explicitado por Ficher (2011), é a diminuição na geração de resíduos, 20% até 2010 e 50% até 2050, de modo a reduzir a pressão sobre os aterros.

A figura 5.1 mostra que os Estados Membros implementaram medidas de incremento do processo de reciclagem no período compreendido pelo sexto EAP e o resultado foi que, no período de 2001 a 2010, aproximadamente 40 milhões de toneladas de resíduos deixaram de ser encaminhadas para aterros. Neste período, a União Europeia apresentou uma elevação nos seus níveis de reciclagem da ordem de 29 milhões de toneladas (EEA, 2013). A meta estabelecida para a Comunidade Europeia é a de atingir em 2020 o percentual de 50% dos resíduos destinados à reciclagem. No entanto, atualmente, a Suécia, Suíça, Holanda, Alemanha, Áustria e França já conseguem ultrapassar esse percentual (EEA, 2013).



**Figura 5.1 - Evolução do gerenciamento dos resíduos urbanos em 32 países europeus, 2001 a 2010.**

Fonte: EEA; 2013, p.12. Adaptada pelo autor.

Mesmo que se reconheçam os esforços dos Estados Membros para melhorar a gestão de resíduos, a situação comparativa entre estes é preocupante. As nações que recentemente aderiram à Comunidade apresentam desempenho em relação à gestão de resíduos, que está longe das metas determinadas pelos sexto EAP. Estudo realizado pela Agência Ambiental Europeia junto a 32 países europeus, no período compreendido pelo sexto EAP, identificou que em mais de 10 destes, o índice de reciclagem, em relação ao volume de resíduos gerados, não atingiu 10 pontos percentuais (EEA, 2013).

A partir desse contexto, é possível afirmar que a Comunidade Europeia vem promovendo crescentes melhorias no seu desempenho junto aos processos de reciclagem de resíduos. No entanto, ainda precisam reduzir as diferenças, quando se comparam os índices de reciclagem entre os Estados-membros. Além disso, esse aparente contexto positivo, apresentado pela figura 5.1, deve ser analisado com cautela. A elevação dos percentuais de reciclagem em relação ao volume coletado deve-se, sobretudo, à elevação dos índices de reciclagem de resíduos que já encontram mercados consolidados, tais como o vidro, o papel, o papelão, os metais, os plásticos e os têxteis.

Os gestores dos instrumentos de política ambiental de gestão de resíduos na UE reconhecem que, apesar dos esforços realizados desde 1975, o volume de resíduos gerados continua crescendo. Estes instrumentos, materializados nos diversos EAPs e nas respectivas diretivas, têm se mostrado ineficientes e, se não bastasse, há uma grande morosidade na implementação deles entre os Estados-membros. Todo esse contexto tem contribuído para o

não aproveitamento do potencial da reciclagem e reuso dos resíduos devido a subjetividade dos instrumentos adotados, o que tem cooperado para acirrar os litígios entre a UE e os respectivos Estados-membros (EC, 2005).

Diante deste contexto, sucedeu-se uma série de alterações nos instrumentos de gestão de resíduos na UE, com destaque para as emendas na FDW, em 2008. A FDW, conforme já foi enfatizado, constitui a base da legislação de resíduos sólidos e as últimas emendas foram no sentido de definir conceitos fundamentais para a gestão eficiente de resíduos, assim como foram resgatados os princípios<sup>34</sup> do arcabouço legislativo referente à gestão de resíduos, que os Estados-membros ratificaram. Essas revisões, assim como a promulgação do sétimo EAP, demonstram o estágio contemporâneo da gestão de resíduos neste continente.

### 5.3.1 Gestão de resíduos e as emissões de gases de efeito estufa na União Europeia (UE)

Em meio ao conjunto de obrigações impostas pelos diversos EAP promulgados, destacam-se as metas ratificadas no sexto EAP e revisadas junto ao sétimo EAP, bem como as diversas emendas realizadas no arcabouço legislativo europeu. No âmbito das metas, identificam-se metas gerais<sup>35</sup> e específicas que deverão nortear a gestão de resíduos.

A governança da comunidade europeia, ou seja, o arcabouço-base, é sustentada nos vários tratados, que subsidiam a estrutura legislativa que contempla a política ambiental de gestão de resíduos. Para melhor entendimento dessa estrutura, faz-se necessário, conforme exposto por Tojo (2008), evidenciar os principais princípios norteadores da política ambiental de gestão de resíduos da UE. Entre os princípios, destacam-se os princípios da prevenção,

---

<sup>34</sup> A emenda presente na FDW de 2008, por exemplo, resgatou e determinou caráter obrigatório para a hierarquia para a gestão de resíduos presente no quarto EAP. Desse modo, a atual hierarquia para a gestão de resíduos na UE é: prevenção, preparo para reuso, reciclagem, outras formas de recuperação e disposição final (EC, 2012). Dentre as inovações está a assunção deste instrumento enquanto instrumento de comando e controle e as modificações relevantes como por exemplo a introdução dos processos de preparo para o reuso e a possibilidade de diversas formas de recuperação dos resíduos.

<sup>35</sup> Assumindo o ano de 2010 como base, o índice de reuso e reciclagem de resíduos como, por exemplo, papel, metal, plástico, vidros e outros resíduos urbanos, deve atingir, no mínimo, o percentual de 50% até o ano de 2020. Além disso, tendo o ano de 2006 como a base, o volume de resíduos encaminhados para os aterros deverão diminuir em 35% até o ano de 2016 (EC, 2013). Ficher (2011) evidenciou outras metas que norteiam a gestão de resíduos na UE, dentre elas, destaca-se a busca de opções para elevar as taxas de reciclagem de resíduos sólidos urbanos para 70% em 2025; acabar com a incineração de resíduos recicláveis até o ano de 2025.

precaução, poluidor-pagador, a responsabilidade estendida do produtor (REP) e o princípio da proximidade.

O princípio da prevenção assume que muitos dos danos ao meio ambiente são de difícil reparação. Em alguns casos, os efeitos adversos dos danos ambientais provenientes dos resíduos podem ser irreversíveis. Frente a isso, reconhece-se a importância de medidas de prevenção de danos ambientais. Além disso, diante de ações que podem desencadear resultados ambientais negativos de difícil previsão, defende-se o emprego do princípio da precaução.

Um dos princípios que cada vez mais ganha força junto a UE é o princípio do poluidor-pagador. Esse princípio baseia-se na premissa de que os agentes poluidores devem assumir os danos ambientais provenientes de suas ações. Desse modo, estes devem internalizar, arcando com os custos de ações preventivas ou corretivas, as externalidades negativas oriundas da geração de resíduos.

Assim como os consumidores, a partir do princípio do poluidor-pagador, os produtores também devem assumir a responsabilidade ambiental dos produtos que produzem, é o que defende o princípio da responsabilidade estendida do produtor (REP). Assim, cabe ao produtor estabelecer e acompanhar o ciclo de vida do seu produto. Ou seja, repensar os materiais utilizados na produção de modo a ampliar as possibilidades de minimização dos danos ambientais dos produtos usando estímulos ao reuso e à reciclagem.

Dentre os objetivos da REP, conforme explicitados na FDW de 2008, destacam-se a determinação de que qualquer ente físico ou jurídico responsável pelo desenvolvimento, produção, processamento, tratamento, comercialização e importação empresarial de produtos tenham responsabilidades na gestão dos resíduos. Assim, buscam-se incentivar o *design* dos produtos de modo a potencializar e ampliar o ciclo de vida, o reuso e a reciclagem, o que estimulará os agentes a internalizarem os custos de tratamento e disposição final (EUNOMIA, 2009).

Os resíduos que não são passíveis de reuso e reciclagem devem ser encaminhados para a disposição final adequada. O princípio da proximidade explicita que o percurso entre a geração e a disposição final de resíduos deve ser o menor possível, ou seja, o lixo deve ser eliminado nas proximidades de sua geração.

Os princípios discutidos acima alicerçam a política ambiental de gestão de resíduos europeia. Essa política é aplicada com o emprego de vários instrumentos regulamentados por legislações e adotados conforme a especificidade dos Estados-membros. Não obstante, as especificidades dos instrumentos de política ambiental utilizadas pelos diversos Estados-membros, são passíveis de classificação como instrumentos administrativos, econômicos e informativos, conforme tabela 5.1.

**Tabela 5.1 - Principais instrumentos de política de gestão de resíduos na UE**

<b>Instrumentos Administrativos</b>	<b>Instrumentos Econômicos</b>	<b>Instrumentos informativos</b>
Restrição de substância	Imposto sobre deposição em aterros	Sistema de rótulo ecológico
Separação na fonte	Regime de crédito de reciclagem	Guia de compra verde
Retoma (take-back) de produtos específicos pelo produtores	Subsídios para produtos secundários e taxação de produtos primários	Identificação de produtos e componentes
Coleta, reuso e reciclagem	<i>Pay-as-you throw (PAYT)</i> - Sistema de taxa variável sobre a geração	Campanhas informativas para os moradores
Padrões mínimos de material reciclado nos produtos	Sistema de depósito reembolso	Fornecimento de informações para instalações de tratamento
Metas de desvio de resíduos de aterros		

Fonte: WATKINS *et al*; 2012. EUNOMINA; 2009. TOJO; 2008. Elaborada pelo autor.

Esses instrumentos têm contribuído para a implementação das determinações legislativas presentes nas diversas diretivas da UE. Não é viável a realização de cotejamento entre esses diversos instrumentos, pois cada um deles apresenta objetivos distintos, contemplando diferentes níveis hierárquicos e diversos grupos de resíduos. Além disso, estes não são introduzidos de modo isolado, ou seja, a maioria das intervenções realizadas pelos gestores tem o emprego de vários instrumentos com a mesma finalidade de modo a potencializar a efetividade de cada um.

A partir da discussão a respeito de política ambiental, e, sobretudo, seus instrumentos, realizada no capítulo 2 desta pesquisa, é possível afirmar que os instrumentos

administrativos, assim como todo o restante do arcabouço legislativo instituído junto à UE, sobretudo a partir da década de 1990, conforma o que se denominou de instrumentos de comando e controle ou de regulação direta. Os instrumentos informativos, em sua grande maioria, não apresentam essas características por se tratarem simplesmente de recomendações de boas práticas.

Concomitantemente aos instrumentos de comando e controle e os informativos, grande parte das estratégias para a gestão de resíduos da UE tem apresentado fortes traços da participação de instrumentos econômicos, baseados nos princípios do poluidor-pagador. A presença e o emprego de instrumentos econômicos como depósito reembolso, créditos de reciclagem, taxas sobre aterros, subsídios sobre produtos elaborados a partir de material reciclado, taxação de produtos elaborados a partir de matéria-prima virgem e sistemas *Pay-As-You-Throw*<sup>36</sup> (PAYT) vêm ganhando destaque junto à UE.

Neste contexto, estudo realizado por Watkins *et al* (2012) revelou que há uma relação inversa entre a taxa de aterro e o volume de resíduos encaminhados para os aterros. Além disso, o estudo explicita a existência de uma relação direta entre a taxa de aterro e o volume de resíduos encaminhados para o reuso e/ou reciclagem, significando que com a elevação dos níveis das taxas de aterro, o volume de resíduos encaminhados para a reciclagem aumenta. Por outro lado, nos Estados-membros, onde as taxas são baixas, comparadas a outros Estados, o volume de resíduos destinados à reciclagem é menor.

Além das taxas de aterros, outro instrumento econômico também contribui para a elevação do percentual dos resíduos encaminhados para a reciclagem e compostagem, como os sistemas PAYT. Este sistema consiste em substituir o tradicional modelo de coleta e tratamento de resíduos, geralmente utilizado pelos gestores municipais que cobram de todos os cidadãos taxas uniformes para a realização desses serviços, independentemente do volume de resíduos e da realidade econômica de cada região. Neste sistema é aplicada uma taxa unitária, determinada pelos Estados Membros, de modo a refletir os custos da gestão dos resíduos (WATKINS *et al*, 2012).

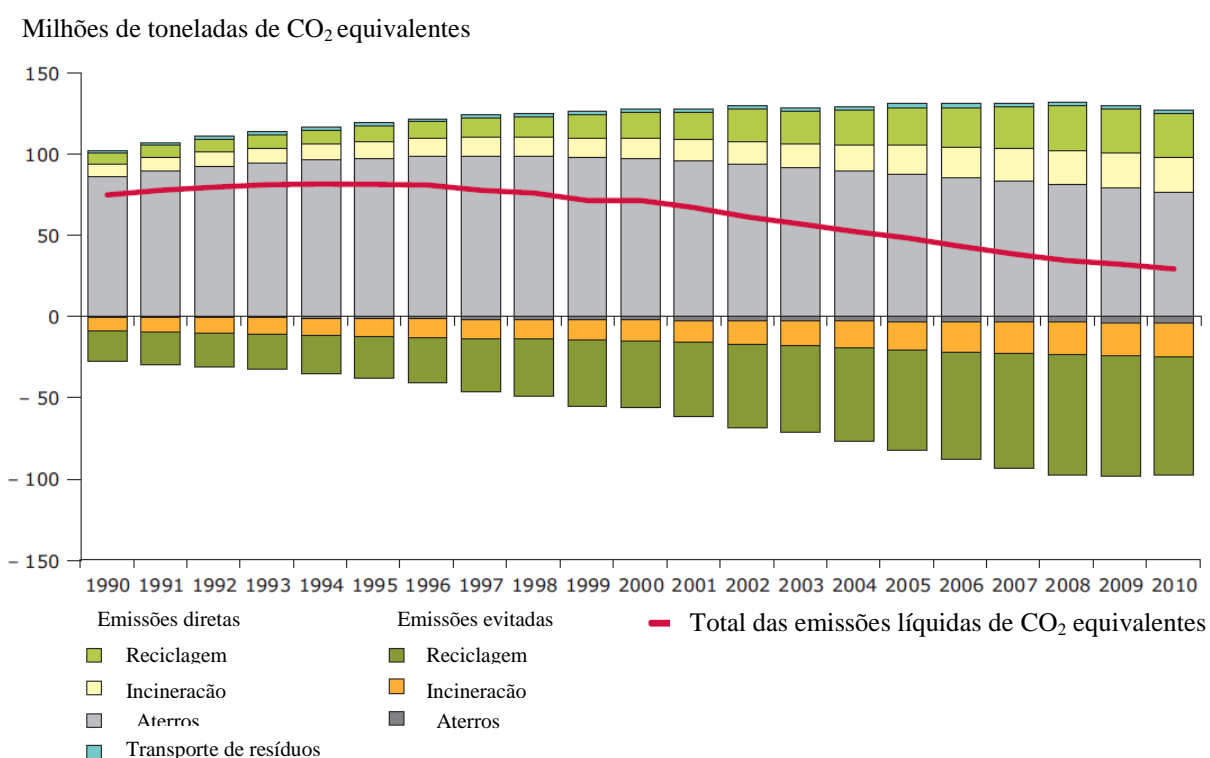
Assim como no emprego do instrumento econômico da taxa de aterro, a taxa do sistema PAYT tem contribuído para minimizar a geração de resíduos. No entanto, torna-se

---

<sup>36</sup> Pague de acordo com a geração (tradução nossa). Consiste em sistemas de taxa variável que incide sobre o volume de resíduos gerados.

difícil observar a verdadeira contribuição desse instrumento na diminuição da geração de resíduos, pois existem outros instrumentos que também estão atuando com a mesma finalidade. Contudo, há relatos de que após a introdução do sistema o volume de resíduos, separados e classificados pelos cidadãos, aumentou em mais de 12% em algumas regiões (WATKINS *et al*, 2012).

A gestão dos resíduos, mesmo que se reconheçam os grandes desafios impostos, tem contribuído para a diminuição da geração de gases de efeito estufa (GEE) no continente europeu. A figura 5.2 mostra as emissões diretas e as evitadas a partir da melhoria no processo de gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) na União Europeia, Suíça e Noruega.



**Figura 5.2 - Emissões evitadas de GEE provenientes da gestão de resíduos sólidos urbanos na UE, Suíça e Noruega.**

Fonte: EEA; 2013, p. 29. Adaptada pelo autor.

Observa-se que as atividades de reciclagem promoveram significativas reduções nos níveis de emissão de CO<sub>2</sub>, sobretudo a partir do ano de 2000. No entanto, as atividades de gestão de resíduos, desenvolvidas no período de 1990 a 2000, foram responsáveis por manter os níveis de emissão relativamente estáveis e em patamares menores. Assim sendo, o desenvolvimento de atividades de reciclagem neste período evitou a emissão de volume considerável de GEE.

O saldo das emissões diretas é proveniente de todas as atividades relacionadas à gestão de resíduos e incluem, sobretudo, as emissões dos processos de decomposição dos resíduos nos aterros, as emissões provenientes do sistema de coleta e transporte de resíduos, dos processos de incineração etc. Por outro lado, o desenvolvimento do processo de reciclagem gera um saldo positivo do ponto de vista econômico e, principalmente, ambiental. Permitem sequestrar CO<sub>2</sub> ao reduzirem os danos ambientais provenientes da extração de matéria-prima virgem (EEA, 2013).

Os ganhos de apropriação de energia em aterros são menores do que os ganhos provenientes da reciclagem de materiais. Do total de emissões evitadas, a reciclagem foi responsável por 75%, no período analisado. Responsabiliza-se a reciclagem pela diminuição líquida do nível de emissão de GEE, após o ano 2000. Mesmo reconhecendo os limites do modelo utilizado, a reciclagem foi responsável pela diminuição da emissão de CO<sub>2</sub> equivalente de 67 milhões de toneladas, em 2001, para 29 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes em 2010 (*Ibid*, 2013).

A UE tem enfrentado dificuldades de operacionalizar, devido as suas especificidades, os instrumentos de comando e controle, os informativos e, sobretudo, os instrumentos econômicos com a finalidade de reduzir a geração de resíduos. Não obstante, torna-se importante salientar que têm evoluído no aprimoramento dos sistemas de gestão de resíduos, o que tem contribuído para minorar os danos ambientais. Desse modo, a redução das emissões de GEE deve-se não à redução da geração de resíduos, mas à eficiência dos sistemas de gestão, sobretudo, o processo de reciclagem.

#### 5.4 Gestão de resíduos no Brasil

A preocupação com os resíduos remontam ao descobrimento do Brasil. Neste período, dadas as características da vida cotidiana marcada pela transitoriedade e precariedade, as ações de gestão de resíduos não passavam de atos pontuais e individuais. Miziara (2008) diz que até o advento das grandes epidemias, os atos voltados à gestão de resíduos, como por exemplo, a destinação adequada dos resíduos, só eram de fato praticados frente a acontecimentos públicos especiais.

Neste recorte histórico, é possível afirmar que os resíduos já provocavam impactos ambientais na vida da população das cidades e vilas. Além disso, as atividades de

saneamento já se mostravam a cargo da gestão pública, que procuravam, a partir de instrumentos de gestão rudimentares, retirar os resíduos do campo de visão das pessoas e encaminhá-los para locais nas proximidades das cidades. Mesmo que se reconheça que os acúmulos de resíduos pelas ruas e casas, neste período, já provocavam danos ambientais, sobretudo na saúde das pessoas, a composição dos resíduos comportavam instrumentos de gestão mais modestos. A composição dos resíduos era em sua grande maioria, dado o estágio de desenvolvimento econômico da nação, orgânicos.

A gestão de resíduos só veio a começar a despertar, de fato, o interesse público a partir do final do século XIX, com o advento das grandes epidemias que assolaram as sociedades mundiais, inclusive a brasileira. Eigenheer (2009) expõe que um dos primeiros traços mais importantes na gestão de resíduos no Brasil foi a implantação do sistema de esgoto na cidade do Rio de Janeiro, em 1864, pela empresa inglesa *The Rio de Janeiro City Improvements Company Limited*. Outro momento fundamental para a gestão de resíduos foi a contratação da empresa Aleixo Gary, que introduziu modificações no sistema de gestão dos resíduos<sup>37</sup>.

No final do século XIX, os agentes encarregados das atividades de coleta e destinação dos resíduos eram contratados por empresas que prestavam serviços para as prefeituras e eram, sobretudo, imigrantes, negros, prostitutas, enfim, indivíduos considerados excluídos. A ausência de sentimento sanitarista expresso no descaso do reconhecimento da importância das atividades de coleta e destinação de resíduos datam do período colonial, em que os presos, escravos e as mulatas é quem realizam essas atividades, ou seja, os agentes excluídos (MIZIARA, 2008).

O volume de resíduos, com a intensificação da industrialização e urbanização no Brasil, no século XX, apresentou crescimento. Tão importante quanto acompanhar e analisar a geração é reconhecer que a gravimetria dos resíduos variava entre as regiões e dependiam do contingente populacional, dos hábitos, da atividade econômica, do clima, da estação do ano, enfim, das especificidades das regiões. Nesta linha, os resíduos das grandes metrópoles diferem dos resíduos gerados em regiões com menor poder econômico. Assim, São Paulo, na década de 1960, já gerava 0,6 kg/hab/dia de resíduo, enquanto Porto Alegre gerava apenas 0,2

---

<sup>37</sup> Foi neste contexto que surgiu a expressão de gari para os trabalhadores envolvidos na limpeza urbana.

kg/hab/dia. Além disso, aproximadamente 19% dos resíduos gerados em São Paulo eram papéis, latas e metais, e em Porto Alegre esse percentual não atingia 8% (EIGENHEER, 2009).

A urbanização, e conseqüentemente as externalidades negativas, provenientes do descaso com os resíduos, ensejaram a necessidade de se pensar na estruturação de uma política ambiental de gestão de resíduos no Brasil a partir da segunda metade do século XX. Assim, ocorreram iniciativas, ao longo da década de 1960, de implantação de incineradores e usinas de triagem e compostagem. Todavia, foi somente a partir da década de 1970 que iniciou-se o processo de estruturação do arcabouço legislativo de gestão de resíduos com a criação do Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANASA) pelo poder público federal (REZENDE; HELLER, 2008; JUNIOR *et al*, 2009).

Esse modelo constituiu um marco da atuação dos Estados na gestão e implementação da infraestrutura de saneamento básico nacional. Até a década de 1970 cabia aos municípios a prestação dos serviços de saneamento básico. Assim, havia uma oferta insuficiente de serviços, além de praticamente não existirem instituições que pudessem contribuir para ampliar a oferta em escala necessária.

A partir de 1967, ficou a cargo do Banco Nacional de Habitação (BNH) um levantamento da situação do setor. Foram implementados programas estaduais trienais, assim como a instituição de fundos de água e esgoto estaduais (FAEs). Coube ao BNH e aos governos estaduais o financiamento dos municípios, com a contrapartida destes últimos e com a obrigatoriedade de que os municípios organizassem os serviços sob a forma de autarquia ou economia mista. Contudo, não houve a proporcionalidade entre estados e o BNH quanto ao financiamento e, no período de 1968 a 1984, o BNH foi responsável por 65% dos recursos financeiros constituintes do FAEs, ficando o restante, 35%, a cargo dos estados (SANCHEZ; OLIVEIRA, 1996). Cabe ainda observar outra importante participação dos estados por meio da estruturação das Companhias Estaduais de Saneamento Básico (Cesbs), criadas sob o regime de sociedade anônima, que deveriam obter as concessões por meio dos municípios, os entes concedentes (JUNIOR *et al*, 2009).

O modelo implementado a partir do PLANASA foi eficiente no sentido de expandir a cobertura dos serviços de saneamento nacional, mesmo não conseguindo atender as crescentes demandas, fruto de um processo de urbanização acelerado. A ineficiência do modelo é atribuída à sua concepção, pois foi criado objetivando a estruturação de sistemas de

saneamento desconectado com a preocupação da criação de meios adequados para sua operacionalização. Enquanto as fontes de financiamento permitiam a expansão dos sistemas, o modelo funcionou satisfatoriamente e, diante da cessão do fluxo de financiamento, o modelo esgotou. Frente a este contexto, as companhias estaduais de saneamento viram-se obrigadas a assumir despesas financeiras altas devido aos compromissos assumidos no passado, ao passo que operavam sistemas com reduzido grau de eficiência operacional (*Ibid.*, 2009).

Essa situação se agravou pela ausência de uma Política Nacional de Saneamento Básico que promovesse investimentos contínuos, regulação e a universalização dos serviços. A inexistência de um instrumento de gestão institucionalizado em âmbito federal contribuiu para a elaboração de políticas públicas, estaduais e municipais de saneamento, desarticuladas tanto no meio governamental quanto entre os demais setores envolvidos (OGERA; PHILLIPI, 2005). Corroborando esse quadro, em 2002, existiam no Brasil oito ministérios e dezessete órgãos federais que promoviam ações voltadas ao saneamento ambiental (JUNIOR *et al.*, 2009).

Mesmo após a criação do Ministério das Cidades, em 2003, as políticas de saneamento permaneceram desarticuladas. Este Ministério representou uma mudança de posição rumo à integração das políticas urbanas, com ênfase para a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Assim, após décadas de discussão em torno da estruturação de uma legislação nacional de saneamento básico, em 5 de janeiro de 2007, foi aprovada a Lei Nº 11.445, que criou as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a Política Federal de Saneamento Básico. A partir deste marco legal, os serviços públicos de saneamento passaram a ser prestados com base em princípios fundamentais<sup>38</sup>.

A referida lei considera como saneamento básico o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais, como a limpeza urbana e o manejo de resíduos sólidos, incluindo a coleta, transporte, transbordo, tratamento e destino final do lixo

---

<sup>38</sup> Dentre os princípios fundamentais destacam-se: III - abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos realizados de formas adequadas à saúde pública e à proteção do meio ambiente; VI - articulação com as políticas de desenvolvimento urbano e regional, de habitação, de combate à pobreza e de sua erradicação, de proteção ambiental, de promoção da saúde e outras de relevante interesse social voltadas para a melhoria da qualidade de vida, para as quais o saneamento básico seja fator determinante; VII - eficiência e sustentabilidade econômica; VIII - utilização de tecnologias apropriadas, considerando a capacidade de pagamento dos usuários e a adoção de soluções graduais e progressivas (BRASIL, 2007, art. 2º).

doméstico, ou seja, a gestão de resíduos sólidos urbanos (BRASIL, 2007, art. 3º, inciso I, alínea c).

Essa lei pode ser interpretada como importante marco legal no processo de reversão do cenário relativo aos resíduos uma vez que disciplina em âmbito nacional a gestão de resíduos. Além disso, incentiva a gestão consorciada dos serviços de saneamento básico. No entanto, este marco legal não dispunha de expedientes financeiros que pudessem viabilizar as diretrizes da Política Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2007, art. 48).

Eigenheer (2009) e Miziara (2008) já reconheciam as dificuldades para a realização de um resgate da estruturação do arcabouço legislativo institucional voltado à gestão de resíduos constituídos desde a segunda metade do século passado, no Brasil, devido à falta de dados confiáveis. No entanto, essa dificuldade deve-se muito mais à ausência de instrumentos legislativos mais voltados à gestão dos resíduos do que à falta de dados.

Até à promulgação da Lei Nº 11.445, que criou, em 2007, as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a Política Federal de Saneamento Básico no Brasil, o que havia eram ações reunidas em emaranhados de arranjos legislativos desarticulados. Assim, não se pode afirmar que, até o ano de 2007, o Brasil apresentava uma clara política ambiental de gestão de resíduos com a presença de instrumentos coercitivos e/ou instrumentos econômicos. Além disso, com a promulgação desta lei, a questão dos resíduos não passa de um apêndice dentre os princípios que a compõem. Assim, quando muito, com a instituição deste arcabouço legislativo, o país conseguiu disciplinar e ordenar diretrizes para a gestão de resíduos.

#### 5.4.1 Política nacional de resíduos sólidos

A sociedade brasileira necessitava da construção de uma proposta de política nacional voltada à preservação dos recursos ambientais e promoção da saúde pública, e que contemplasse toda a complexidade inerente à questão dos resíduos sólidos urbanos. Ou seja, que incluíssem assuntos como acondicionamento, coleta, tratamento, transporte e destinação adequada dos resíduos sólidos urbanos.

A partir do início da década de 1990, surgem as primeiras iniciativas para a constituição das diretrizes ligadas à gestão dos resíduos em consonância com a

sustentabilidade ambiental. A maior materialização desta iniciativa foi expressa a partir do Projeto de Lei (PL) nº 203, de 1991, que, diante do estilo de vida da sociedade contemporânea, marcado por consumo intensivo e que tem provocado pressão sobre os recursos naturais e à saúde pública, apresentava uma clara proposta de política pública voltada aos resíduos sólidos (GUERRA, 2012).

Apesar de o PL nº 203 ter sido proposto logo após o surgimento da Constituição Federal, que contempla o meio ambiente pela dedicação de um capítulo inteiro, esse projeto enfrentou dificuldades de aceitação por parte dos agentes econômicos brasileiros. Assim, devido à ausência de consenso entre governos, sociedade civil e setor empresarial, quanto a alguns princípios, como responsabilização pós-consumo, o PL encabeçou vários debates que perduraram praticamente duas décadas até a constituição de uma Política Nacional para os resíduos sólidos (BESEN, 2014).

A tabela 5.2 mostra que, apesar da ausência de uma política nacional que regulasse o gerenciamento dos resíduos sólidos no Brasil, os estados e municípios empregaram esforços no sentido de antecipar marcos legais, inclusive em âmbito federal. Assim, os entes da federação nacional, mesmo antes da aprovação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, já apresentavam leis e políticas que norteavam suas ações quanto à gestão dos resíduos.

**Tabela 5.2 - Estados com política de gestão de resíduos sólidos regulamentada por lei.**

<b>Região</b>	<b>Estado</b>	<b>Instrumento legal</b>
Norte	Rondônia	Lei nº 1.145/2002
	Roraima	Lei nº 416/2004
Nordeste	Ceará	Lei nº 13.103/2001; Decreto nº 26.604/2002
	Pernambuco	Lei nº 14.236/2010; Decreto nº 23.941/2002; Lei nº 12.008/2001 (revogada)
	Sergipe	Lei nº 5.857/2006
Sudeste	Espírito Santo	Lei nº 9.264/2009
	Minas Gerais	Lei nº 18.031/2009; Decreto nº 45.181/2009
	Rio de Janeiro	Lei nº 4.191/2003; Decreto nº 41.084/2007
	São Paulo	Lei nº 12.030/2006; Decreto nº 54.645/2009; Decreto nº 57.071/2011
Sul	Paraná	Lei nº 12.493/1999 (alterada); Lei nº 15.862/2008; Decreto nº 6.674/2002
	Rio Grande do Sul	Lei nº 9.921/1993; Decreto nº 38.356/1998
	Santa Catarina	Lei nº 13.557/2005
Centro-Oeste	Goiás	Lei nº 17.242/2010; Lei nº 16.746/2009; Lei nº 14.892/2004; Lei nº 14.248/2002 (alterada)
	Mato Grosso	Lei nº 7.862/2002 (alterada); Lei nº 9.263/2009
	Mato Grosso do Sul	Lei nº 2.080/2000
	Distrito Federal	Lei nº 3.232/2003; Decreto nº 29.399/2008

Fonte: ABRAMOVAY *et al*; 2013, p. 47.

As legislações implementadas por estados e municípios antes da promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, apesar de abrangerem boa parte do território nacional e apresentarem dispersão temporal em relação à promulgação da PNRS, apresentam conteúdo

convergente. Dessa forma, os aspectos básicos giram em torno de temas fundamentais, tais como o princípio do poluidor-pagador, a logística reversa, as obrigações dos agentes poluidores e os modelos mais apropriados para a promoção da redução da geração de resíduos (JABBOUR, 2014).

Conforme apresentado por Neto e Moreira (2010), no ano de 2005 foi instituído um grupo interministerial com a finalidade de consolidar as contribuições dos mais variados debates em torno da construção de uma legislação nacional de resíduos sólidos. Um dos resultados deste esforço foi a construção de um novo Projeto de Lei (PL nº 1991/07) voltado a fortalecer a construção da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Assim, após várias discussões e dezenas de projetos de lei que versam sobre resíduos, é promulgado no Brasil o mais importante documento legal sobre resíduos sólidos, a Lei nº 12.305/2010, que, a partir do Decreto Federal nº 7.404/2010, institui a PNRS (BRASIL, 2010a).

A partir do ano de 2010, tem-se no Brasil um marco regulatório que impõe a condição de que os recursos para a gestão de resíduos sólidos só serão liberados aos entes federativos mediante a elaboração dos planos de resíduos sólidos, a implantação da coleta seletiva, a promoção da reciclagem dos resíduos sólidos, a disposição adequada do lixo e a eliminação dos lixões (BRASIL, 2010). Serão abordados nos tópicos seguintes os pontos relevantes a esta pesquisa, para que se atinja um entendimento mais amplo quanto à disposição da lei, seus instrumentos e políticas.

#### 5.4.1.1 Aspectos técnicos

Após tramitar praticamente duas décadas no Congresso Nacional, a PNRS, promulgada em 2010, estabelece diretrizes para uma gestão sustentável dos resíduos sólidos. Assim, uma das inovações trazidas por este arcabouço legislativo foi a modificação da ordem de prioridades para a gestão e disposição dos resíduos, que passa a atender a seguinte hierarquia: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final adequada (BRASIL, 2010).

Antes da promulgação da PNRS, não havia estruturas coercitivas que impusessem grandes preocupações com a gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil. Contudo, conforme foi enfatizado, com a nova lei, essa perspectiva vai se alterando e, conforme observou Juras

(2012), passa-se a priorizar uma estrutura pautada na redução de resíduos na fonte, e no reaproveitamento.

Diante desta nova realidade, há uma nova ordem de prioridades que envolvem modificações comportamentais que implique na não geração, redução e valorização dos materiais reciclados, exigindo um reposicionamento do empresariado com investimentos em produtos com elevado índice de reciclagem a partir do *ecodesign*. Assim, a reutilização e a reciclagem também estão contempladas nesta nova estrutura de prioridades, exigindo que se repensem os conceitos e que estes venham a atender as novas exigências de mercado (PEREIRA; PEREIRA, 2011).

O Artigo 6 da Lei nº 12.305/2010 apresenta onze (11) princípios da PNRS que contemplam uma visão sistêmica da gestão de resíduos a partir de variáveis ambientais, sociais, culturais e econômicas<sup>39</sup>. Desse modo, conforme enfatizou Besen (2014), este arcabouço jurídico implementou em âmbito federal a denominada responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto. Para tanto, apresenta outros instrumentos para a sua operacionalização, como os princípios de prevenção, precaução, do poluidor-pagador, do protetor recebedor, e outros.

A responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto consiste em impor a cada agente participante do processo a responsabilidade social, econômica e ambiental. Nesta linha, esse princípio exige a participação dos agentes com a finalidade de produzir e destinar adequadamente os resíduos de modo a minimizar os danos ambientais. Consiste em uma inovação, uma vez que, antes da promulgação da PNRS, os encargos e responsabilidades recaíam, sobretudo, sobre o poder público e alguns poucos setores empresariais (GUERRA, 2012).

As políticas ambientais de gestão de resíduos permitiam aos consumidores um papel passivo na gestão de resíduos sólidos, o que foi modificado a partir da PNRS. O Art. 6º do Decreto 7.404/2010 evidencia a nova responsabilidade do consumidor ao determinar que,

---

<sup>39</sup> Quando foi promulgada a PNRS no Brasil, em 2010, esta política previu metas importantes. Dentre estas destacam-se duas: o prazo de dois anos, a partir da promulgação da Lei nº 12.305/2010, para que os entes da federação apresentassem os planos de resíduos sólidos e deveriam erradicar os lixões, como forma de destinação dos resíduos, até a data de 02 de agosto de 2014. O último dado oficial que se teve acesso consta que somente pouco mais de 30% dos municípios afirmaram que elaboraram seus planos de resíduos sólidos. Corroborando a pouca efetividade da Lei, quatro anos após sua promulgação, mais de 50% dos municípios brasileiros ainda utilizam os lixões e os aterros controlados como forma de destinação final de seus resíduos (MMA, 2014).

Os consumidores são obrigados, sempre que estabelecido sistema de coleta seletiva pelo plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos ou quando instituídos sistemas de logística reversa na forma do art. 15, a condicionar adequadamente e de forma diferenciada os resíduos sólidos gerados e a disponibilizar adequadamente os resíduos sólidos reutilizáveis e recicláveis para a coleta ou devolução (BRASIL, 2010a).

O princípio da prevenção e da precaução são considerados a base fundamental para a gestão ambiental, e determinam ações prévias no sentido de antecipar danos ambientais potenciais. Assim, impactos ambientais negativos já registrados devem ser analisados para dimensionamento das extensões dos danos e, de tal forma, contribuir para a assunção de ações preventivas. Mesmo que se reconheça a proximidade da definição destes dois princípios, a precaução não assume incertezas e, frente à mínima possibilidade de ocorrência de danos ambientais, determina-se que ações ambientais deverão ser assumidas (LEMOS, 2012).

A PNRS pode ser entendida como uma política ambiental de regulação direta, mas que apresenta instrumento de cunho econômico para o alcance dos objetivos propostos. Diante disso, o princípio do poluidor-pagador consiste em um instrumento econômico que busca estimular os poluidores a internalizar o dano ambiental provenientes de suas ações de produção e consumo. Juras (2012) observa que a partir deste princípio tem-se um instrumento que permite a internalização do dano ambiental causado pelo poluidor de modo a promover a preservação ambiental usando estímulos à redução da poluição. Contudo, ainda que se reconheça a importância da presença desses instrumentos econômicos neste instrumento de regulação direta, a PNRS não avança para além da pura citação da importância do respectivo instrumento.

Uma das grandes inovações trazidas por meio da promulgação da PNRS consiste no princípio do protetor-recebedor. Embora já existam registros deste princípio na gestão ambiental<sup>40</sup>, constitui a base dos esquemas de pagamentos por serviços ambientais<sup>41</sup>; seu emprego esteve sempre voltado às questões de gestão do solo, das áreas florestadas e dos recursos hídricos. Todavia, este princípio reconhece que aqueles agentes que assumem ações que incrementam a qualidade ambiental devem receber recompensas financeiras (GUERRA, 2012).

---

<sup>40</sup> Ver capítulo 3 deste estudo.

<sup>41</sup> O capítulo 3 deste estudo apresenta e analisa a metodologia convencional de esquemas de PSA. Por outro lado, o capítulo 4 apresenta proposta de esquemas de PSA alicerçados em metodologias alternativas que permitem superar os desafios impostos pela estrutura metodológica convencional.

Além dos princípios apresentados, a Lei nº 12.305/2010, em seu art. 8, apresenta dezessete (17) instrumentos para se atingir os objetivos e metas propostos pela PNRS. O referido arcabouço legislativo apresenta uma grande variedade de instrumentos para a efetivação da PNRS, que perpassa instrumentos de regulação direta a instrumentos econômicos.

#### 5.4.1.2 Instrumentos de regulação direta

A análise da Lei permitiu identificar alguns instrumentos de regulação direta ou políticas de comando e controle enquanto instrumentos de política ambiental voltados a alterar comportamentos de agentes poluidores que, com suas ações, degradam o meio ambiente. Consistem em instrumentos impositivos e que contemplam penalidades pelo não atendimento das determinações<sup>42</sup>. Por outro lado, houve um esforço no sentido de identificar a presença de instrumentos econômicos para a implementação dos objetivos ambientais da PNRS. Nessa linha, Oliveira (2013) enfatiza a importância do emprego conjunto de instrumentos de regulação direta e econômicos como forma de se atingir a eficiência da política.

Desse modo, dentre os vários instrumentos presentes na Lei nº 12.305/2010, destacam-se os instrumentos que mais se aproximam da definição de instrumentos de regulação direta, que são os planos de resíduos sólidos, a logística reversa, a coleta seletiva, os acordos setoriais, a educação ambiental e os sistemas de informações ambientais. Os outros instrumentos, incentivos fiscais, financeiros e creditícios, presentes neste arcabouço legislativo, são classificados como instrumentos econômicos, pela Lei, cuja análise se encontra no próximo tópico.

Os planos de resíduos constituem propostas de planejamento nos níveis federal, estadual e municipal e devem conter elementos que promovam alterações de hábitos e comportamentos dos agentes econômicos. A tabela 5.3 apresenta os planos nacional, estadual e municipal de resíduos sólidos, sua vigência (período) e as respectivas metas quanto à redução, reutilização, reciclagem, entre outras.

---

<sup>42</sup> O art. 51 da Lei em discussão determina a obrigatoriedade de se reparar eventuais danos provenientes da não observação das determinações contidas na Lei e sujeita os agentes infratores às penalidades contidas na Lei nº 9.605/98 (BRASIL, 2010).

Tabela 5.3 - Planos de resíduos sólidos, período e metas.

Plano	Período	Metas
Plano nacional e estadual de resíduos sólidos	Prazo indeterminado e horizonte de vinte (20) anos, devendo ser atualizado a cada quatro (4) anos.	Redução, reutilização, reciclagem, entre outras, com vistas a reduzir a quantidade de resíduos e rejeitos encaminhados para disposição final ambientalmente adequada.
		Aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final de resíduos sólidos.
		Eliminação e recuperação de lixões, associadas à inclusão social e à emancipação econômica de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis.
Planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos	Periodicidade de sua revisão, observado prioritariamente o período de vigência do plano plurianual municipal.	Redução, reutilização, coleta seletiva e reciclagem, entre outras, com vistas a reduzir a quantidade de rejeitos encaminhados para disposição final ambientalmente adequada.

Fonte: BRASIL, 2010. Elaborado pelo autor.

O plano nacional de resíduos sólidos vem com o objetivo de contemplar diretrizes, estratégias e metas que sinalizem as ações necessárias para o alcance dos objetivos nacionais, bem como as prioridades que deverão ser assumidas. Este plano deve conter informações quantitativas e qualitativas relevantes para a gestão dos resíduos, constituindo referência para os entes estaduais e municipais (MMA, 2012).

O plano estadual de resíduos sólidos ocupa uma posição mais central e deverá apresentar um diagnóstico que permita identificar os principais fluxos de resíduos e o potencial de impacto ambiental no Estado, assim como a construção de cenários e o estabelecimento de metas. Os planos microrregionais de resíduos sólidos e os planos de resíduos sólidos de regiões metropolitanas ou aglomerações urbanas pertencem à esfera relativa aos estados-membros (BRASIL, 2010a).

A elaboração dos planos estaduais de resíduos sólidos constitui condição para que os estados tenham acesso aos recursos da União e/ou recursos de entidades federais que deverão financiar empreendimentos e serviços relacionados à gestão de resíduos sólidos<sup>43</sup>. Estes planos deverão contemplar metas para a eliminação e recuperação ambiental das áreas dos lixões, associadas à inclusão social e à emancipação econômica de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis (BRASIL, 2010).

No que lhe diz respeito, o município poderá ter acesso priorizado aos recursos da União e ainda ser dispensado da elaboração do plano municipal desde que optem por soluções consorciadas intermunicipais de gestão de resíduos. Além do mais, constitui exigência a implantação da coleta seletiva pelos municípios, com a participação das associações ou cooperativas de catadores de material reciclável (BESEN, 2014).

Por sua vez, o plano municipal corresponde a um único município e é condição para acesso a recursos públicos federais para a gestão de resíduos sólidos. O município que tenha menos de 20.000 habitantes, conforme a PNRS, poderá apresentar plano com conteúdo mínimo, denominado de plano simplificado. Além de tal, estabelecimentos comerciais e de prestação de serviços deverão elaborar planos de gerenciamento de resíduos sólidos em consonância com o plano municipal, que especifiquem o volume e características dos resíduos gerados e os procedimentos de tratamento adotados (BRASIL, 2010).

Pereira e Pereira (2011) consideram como um dos pontos de destaque da PNRS, a logística reversa que se apresenta como um instrumento de desenvolvimento econômico e social. A lógica deste instrumento é a devolução, ou seja, os consumidores devem, após o uso do produto, devolver aos comerciantes ou distribuidores as embalagens para que estes possam dar um destino ambientalmente adequado aos resíduos. Os responsáveis pelos resíduos poderão firmar convênios com as cooperativas ou associações de catadores de material reciclável de modo a viabilizar a coleta e destinação final.

Um dos aspectos mais relevantes, e que diferencia a PNRS brasileira, é a inclusão dos catadores de materiais recicláveis na gestão dos resíduos sólidos urbanos. Nesta linha,

---

<sup>43</sup> Além dos planos estaduais, os estados-membros poderão elaborar os planos microrregionais de resíduos sólidos e os planos de resíduos sólidos de regiões metropolitanas ou aglomerações. Enquanto os planos estaduais de resíduos sólidos contemplam uma aplicação mais geral, abrangendo todo o território do estado-membro, os planos microrregionais e os planos de resíduos sólidos de regiões metropolitanas estão voltados para às zonas específicas no âmbito do território dos estados-membros. Na elaboração e implementação destes planos os estados-membros deverão garantir a participação dos Municípios que compõem a microrregião, região metropolitana ou aglomeração urbana (BRASIL, 2010; 2010a).

expõe que a gestão municipal deverá incorporar à atividade de coleta seletiva ações que promovam a participação das cooperativas de catadores. Estas ações constituem condição ao acesso prioritário aos recursos da União (MMA, 2012).

Apesar de a PNRS evidenciar a importância dos catadores de material reciclável, nos planos federal, estadual e, sobretudo, municipal, estes, ao devolverem suas atividades que antecedem a PNRS, como gestores dos resíduos sólidos urbanos, prestam serviços ambientais. Todavia, não são recompensados pelos serviços ambientais providos, ou seja, mesmo que exista uma política com fortes traços ambientais, e que apresente instrumentos de regulação direta que os classifiquem como agentes ambientais, estes continuam sendo recompensados somente por aquilo que comercializam.

Os acordos setoriais consistem em um ato contratual celebrado entre o gestor público (Ministério do Meio Ambiente) e fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes. Os setores contemplados com os acordos setoriais são os de descarte de medicamentos, embalagens em geral, embalagens de óleos lubrificantes e seus resíduos, lâmpadas fluorescentes e eletrodomésticos. Conforme dados da PWC (2014), o único acordo firmado até o ano de 2014 havia sido o do setor de embalagens de lubrificantes. A consolidação dos acordos setoriais, assim como a operacionalização da logística reversa, permitirá que os fabricantes possam repensar o conteúdo dos produtos que fabricam de modo a incluir maior percentual de material reciclável e, assim, disponibilizar produtos que impliquem em menor dano ambiental.

Os órgãos ambientais e educacionais, em todas as esferas, deverão se organizar e estruturar procedimentos e normas que permitam a promoção de programas de educação ambiental. Essas ações de cunho pedagógico têm como finalidade disseminar uma nova cultura alicerçada na sustentabilidade ambiental visando modificar o processo de produção e consumo. Assim, objetivam-se conscientizar a sociedade da importância da segregação dos resíduos de modo a potencializar a não geração e a reciclagem de resíduos (MMA, 2012).

Por fim, tem-se como materialização do instrumento de regulação direta da PNRS, os sistemas de informações ambientais, o Sistema Nacional de Informações dos Resíduos (SINIR), que está sob coordenação e articulação do Ministério do Meio Ambiente. Este instrumento deve ser alimentado com informações relativas aos resíduos sólidos por Estados e Municípios (BRASIL, 2010a). Tal instrumento é de suma importância, pois permitirá a apresentação de informações oficiais da gestão de resíduos sólidos urbanos no

Brasil e, assim, contribuirá sobremaneira para o desenvolvimento de futuras pesquisas sobre o tema.

#### 5.4.1.3 Instrumentos econômicos

A PNRS, para estimular o alcance dos objetivos propostos, prevê a adoção de instrumentos econômicos que estão materializados em incentivos fiscais, financeiros e creditícios, conforme exposto no Art. 44 da respectiva Lei (BRASIL, 2010). Não obstante, o arcabouço legislativo em discussão apresentar um capítulo que sugere a adoção de instrumentos econômicos, não apresenta nenhum esforço no sentido de detalhar estes mecanismos. Corroborando essa afirmação, Oliveira (2013) expõe que, apesar de a Lei empregar termos como incentivos, estímulos, fomento e medidas indutoras às atividades de gestão de resíduos sólidos urbanos, ela não contempla uma discussão das especificações destas medidas.

Para este arcabouço legislativo, que pode ser entendido como uma política ambiental de gestão de resíduos sólidos urbanos, os incentivos fiscais, financeiros e creditícios são instrumentos que devem ser empregados para o alcance dos fins a que se propõe a PNRS, qual seja, a gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos. Desse modo, os entes da federação estão autorizados a instituir normas com a finalidade de conceder incentivos fiscais, financeiros e creditícios aos agentes econômicos, o que inclui os catadores de materiais recicláveis reunidos em associações ou cooperativas que se dedicam à promoção da gestão dos resíduos sólidos urbanos (BRASIL, 2010; 2010a).

Ainda dentro do quadro de instrumentos econômicos da PNRS, o Decreto que instituiu esta política apresenta um melhor detalhamento destes instrumentos, entendidos como medidas indutoras de sua consolidação. Entre os instrumentos econômicos, a Lei prevê a possibilidade de incentivar a atividade dos catadores de materiais recicláveis cooperados a partir de reconhecimento financeiro, dos serviços ambientais prestados por meio das atividades desenvolvidas por estes catadores. Nesta linha, sugere a adoção do instrumento econômico de pagamentos por serviços ambientais (PSA) para os catadores presentes em associações ou cooperativas (BRASIL, 2010a).

Ainda que se reconheça a grande inovação trazida pela Lei, ao propor o instrumento econômico de política ambiental de PSA para os catadores, a PNRS não avança, pois não vai além da citação. Ou seja, não apresenta a metodologia e a forma como se dará o desenho e a implementação deste instrumento, que tem sido empregado enquanto instrumento econômico da política ambiental na gestão florestal, do solo e dos recursos hídricos.

Além disso, a Lei sugere a adoção de um conjunto de instrumentos denominados de instrumentos econômicos, como a cessão de terrenos públicos, destinação dos resíduos recicláveis descartados pelos órgãos e entidades da Administração Federal às associações e cooperativas dos catadores de material recicláveis, subvenções econômicas, fixação de critérios, metas e outros dispositivos. No entanto, com exceção do instrumento econômico de pagamento por serviço ambiental, para efeito desta pesquisa, todos os outros denominados pela Lei de instrumentos econômicos não passam de ações públicas de inclusão social, não preenchendo os requisitos de um instrumento econômico, de acordo com os princípios da economia ambiental.

#### 5.4.2 Dados referentes aos resíduos no Brasil

As estatísticas oficiais têm dificultado a apresentação da realidade dos resíduos sólidos no Brasil, pois os dados, quando são publicados, apresentam uma grande defasagem e não são apresentados de modo que poderiam contribuir ainda mais para melhor contextualização da realidade dos resíduos sólidos urbanos, tais como estimativas do volume de resíduos sólidos urbanos gerados e coletados. Para se ter uma ideia, a última pesquisa oficial realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), e que culminou com o importante documento denominado Pesquisa Nacional sobre Saneamento (PNSB), apresentando os dados nacionais de resíduos até o ano de 2008, datam do ano de 2010.

Diante da escassez de dados oficiais, diversas organizações têm dedicado esforços no sentido de levantar dados que possam contribuir para a construção do contexto atual da gestão de resíduos sólidos urbanos no país. No entanto, as pesquisas apresentam metodologias distintas, o que, na maioria das vezes, impede a utilização de dados de fontes diversas por não serem comparáveis.

Historicamente, conforme foi apresentado, a gestão de resíduos foi tratada exclusivamente como um apêndice do saneamento básico, com destaque para a disposição

final. A preocupação maior centrava-se nos impactos ambientais, na saúde pública e nas comunidades adjacentes aos locais designados como receptores dos resíduos. No entanto, a eficiência na gestão de resíduos deve ultrapassar esses limites, de modo a introduzir uma política ambiental de gestão de resíduos que consiga incentivar a não geração, o reuso, a reciclagem e a disposição adequada somente dos resíduos (lixo) que não atenderem a nenhum dos processos anteriores. A disposição final também deve receber atenção de modo a se pensar em formas de minorar os impactos ambientais.

A última pesquisa realizada pelo IBGE (2010), que culminou na Pesquisa Nacional sobre Saneamento (PNSB), indicou a seguinte situação de destinação dos resíduos coletados no Brasil: 50,8% em lixões a céu aberto, 22,5% em aterro controlado e 27,7% em aterros sanitários. Essa realidade foi, inclusive, considerada satisfatória pelo Instituto, pois em 1989, mais de 88% dos resíduos foram encaminhados para os lixões. Ainda que se reconheça que boa parte dos resíduos que outrora eram encaminhados para os lixões e que estão recebendo um destino mais adequado, como os aterros controlados e sanitários, os dados ainda apresentam um contexto desfavorável, pois 80% do território nacional, em 2008, eram ocupados por municípios que assumiam o lixão como instrumento de gestão dos seus resíduos.

A maioria dos dados a respeito da gestão de resíduos sólidos urbanos refere-se, sobretudo, às grandes metrópoles. No entanto, o Brasil apresenta grande participação de pequenos municípios que assumem que o destino final de seus resíduos sólidos urbanos seja os lixões. Com o objetivo de apresentar a realidade mais recente do destino final dos resíduos sólidos urbanos, a tabela 5.4 apresenta alguns dados.

**Tabela 5.4 - Destino final dos resíduos sólidos urbanos como percentual do volume coletado no período de 2009 a 2013 no Brasil.**

<b>Destino final</b>	<b>2009 (%)</b>	<b>2010 (%)</b>	<b>2011 (%)</b>	<b>2012 (%)</b>	<b>2013 (%)</b>
Aterro Sanitário	57	58	58	58	58
Aterro Controlado	24	24	24	24	24
Lixão	19	18	18	18	17

Fonte: Abrelpe<sup>44</sup>, 2009; 2010; 2011; 2012 e 2013. Elaborado pelo autor.

<sup>44</sup> A Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) é uma associação sem fins lucrativos que é mantida por um conjunto de empresas privadas prestadoras de serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos.

Os dados presentes na tabela 5.4 são dados desagregados, ou seja, não se referem aos resíduos em geral, mas aos resíduos sólidos urbanos. Desse modo, observa-se que de 2009 à 2013, o país não tem apresentado uma melhora no destino final dos resíduos sólidos urbanos. Além disso, 57% dos resíduos sólidos urbanos coletados em 2009 receberam como destino o aterro sanitário, considerado o local adequado ao recebimento dos resíduos.

Ao considerar que, segundo o IBGE (2010), praticamente 82% dos municípios brasileiros assumiram que em 2008 não existia nenhuma ação de coleta seletiva, pode-se afirmar que boa parte do que foi encaminhado para os aterros não é lixo e sim resíduos. A pesquisa nacional realizada pela Abrelpe (2013) apresenta o contexto atual e corrobora essa afirmação ao indicar que em 2013 mais de 37% dos municípios brasileiros não apresentaram iniciativas de coleta seletiva dos resíduos sólidos urbanos.

A afirmação de que o encaminhamento dos resíduos para aterros sanitários constitui-se em disposição adequada está sujeita a contestações, mesmo que a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) estabeleça que esta seja a modalidade de destinação final de lixo, ou seja, os remanescentes do consumo que não são passíveis de reuso ou reciclagem. Conforme foi observado por Waldman (2011), esta modalidade ocupa uma vasta área e exige grandes investimentos para descartar materiais que poderiam ser reutilizados ou reciclados.

Os aterros sanitários podem ser reconhecidos como menos impactantes, do ponto de vista ambiental, do que as modalidades de aterros controlados e os lixões, mas constituem estruturas sujeitas a falhas operacionais e acidentais. Mesmo quando se consideram os aterros mais bem estruturados tecnicamente, os impactos ambientais são iminentes. Muitos sofrem com transbordamentos e penetração de chorume no solo, emissão de gás, depósito de dejetos perigosos e muitos outros impactos ambientais que não estão contemplados nos planos de engenharia.

Corroborando este contexto, Waldman (2011) afirma que independentemente do método de destinação final dos RSU, ambientalmente correto ou não, a medida está na contramão da ecoeficiência e das posturas mais avançadas quanto à economia dos materiais, que busca encaminhar para os aterros sanitários somente os resíduos (lixo) que não possam ser aproveitados. Estas modalidades que vem recebendo montanhas de resíduos servem apenas para se desfazer de potenciais fontes de geração de renda e inclusão social.

Uma das principais fases na gestão de resíduos é a reciclagem, e o Brasil tem se destacado no que concerne a alguns itens que apresentam mercados consolidados, como as latas de alumínio e as embalagens PET. Em 2008, o índice de reciclagem das latas de alumínio foi de 91,5%, e o de embalagens PET de 54,8% (IBGE, 2010). Embora reconheçam-se os benefícios econômicos e ambientais da reciclagem de materiais como alumínio, plásticos, vidros etc., o país ainda enfrenta o grande desafio de incrementar o índice de reciclagem dos resíduos sólidos urbanos. Segundo a CEMPRE (2014), somente 13% do resíduos produzidos no Brasil foram reciclados no ano de 2013.

#### 5.4.3 Dados sobre a cadeia de reciclagem no Brasil

A cadeia de reciclagem reúne vários elos em sua estrutura organizacional, tais como: o processo inicial de gerenciamento de resíduos, a coleta, a triagem, o enfardamento, a comercialização do material, a logística de transporte, o beneficiamento pela estrutura industrial e, até mesmo, a pesquisa e o desenvolvimento de novos produtos (SANTOS *et al*, 2011). Este processo exige a participação de agentes, como os gestores públicos municipais, empresários, consumidores, sobretudo, os catadores, cujas atividades de separação de resíduos contribuem para redução nos dispêndios da produção, do consumo de energia e, sobretudo, na geração de benefícios ambientais (IPEA, 2010).

As estatísticas referentes à cadeia de reciclagem no Brasil não são precisas, e as oficiais mais recentes datam de 2008 (IBGE, 2010). Diante deste contexto, a pesquisa realizada pelo Compromisso Empresarial para a Reciclagem (CEMPRE), indicou que somente 13% do resíduos sólidos urbanos gerados nacionalmente são encaminhados para a reciclagem<sup>45</sup>. Não obstante, o país se destaca na reciclagem de alguns materiais que compõem os resíduos sólidos urbanos, como o alumínio, o papelão, as latas de aço e as embalagens longa vida, 77%, 94%, 47% e 27%, respectivamente (CEMPRE, 2014).

Algumas pesquisas têm envidado esforços para evidenciar que a cadeia de reciclagem produz benefícios econômicos e ambientais a partir das suas atividades (CALDERONI, 2003; IPEA, 2010). Estes estudos têm buscado indicar os benefícios

---

<sup>45</sup> O CEMPRE é uma associação sem fins lucrativos que reúne várias empresas privadas que atuam na promoção da reciclagem.

econômicos usando o levantamento da diferença entre os custos de se produzir um produto a partir de matéria-prima extraída da natureza e os custos gerados para a produção do mesmo produto a partir da utilização de matéria-prima proveniente de processos de reciclagem. Concluíram que a cadeia de reciclagem é capaz de gerar significativos benefícios econômicos e indicaram que, anualmente, a economia nacional enterra aproximadamente 8 bilhões de reais. Nesta linha, consideram que se todos os resíduos gerados nacionalmente fossem encaminhados para a reciclagem, o país poderia apropriar deste montante anualmente.

As pesquisas também explicitaram que a cadeia de reciclagem produz benefícios ambientais em diferentes dimensões (CALDERONI, 2003; IPEA, 2010). Afirmaram que estas atividades minimizam externalidades ambientais negativas ao diminuir a pressão sobre os recursos madeireiros, sobre os recursos hidrológicos, sobre a biodiversidade e, principalmente, sobre a emissão de gases de efeito estufa. No entanto, não especificam os fundamentos metodológicos que alicerçam os resultados e, principalmente, desconsideram a estrutura teórica dos princípios da economia neoclássica, provendo assim uma sobreposição de fundamentos da economia dos recursos naturais e da economia da poluição. Além disso, desconsideram os catadores e evidenciam, sobretudo, a indústria da reciclagem que constitui o elo mais forte da cadeia de reciclagem.

Um dos principais instrumentos para o fortalecimento da reciclagem é o incentivo, nos municípios brasileiros, de programas de coleta seletiva, reunindo as etapas de coleta, transporte, tratamento e triagem dos resíduos produzidos por consumidores e empresas (IPEA, 2013). Mais ainda, conforme determina a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), essas atividades devem ser estruturadas com a incorporação dos catadores (BRASIL, 2010).

Segundo o IBGE (2010), dos 5.564 municípios pesquisados, 5.562 assumiram que realizam atividades de manejo de resíduos sólidos, no entanto, somente 684 afirmaram contar com a participação de cooperativas ou associações de catadores de material reciclável. Assim, conforme este Instituto, são praticamente 1.175 cooperativas de catadores no Brasil, que reúnem mais de 30 mil catadores. Não obstante, observam-se que, neste período, o país registrou a participação de cooperativas de catadores em apenas 12% dos municípios. Ou seja, praticamente 88% dos municípios brasileiros não contavam com a participação dos catadores de material reciclável em suas ações de gestão de resíduos sólidos.

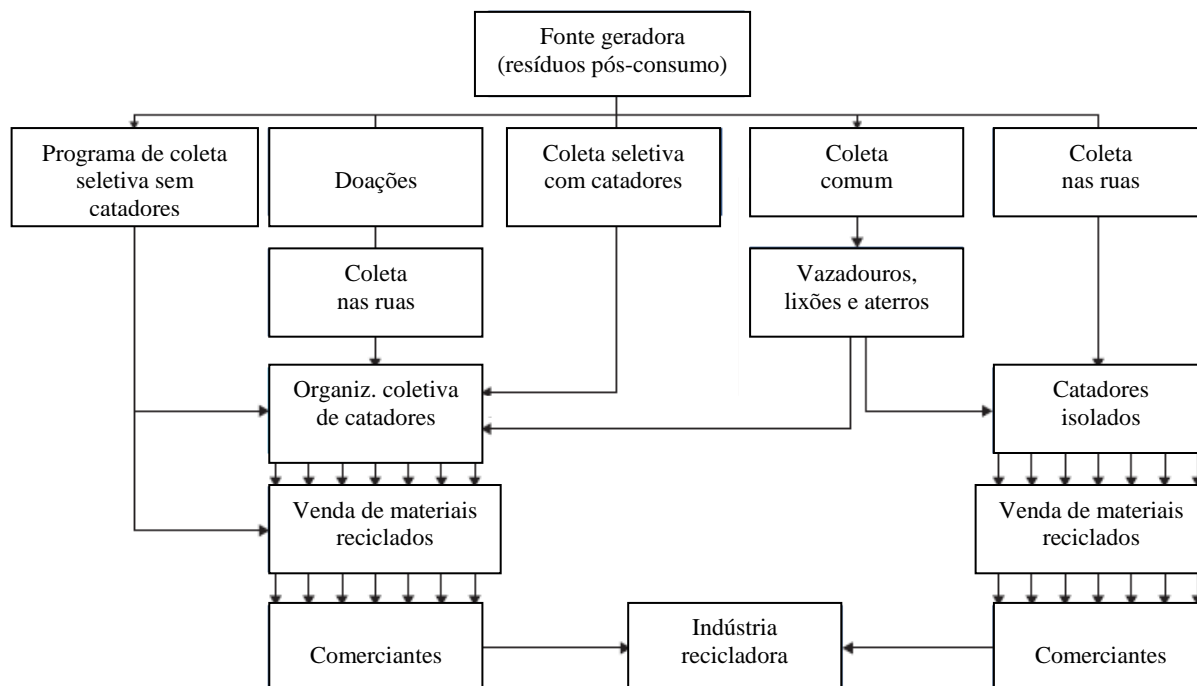
Uma questão importante a ser destacada é que o incentivo à coleta seletiva com a devida integração dos catadores constituem ações necessárias, mas não suficientes, para o fortalecimento desta atividade. O caminho para o fortalecimento da reciclagem passa necessariamente pelo reconhecimento das atividades desenvolvidas pelos catadores de material reciclável, pois, mesmo nas coletas seletivas realizadas sem a presença destes, os resíduos têm como destino as cooperativas ou associações de catadores de material reciclável.

Neste contexto, há uma ausência de uma política ambiental de gestão de resíduos com a contemplação de instrumentos econômicos que permitam reconhecer, sobretudo, os benefícios ambientais gerados pelas atividades desenvolvidas pelos catadores<sup>46</sup>. Entende-se que a indústria de reciclagem já incorpora os benefícios econômicos e ambientais de suas atividades a partir dos preços de mercado que pagam pelos materiais comercializados pelos catadores.

A figura 5.3 apresenta, de modo resumido, a complexidade dos principais elos da cadeia de reciclagem brasileira. Esta cadeia configura-se como estrutura importante na recuperação dos resíduos que são coletados, triados, enfardados e comercializados pelos catadores de material reciclável.

---

<sup>46</sup> Há no Brasil uma iniciativa inédita de tentativa de reconhecimento dos serviços ambientais providos pelos catadores de material reciclável. Trata-se de uma iniciativa ratificada por meio da Lei n. 19.823/2011 que instituiu por meio do Decreto n. 45.975/2011 a Bolsa Reciclagem e, é divulgado como sendo um esquema de pagamentos por serviços ambientais para catadores. Todavia, conforme será enfatizado na Tese, este esforço não se configura como um esquema de PSA, por não preencher os requisitos de um instrumento econômico.



**Figura 5.3 – Estrutura da cadeia de reciclagem brasileira.**

**Fonte:** IPEA; 2011, p. 22. Modificada pelo autor.

Os resíduos provenientes do pós-consumo de bens e serviços são apropriados pelos catadores em situações distintas, sendo que algumas cidades brasileiras apresentam programas governamentais de coleta seletiva que coletam os resíduos na fonte geradora e os encaminham para associações ou cooperativas de catadores de material reciclável. Por outro lado, volume considerável dos materiais recicláveis é coletado diretamente por catadores pertencentes a associações ou cooperativas e/ou pelos catadores isolados (carrinheiros). Além disso, boa parte dos materiais que são triados, enfiados e comercializados pelas associações é proveniente de doações.

Conforme a figura 5.3, uma das formas de coleta e triagem de resíduos é a coleta seletiva com participação dos catadores que realizam a coleta em eventos públicos, como por exemplo, em feiras. A PNRS, inclusive, prevê a possibilidade de celebração de contratos de prestação de serviços de gestão de resíduos entre as associações ou cooperativas e os grandes geradores privados e públicos. Finalmente, há o esforço dos catadores em obter os resíduos a partir das usinas de triagem presentes nos aterros ou lixões, assim como da busca direta junto aos lixões.

Dada a complexidade da cadeia de reciclagem, uma última reflexão faz-se necessária. A partir da análise da figura 5.3, identificam-se diversos agentes, como os catadores de material reciclável, a coleta seletiva realizada pelos municípios, os atravessadores (comerciantes), a indústria da reciclagem e o Estado, que usando o arcabouço jurídico institucionalizado, determinam as ações da indústria da reciclagem e dos catadores.

Este arranjo não permite que os catadores se apropriem de todos os benefícios gerados a partir de suas atividades, sobretudo, os ambientais. Nesta linha, os preços recebidos pelos materiais reciclados comercializados pelos catadores são muito baixos, sendo que parte da explicação deve-se à existência de um desequilíbrio entre oferta e demanda destes materiais (IPEA, 2010).

Neste contexto, boa parte da explicação para os baixos preços de mercado que os catadores recebem pelos materiais reciclados e comercializados reside no fato de que o mecanismo de preços de mercado não incorpora a externalidade ambiental positiva gerada. Frente a isso, surge a oportunidade de discutir o desenvolvimento e aplicação de instrumentos econômicos de política ambiental que permitam a apropriação, por parte dos catadores, dos benefícios ambientais gerados a partir de suas atividades.

## **CAPÍTULO 6 - PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS PARA CATADORES DE MATERIAL RECICLÁVEL: EVIDÊNCIAS EMPÍRICAS**

### 6.1 Catadores de material reciclável: uma especificidade brasileira

Os catadores, uma peculiaridade na gestão de resíduos no Brasil, são agentes fundamentais para melhorar a realidade da reciclagem. Representam parte da enorme desigualdade econômica deste país e, com suas atividades de reciclagem, têm contribuído para potencializar as ações municipais de coleta seletiva. Os catadores tem somado esforços para que o país se destaque na reciclagem de materiais que, sem a participação deles, seriam enterrados ou simplesmente descartados.

Além dos catadores reunidos em cooperativas ou associações, existem os carrinheiros, os catadores que vivem do lixo, em situações precárias e que chegam inclusive a se alimentar do próprio lixo (OLIVEIRA, 2011). Estes agentes vêm, depois de um longo caminho de mobilização social, avançando em termos de organização coletiva e institucional, o que tem contribuído para o fortalecimento de sua identidade perante à sociedade em geral e, principalmente, frente aos governos.

A tabela 6.1 apresenta os principais marcos históricos da mobilização social dos catadores de material reciclável. O evento nacional realizado em 1998, Fórum Nacional Lixo e Cidadania, foi coordenado pelo Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF) com o objetivo de buscar a erradicação do trabalho infantil nos lixões e conscientizar os catadores sobre a importância das ações relativas ao trabalho digno junto ao gerenciamento dos resíduos sólidos (OLIVEIRA, 2011).

**Tabela 6.1 - Síntese da mobilização histórica dos catadores de material reciclável.**

Ano	Evento	Características
1998	Fórum Nacional Lixo e Cidadania	Coordenado pelo Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF), propôs a erradicação, por meio da campanha Criança no Lixo Nunca Mais, do trabalho infantil no lixo.
1999	I Congresso Nacional dos Catadores de Papel	Realizado em Belo Horizonte, onde o centro dos debates foi a discussão da criação de um movimento nacional dos catadores.
2001	Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis (MNCR)	Esse movimento foi instituído no I Congresso Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis, em Brasília.
2003	I Congresso Latino-americano de Catadores	Lançou-se a Carta de Caxias do Sul, que defendia o alinhamento do diálogo e reivindicações com catadores e organizações da América Latina.
2005	II Congresso Latino-americano de Catadores	Debates em torno do fortalecimento das políticas públicas e das associações ou cooperativas de catadores.
2008	III Congresso Latino-americano de Catadores de Material Reciclável	Foi realizado na Colômbia e teve como foco o debate em torno do reconhecimento da profissão de catador, por meio da Carta de Bogotá.

Fonte: Oliveira (2011); MNCR (2001; 2003; 2005; 2008). Elaborado pelo autor.

Um ano após a realização do Fórum Nacional Lixo e Cidadania, lançaram o I Congresso Nacional dos Catadores de Papel, instituindo as bases para a criação, dois anos depois, do Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis (MNCR), em 2001. A partir deste evento, que reuniu mais de 1.700 catadores, estes passaram a se denominar catadores de material reciclável. Esse movimento permitiu a construção de uma identidade que expusesse as necessidades e demandas da categoria, bem como a superação de denominações pejorativas como por exemplo, catadores de lixo e/ou sucateiros (MNCR, 2001).

O MNCR, enquanto marco histórico da mobilização social dos catadores, é reconhecido como a maior articulação organizacional em prol dos catadores no mundo e, a partir do ano de 2003, estendeu suas ramificações para outras nações (MNCR, 2003). A realização do I e do II Congresso Latino-americano de Catadores, a partir do MNCR, estendeu modelos de cooperativas e estruturas legislativas institucionalizadas voltadas aos catadores para a América Latina. O último ato de maior expressão internacional deve-se à

proclamação da Carta de Bogotá no III Congresso Latino-americano de Catadores de Material Reciclável realizado na Colômbia em 2008 (MNCR, 2008).

Os eventos sumarizados a partir da tabela 6.1 contribuíram para que os catadores, enquanto categoria social, ganhassem maior grau de organização e articulação social e, sobretudo, visibilidade em âmbito nacional. Diante disso, o governo brasileiro, em seus diversos níveis administrativos, vem nos últimos anos lançando vários instrumentos normativos expressos em leis, regulamentos, decretos<sup>47</sup>, portarias<sup>48</sup> e normas a respeito da gestão dos resíduos. Esses instrumentos alicerçam o processo de gestão de resíduos em todas as suas fases, ou seja, da geração à disposição final e passam a disciplinar o comportamento de todos os agentes envolvidos neste processo, como as empresas, os consumidores, os catadores e até mesmo o agente público (IPEA, 2013).

No ano de 2010, há o lançamento do mais importante instrumento de gestão de resíduos do Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos, que entre os seus objetivos constam o fortalecimento dos catadores e das suas estruturas coletivas de produção<sup>49</sup>. A PNRS reconhece a importância dos catadores de materiais recicláveis como agentes da política de gestão de resíduos e, desse modo, o inciso XII do art. 7.º da referida lei estabeleceu o seguinte objetivo: "integração dos catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis nas ações que envolvam a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos." Estes agentes são reconhecidos como indispensáveis para o alcance dos fins a que se destina a PNRS. A importância dos catadores foi evidenciada enquanto agentes imprescindíveis à execução dos vários instrumentos, como a coleta seletiva (DECRETO 7.404/2010, art. 11);

---

<sup>47</sup> Em 19 de setembro de 2003, foi instituído o Comitê Interministerial de Inclusão Social de Catadores de Lixo que, em 2010, passa a ser denominado Comitê Interministerial para Inclusão Social e Econômica dos Catadores de Materiais Reutilizáveis e Recicláveis (CIISC). Esse comitê foi criado com o objetivo de coordenar as ações junto à esfera federal por meio do alinhamento das decisões dos ministérios e órgãos que promovem o financiamento da cadeia de reciclável, como por exemplo, a Caixa Econômica Federal, o Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES), etc. (OLIVEIRA, 2011).

<sup>48</sup> Entre os vários atos normativos, destaca-se a Portaria nº 397 do Ministério do Trabalho e Emprego que foi publicada no dia 09 de outubro de 2002 e institui na Classificação Brasileira de Ocupações (CBO) a profissão de catador de material reciclável (OLIVEIRA, 2011).

<sup>49</sup> Além da Política Nacional de Resíduos Sólidos, torna-se importante evidenciar o lançamento, pelo governo federal em 2010, do Programa Pró-Catador. O IPEA (2013) evidencia que este programa objetiva a integração e articulação das ações do governo federal em prol dos catadores de material reciclável. Assim as ações estão orientadas à melhorar as condições de trabalho dos catadores, incrementar as oportunidades de trabalho para os seus familiares e integrar os catadores na expansão da coleta seletiva de resíduos sólidos por meio da promoção da reutilização e reciclagem.

logística reversa (DECRETO 7.404/2010, art. 18, § 1º) e no âmbito da responsabilidade compartilhada<sup>50</sup> (Lei nº 12.305/2010, art. 30) (BRASIL, 2010; 2010a).

Conforme foi discutido, no âmbito da UE, a conformação do arcabouço legislativo contempla as instituições intergovernamentais, o governo nacional dos Estados-Membros, os responsáveis pela gestão dos resíduos, o que inclui o consumidor. Um dos grandes diferenciais do arcabouço legislativo institucionalizado no Brasil, e o da UE, é a gestão de resíduos com inclusão dos catadores, ou seja, além de contemplar todos os aspectos inerentes à estrutura regulatória da UE, o Brasil apresenta um agente adicional na gestão dos resíduos sólidos urbanos, os catadores de material reciclável presentes em associações ou cooperativas. Além disso, a PNRS reconhece que estes agentes, a partir de suas atividades, prestam serviços ambientais que devem ser reconhecidos e estimulados.

A PNRS instituída pelo Decreto 7.404/2010 constitui-se na mais importante política ambiental de gestão de resíduos sólidos urbanos. Nesta política, determina-se, no artigo 41, que cabe ao poder público municipal a obrigatoriedade de incluir os catadores em seus planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos. Desse modo, deverão ser definidos programas e ações para a inclusão da participação das cooperativas ou modalidades de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis constituídas por pessoas de baixa renda. O artigo 42 imputa essa obrigatoriedade ao setor empresarial, que deverá contemplar, em seus respectivos planos de resíduos sólidos, ações relativas aos catadores<sup>51</sup> (BRASIL, 2010a).

A PNRS prevê medidas facilitadoras para a celebração de contrato com associações ou entidades representativas dos catadores, para a prestação de serviços, prevendo, inclusive, a dispensa de licitação, nos termos do inciso XXVII do artigo 24 da Lei 8.666, de 21 de junho de 1993 (BRASIL, 1993). Ainda, objetivando melhorar a eficiência dos serviços prestados pelos catadores e contribuir para a estabilidade das entidades representativas desta categoria, determinou-se o estímulo à capacitação, à incubação e ao fortalecimento institucional das cooperativas. Além disso, estimulou-se a pesquisa orientada

---

<sup>50</sup> Entende-se como responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos como sendo um conjunto de atribuições "[...] implementadas de forma individualizada e encadeada, abrangendo os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, os consumidores e os titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos [...]" (Lei nº 12.305/2010, art. 30) (BRASIL, 2010).

<sup>51</sup> O art.43 do Decreto 7.404/2010 dispõe que a caberá a União a criação, por meio de regulamento específico, de programas que objetivem melhorar as condições de trabalho e as oportunidades de inclusão social e econômica dos catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis (BRASIL, 2010a).

para a integração das ações que envolvam a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto, bem como a melhora das condições de trabalho dos catadores (art. 44, II e III, do Decreto 7.404/2010) (BRASIL, 2010a).

O poder público criou e instituiu medidas indutoras de linhas de financiamento para a implantação de infraestrutura física e aquisição de equipamentos para as cooperativas ou outras formas de associação de catadores formadas por pessoas de baixa renda, conforme especificado no art. 42, III, da Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010). Estas medidas visam melhorar o funcionamento e contribuir para a criação de cooperativas de catadores.

Mesmo que se reconheça a importância da constituição da PNRS, promulgada há mais de quatro anos, os catadores ainda enfrentam um contexto de desemprego ou subemprego, e pouco se avançou no reconhecimento da externalidade ambiental positiva gerada a partir de suas atividades.

A proposta de reconhecimento dos serviços ambientais providos só encontra registros no corpo da PNRS e em alguns esforços, como em estudos realizados pelos Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada e na iniciativa pioneira do Governo de Minas Gerais<sup>52</sup>. Além destas, nesta pesquisa enfatiza-se a iniciativa do governo municipal de Goiânia. O desinteresse nesta atividade, mesmo que a PNRS reconheça que seja relevante, deve-se aos poucos avanços em propor instrumentos econômicos de política ambiental de gestão de resíduos que permitam que estes agentes possam apropriar-se de todos os benefícios que geram, sobretudo, as externalidades ambientais positivas.

## 6.2 A proposta do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada

Nesta pesquisa, considera-se que os catadores de material reciclável, a partir do desenvolvimento das atividades de catação, triagem, enfardamento e comercialização dos resíduos sólidos urbanos (RSU) geram, involuntariamente, um conjunto de serviços ambientais. Nessa linha, conforme foi enfatizado no capítulo 5 deste estudo, no ano de 2010 o governo brasileiro promulgou pelo Decreto 7.404/2010 a política nacional de resíduos sólidos (PNRS), que estabeleceu um indicativo de pagamentos por serviços ambientais para os

---

<sup>52</sup> Os próximos tópicos foram construídos de modo a exemplificar as iniciativas pioneira em sugerir e promover pagamentos por serviços ambientais para catadores de material reciclável presentes em cooperativas ou associações.

catadores de material reciclável presentes em cooperativas ou associações (BRASIL, 2010a). Todavia, não houve um esforço maior no sentido de propor de fato uma política ambiental que seria conduzida, neste caso, a partir do instrumento econômico supracitado.

Nos capítulos 2 e 3 desta pesquisa, apresentam-se os fundamentos dos instrumentos econômicos de política ambiental e o pagamento por serviços ambientais e, exposto como tal, visam promover pagamentos por externalidades ambientais positivas providas pelos agentes econômicos. Nesta direção, reconhecem que os catadores historicamente geram externalidades ambientais positivas, no entanto, não é possível delimitar um serviço ambiental provido por esses agentes.

Complementarmente a esta proposta, o Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), em estudo publicado em 2010<sup>53</sup>, propõe esquemas de pagamentos por serviços ambientais para a cadeia da reciclagem (IPEA, 2010)<sup>54</sup>. Nesta linha, concentram-se esforços no sentido de propor formas de estimar os benefícios econômicos e ambientais inerentes ao processo de reciclagem a partir do cotejamento da diferença entre os custos da produção de uma tonelada de material usando matéria-prima virgem comparado aos custos desta mesma produção com material reciclado<sup>55</sup>.

Neste contexto, estimam o benefício líquido da cadeia da reciclagem a partir da diferença entre a estimativa dos custos dos insumos para a produção a partir de matéria-prima virgem e os custos dos insumos para a produção a partir da reciclagem. No que tange aos benefícios de ordem ambiental, esta pesquisa considerou as seguintes variáveis: i) diminuição no consumo de energia; ii) redução da emissão de gases do efeito estufa; iii) diminuição no consumo de água e preservação da biodiversidade. Além disso, consideraram somente os seguintes materiais: aço, alumínio, celulose, plástico e vidro.

A produção a partir de matéria-prima virgem implica, para todos os materiais selecionados pela pesquisa, maior consumo de energia. Desse modo, o processo de

---

<sup>53</sup> A discussão a seguir foi elaborada com base em IPEA (2010).

<sup>54</sup> O IPEA emprega o termo de pagamento por serviço ambiental urbano (PSAU) que está alinhado com os estudos realizados por Calderoni (2003) e Serõa da Motta (1998).

<sup>55</sup> Esta pesquisa estimou que o processo de reciclagem gera os seguintes benefícios econômicos por toneladas de material reciclado: R\$ 127,00 para o aço, R\$ 2.175 para o alumínio, R\$ 330,00 para a celulose, R\$ 1.164 para o plástico e R\$ 120,00 para o vidro (IPEA, 2010).

reciclagem ganha destaque frente aos benefícios ambientais. Esse processo proporciona menor pressão sobre o sistema elétrico nacional, beneficiando toda a comunidade.

As diversas formas de geração de energia provocam algum impacto ambiental. Estimou-se, por método de valoração ambiental, o impacto ambiental proveniente da produção de energia necessários à produção de uma tonelada de material primário e secundário (reciclado). Assumindo que o processo de reciclagem promove economia de energia, considerou-se essa economia como benefícios ambientais gerados por esse processo.

Esses dados foram levantados a partir de estudos sobre valoração econômico-ambiental. Considerando a escassez de pesquisas que tratassem dessa discussão e os limites metodológicos, optou-se por considerar apenas algumas formas de produção de energia e seus resultados como *proxy* para as demais. A tabela 6.2 sintetiza os valores dos custos associados à geração de energia para a produção primária e secundária.

**Tabela 6.2 - Estimativa dos benefícios ambientais associados à redução do consumo de energia.**

Materiais	Custos ambientais associados à geração de energia para produção primária (R\$/t)	Custos ambientais associados à geração de energia para reciclagem (R\$/t)	Benefício líquido da reciclagem (R\$/t)
Aço	34,18	7,81	26,37
Alumínio	176,78	7,92	168,86
Celulose	11,98	2,26	9,72
Plástico	6,56	1,4	5,16
Vidro	23,99	20,81	3,18

Fonte: IPEA; 2010, p. 16.

Em relação à redução da emissão de gases de efeito estufa, consideraram-se como parâmetro a permissão para uma tonelada de carbono, a partir de seus preços de mercado. O preço é baseado no programa europeu de comércio de emissões, o *European Union Emission Trading System* (EU ETS). Esse esquema transaciona "créditos de carbono" obtido conforme as regulamentações do Protocolo de Quioto (IPEA, 2010).

A partir deste programa, identificou-se que o valor médio de uma tonelada evitada de CO<sub>2</sub>, assim como outros gases de efeito estufa (GEE) considerados em equivalência de toneladas de CO<sub>2</sub>, conforme seu potencial de aquecimento global, foi de € 15,4, equivalente a R\$ 33,42. Essa relação foi obtida a partir da cotação €\real média de janeiro\fevereiro de 2010, deflacionado para 2007 pelo Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA) (*Ibid*, 2010).

Neste sentido, o benefício líquido da cadeia de reciclagem foi obtido por meio da estimativa da diferença na geração de GEE para se produzir uma tonelada de material a partir de matéria-prima virgem e a partir de material reciclado. Assim, para se obter estes benefícios em valores pecuniários, considerou-se o preço de créditos de carbono levantados.

Conforme foi enfatizado, o estudo realizado pelo IPEA considerou como benefício de ordem ambiental a redução do consumo de água. Para tanto, adotou a metodologia empregada pelo Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP). Essa proposta consiste na consideração de três componentes: o volume de água captado, o volume consumido e o volume de efluentes despejados no rio. No entanto, devido à insuficiência de dados, não foi possível obter os valores provenientes do consumo de água ou o volume de efluentes despejados no rio o que impossibilitou a emprego do esquema CEIVAP. Obteve-se apenas os valores de captação, que foram assumidos como o valor ambiental da água, conforme tabela 6.3.

**Tabela 6.3 - Estimativa dos benefícios ambientais associados à redução do consumo de água.**

Materiais	Quantidade de água captada para a produção primária (m <sup>3</sup> /t)	Benefício ambiental associado à redução do consumo de água (R\$/t)
Aço	13,4	0,27 <sup>56</sup>
Alumínio	31,2	0,62
Celulose	40,5	0,81
Plástico	1,95	0,04
Vidro	1	0,02

Fonte: IPEA; 2010, p. 18 . Modificada pelo autor.

Observa-se, a partir da tabela, que os benefícios ambientais provenientes da redução do consumo de água para a produção primária é extremamente baixo. Considerou-se o preço público, R\$ 0,02/m<sup>3</sup>, unitário determinado pelo CEIVAP para o setor industrial. Quando tentou-se estimar os custos inerentes à cadeia da reciclagem, estes não se mostraram significativos, assim sendo, não foram considerados (IPEA, 2010).

Por último, houve o reconhecimento de que a cadeia da reciclagem promove a proteção da biodiversidade. A título de exemplo, consideraram que o aço e papel produzidos a partir de matéria-prima virgem gera danos ambientais, sobretudo devido à utilização de florestas plantadas. Nesta linha, o incentivo à reciclagem pode diminuir a demanda por áreas

<sup>56</sup> Os valores que constavam do estudo não refletem a metodologia empregada que foi multiplicar o volume de água captada pelo valor estabelecido pela CEIVAP. Desse modo, recalculou-se o benefício ambiental da reciclagem para cada um dos materiais.

de florestas plantadas e, assim, diminuir o impacto sobre as áreas de florestas nativas.

A tabela 6.4 apresenta uma síntese dos valores obtidos pelo Instituto na estimativa da contribuição ambiental da cadeia da reciclagem. Desse modo, chegou-se nos seguintes valores por tonelada de material reciclado: R\$ 74,00 para o aço, R\$ 339,00 para o alumínio; R\$ 24,00 para celulose; R\$ 56,00 para o plástico e R\$ 11,00 para o vidro. Consideraram que, ao reciclar uma tonelada de resíduos, evitam-se desembolsos com a energia e minimiza-se a emissão de GEE. Nesta linha, a economia de energia e a emissão de GEE evitadas foram contabilizados como benefícios ambientais da cadeia da reciclagem.

**Tabela 6.4 - Estimativa dos benefícios ambientais gerados pela reciclagem**

Materiais	Geração de energia (R\$/t)	Emissões de GEE (R\$/t)	Consumo de água (R\$/t)	Biodiversidade (R\$/t)	Total (R\$/t)
Aço	26	48	< 1	< 1	74
Alumínio	169	170	< 1	-	339
Celulose	10	9	< 1	5	24
Plástico	5	51	< 1	-	56
Vidro	3	8	< 1	-	11

Fonte: IPEA; 2010, p. 19.

O estudo do IPEA representa relevante esforço em propor um esquema de pagamentos por serviços ambientais para a cadeia da reciclagem. Todavia, um dos entraves à operacionalização desta proposta é que a PNRS faz o indicativo somente para aqueles que de fato geram externalidades ambientais positivas, mas que exercem atividades desinteressantes economicamente, os catadores de material reciclável. Conforme enfatizado, os catadores, apesar de sua importância, representam somente um dos elos desta cadeia de reciclagem.

Esses últimos, apesar de sua importância, na maioria das vezes não conseguem sequer vender os resíduos coletados, devido à reduzida demanda por este tipo de material. Além disso, estes agentes econômicos enfrentam dificuldades de vender os resíduos diretamente à indústria da reciclagem<sup>57</sup>. Todavia, a proposta do IPEA considera que a cadeia de reciclagem, que inclui os catadores, realize a transformação dos resíduos em matéria-

<sup>57</sup> Ver capítulo 5 da Tese. Além do mais, esse ponto foi enfatizado pelo Coordenador Geral do Projeto Incubadora Social da Universidade Federal de Goiás, Fernando Bartholo, em visitas realizadas.

prima. Este ponto constitui um desafio às cooperativas ou associações de catadores de material reciclável, mas que ainda não representa uma realidade brasileira.

No que diz respeito à proposta do IPEA, exigem-se informações minuciosas de cada material elegível ao PSA e que, na maioria das vezes, não estão disponíveis por representarem estratégias de mercado para as empresas. Além disso, a base teórica que alicerça os instrumentos econômicos voltados a reconhecer as externalidades ambientais positivas compõem a denominada economia da poluição<sup>58</sup>.

O Instituto, no esforço de obter possíveis benefícios ambientais da cadeia da reciclagem para indicar o pagamento por serviços ambientais, desconsidera a estrutura teórica que sustenta esse instrumento econômico. Por exemplo, o principal fio condutor da estimativa dos benefícios ambientais, empregado pelo Instituto, é a diferença entre os custos de produzir uma tonelada de material a partir de matéria-prima virgem e materiais reciclados. Análises ambientais alinhadas com a extração de recursos naturais conforma uma linha específica da economia neoclássica denominada de economia dos recursos naturais. Todavia, a discussão a respeito das considerações de externalidades ambientais positivas (serviços ambientais) e a proposta de instrumentos econômicos voltada a internalizar estas externalidades pertencem à economia da poluição.

### 6.3 A proposta do Bolsa Reciclagem

Apesar do reconhecimento de que as atividades desenvolvidas historicamente pelos catadores geram externalidades ambientais positivas, materializadas em um conjunto de serviços ambientais, as iniciativas voltadas a promover reconhecimento dos serviços ambientais ofertados por estes agentes não tem avançado devido a um distanciamento dos fundamentos teóricos do instrumento de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais. Todavia, conforme exposto, a PNRS aprovada em 2010 faz a indicação do instrumento de pagamentos por serviços ambientais como forma de reconhecer e estimular estas atividades.

Há no Brasil uma experiência mundialmente pioneira de estímulo ao trabalho desenvolvido pelos catadores de material reciclável presente em cooperativas ou associações.

---

<sup>58</sup> Para maiores detalhes ver capítulo 2 deste estudo.

Esta iniciativa foi ratificada em 2012 pelo governo de Minas Gerais, a partir dos seguintes diplomas legais, Lei nº 19.823/2011 e Decreto nº 45.975/2012, que instituiu o denominado Bolsa Reciclagem (MINAS GERAIS, 2011; 2012).

O referido Decreto estabelece as normas para a concessão do pagamento aos serviços ambientais gerados pelos catadores. Conforme explicitado pelo artigo 15 do Decreto nº 45.975/2012, que ratificou a Bolsa Reciclagem, tem que:

O total dos recursos disponibilizados para cada trimestre será definido em função dos recursos orçamentários e financeiros existentes e em função dos valores unitários do incentivo para cada tonelada "t" dos materiais recicláveis comercializados na forma deste Decreto, sendo calculado pelo somatório dos quantitativos dos diferentes tipos de materiais multiplicados pelos seus respectivos coeficientes, conforme fórmula constante do Anexo deste Decreto (MINAS GERAIS, 2012).

O anexo do documento legal em apreço estabelece a seguinte fórmula para o cálculo do pagamento por serviço ambiental provido:

$$\text{Trd} = (k \text{ papel} \times T \text{ papel}) + (k \text{ plástico} \times T \text{ plástico}) + (k \text{ metal} \times T \text{ metal}) + (k \text{ vidro} \times T \text{ vidro}) + \dots(k \text{ n} + T \text{ n})$$

sendo,

Trd = Total dos recursos disponibilizados para cada trimestre;

Kpapel = coeficiente de grau de relevância de papel, papelão e cartonados;

Tpapel = quantidade de papel, papelão e cartonados segregados, enfardados e comercializados;

kplástico = coeficiente de grau de relevância de plásticos;

Tplástico = quantidade de plásticos segregados, enfardados e comercializados;

kmatal = coeficiente de grau de relevância de metais;

Tmetal = quantidade de metais segregados, enfardados e comercializados;

Kvidro = coeficiente de grau de relevância de vidros;

Tvidro = quantidade de vidros segregados, enfardados e comercializados;

kn = coeficiente de grau de relevância de outros resíduos pós-consumo [...] (MINAS GERAIS, 2012).

No entanto, nem a Lei nem o Decreto que institui o Bolsa Reciclagem apresentam claramente os fundamentos metodológicos do esquema de pagamento por serviço ambiental. Assim, não explicitam como estimar os "k's", ou seja, quais os fundamentos metodológicos utilizados? O artigo 14 do Decreto nº 45.975/2012 diz que "será aplicado para cada tipo de material um coeficiente "k", de acordo com o grau de relevância do incentivo à segregação, o enfardamento e a comercialização do mesmo, tendo como base o serviço ambiental prestado"

(MINAS GERAIS, 2012). Como estimaram k? Qual é o serviço ambiental prestado? Qual a variabilidade de k por tipo de material?

Em uma publicação realizada pelo Centro Mineiro de Referência em Resíduos (CMRR), o diretor executivo desta instituição apresentou como são estimados os coeficientes (K) que dependem das seguintes variáveis: incentivo para a catação, volume ocupado e impacto negativo ao ambiente. Após a atribuição de valores definidos pelo comitê gestor para cada uma destas variáveis por tipos de material, estimaram os pesos a serem considerados: 0,14706 para o papel, 0,38235 para o plástico, 0,17647 para o metal e 0,29412 para o vidro. Por fim, assumiram esses pesos como sendo o valor do coeficiente ou fator "k" (CMRR, 2013).

O que se nota é um esforço em justificar os repasses de recursos públicos para as cooperativas e associações de catadores. Todavia, o comitê gestor simplesmente atribui valores aleatórios para cada uma das variáveis consideradas. Nesta linha, há uma ausência de esforços no sentido de definir e valorar o serviço ambiental ou o conjunto de serviços ambientais que são providos pelos catadores que de fato estão aptos, conforme determina a PNRS, ao pagamento.

Conforme explicitado, esse incentivo é concedido a cada trimestre, na forma de auxílio monetário. O Decreto nº 45.975/2012 que instituiu o Bolsa Reciclagem, estabelece que do montante pecuniário repassado às cooperativas, 90%, no mínimo, devem ser repassados aos catadores cooperados ou associados. O restante dos recursos pode ser utilizado pelas cooperativas para fazer frente às despesas inerentes a custeio de despesas administrativas ou de gestão; investimento em infraestrutura e aquisição de equipamentos; capacitação de cooperados ou associados; formação de estoque de materiais recicláveis; divulgação e comunicação (MINAS GERAIS, 2012).

De acordo com o CMRR, o governo do estado mantém um cadastro de cooperativas e associação para fins de controle da concessão do pagamento pelos serviços ambientais providos. O objetivo do programa é contemplar todas as associações ou cooperativas de catadores do Estado. Em 2013, existiam em Minas Gerais 124 associações e/ou cooperativas de catadores de material reciclável cadastradas. Deste universo, 78 preenchiem os requisitos jurídicos exigidos pelo programa (CMRR, 2013).

Conforme explicitado pelo diretor executivo do CMRR, o Bolsa Reciclagem é importante para gerar sustentabilidade das organizações de catadores, uma vez que o Estado passa a reconhecer os serviços prestados por eles, remunerando-os por isso, o que garantirá qualidade na organização e no trabalho desses catadores (ABRAMOVAY, 2013).

Esse programa, pioneiro no mundo, desembolsou R\$ 6 milhões para pagamentos de serviços ambientais gerados pelos catadores, até fevereiro de 2013. Segundo eles, estes valores são condizentes aos serviços ambientais providos, no período do terceiro e quarto trimestres de 2012, pelas cooperativas ou associações mineiras cadastradas junto ao programa (CMRR, 2013).

O Bolsa Reciclagem nasceu a partir da indicação presente na PNRS, que propõe o instrumento econômico de pagamentos por serviços ambientais para catadores. Frente a isso, questionam-se: quais os fundamentos teóricos que alicerçariam o Bolsa Reciclagem? Qual ou quais os serviços ambientais providos pelos catadores mineiros contemplados pelo programa? O pagamento seria condizente com os serviços ambientais providos?

Há o reconhecimento da importância deste tipo de iniciativa que poderá contribuir para melhorar os ganhos e as condições de vida e de trabalho dos catadores de material reciclável mineiros. Todavia, uma questão interessante é levantada: o que diferenciaria esta iniciativa de uma de política de inclusão social?

Nesta linha, entende-se que, diferentemente dos esquemas de PSA analisados nos capítulos 3 e 4 deste estudo, esta iniciativa tem distanciado dos fundamentos de um instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais. Conforme explicitado, pagamento por serviços ambientais é instrumento econômico e não política social de inclusão. Nesta linha, a este instrumento exige-se a definição de, no mínimo, um serviço ambiental. Além do mais, o pagamento deve ser condizente com a adicionalidade, ou seja, com a provisão do serviço ambiental.

#### 6.4 A coleta seletiva e as cooperativas de resíduos em Goiânia/GO

No município de Goiânia, o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU), que inclui a coleta, tratamento, reciclagem e destinação final, apresenta as seguintes características: os resíduos provenientes da coleta regular são encaminhados para o aterro

sanitário localizado na região noroeste da cidade de Goiânia, os remanescentes do consumo que são coletados a partir da coleta seletiva são encaminhados, como destinação final, às cooperativas cadastradas junto à Companhia Municipal de Urbanização de Goiânia (COMURG). O respectivo aterro sanitário, com área de 451.000 m<sup>2</sup>, vem recebendo diariamente aproximadamente 1.300 toneladas de resíduos (COMURG, 2013).

O Decreto nº 754/2008 instituiu, no município de Goiânia, o Programa Goiânia Coleta Seletiva (PGCS). Este documento determina a inclusão dos catadores de material reciclável reunidos em cooperativas ou associações. Além disso, destacam-se a importância da preservação dos recursos da natureza e minimização dos custos na gestão dos resíduos. O PGCS determina duas modalidades de coleta: coleta a domicílio e os pontos de entrega voluntária (PEV). Na primeira modalidade a prefeitura realiza, usando escalas semanais, a coleta nos bairros do município; na segunda, são os munícipes que devem encaminhar seus remanescentes do consumo para locais indicados pelo órgão gestor dos resíduos. O Art. 1º inciso V do Decreto nº 754/2008 determina que os materiais coletados pelos Órgãos Municipais serão encaminhados para as cooperativas ou associações de catadores de material reciclável conveniadas ao programa de Coleta Seletiva (GOIÂNIA, 2008).

O município de Goiânia, a partir da coleta regular, e sobretudo seletiva, vem tendo a oportunidade de, segundo o que determina a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), promover destino adequado dos resíduos. No entanto, falta maior compromisso dos cidadãos quanto à importância da separação da parte sólida e reciclável dos resíduos e a disponibilização na porta das residências (COMURG, 2013). Por outro lado, cabe a Prefeitura realizar ações de educação ambiental e melhorar o escalonamento dos caminhões que realizam a coleta seletiva. Há evidências de certo descrédito por parte da população, que separa os resíduos que deveriam ser encaminhados às cooperativas, mas os caminhões coletores da Prefeitura simplesmente não comparecem.

Existiam em Goiânia, em 2013, 11 cooperativas ou associações de catadores de material reciclável. São elas: Cooper-Rama, Carrinho de Ouro, Cooper-Fami, Carrocel, Cooper-Mas, Cooprec, Beija-Flor, Cocomare, A Ambiental, Acop e a Guarani. A Universidade Federal de Goiás (UFG) desenvolve um projeto de incubadora social e, assim, sete das onze cooperativas existentes em Goiânia, em 2013, estavam incubadas junto à UFG.

De acordo com o coordenador geral do projeto incubadora social da Universidade Federal de Goiás (UFG), Fernando Bartholo, a incubadora está trabalhando para atuar junto a

todas as cooperativas do município de Goiânia e pretende expandir-se para todo o Estado de Goiás. A incubadora vem atuando em diversas frentes junto às cooperativas ou associações de catadores. Entre estas frentes, elencam-se atividades voltadas à estruturação do balanço contábil, comunicação, visibilidade das cooperativas, etc.

O ponto central da atuação da incubadora consiste na promoção da autogestão, ou seja, treinar os cooperados para as atividades de gerenciamento das cooperativas em que atuam. Este processo estende-se por anos e os primeiros resultados satisfatórios virão a partir do segundo ou terceiro ano. Após essa etapa, as cooperativas já possuem estruturadas diversas informações detalhadas, como: registro de pontos; rendimentos por produtividade e, sobretudo, por assiduidade; triagem e volume processado pela cooperativa, etc.

A partir desse trabalho realizado pela incubadora foi possível obter alguns dados que permitem conhecer um pouco mais sobre as atividades desenvolvidas pelas cooperativas. Os dados que serão apresentados refletem o desempenho quanto à coleta, triagem, enfardamento e comercialização de quatro associações ou cooperativas de catadores, do município de Goiânia, que estão cadastradas junto à incubadora da UFG, e já apresentam dados consolidados para o exercício de 2012. Objetivando manter o sigilo dos dados das cooperativas, levantados junto à incubadora, denominam-se as cooperativas como A, B, C e D.

Conforme explicitado pelo coordenador da incubadora, um dos grandes desafios das associações é diminuir a rotatividade e atrair mais cooperados (catadores). As atividades desenvolvidas no âmbito das cooperativas apresentam altos índices de insalubridade e periculosidade. Além disso, são atividades que exigem grande dedicação e esforço.

De acordo com os dados levantados junto à incubadora, as cooperativas A, B, C e D, no ano de 2012, registraram uma média de cooperados nas associações em torno de 20 catadores. Esses dados se confirmam mesmo quando se desconsidera o mês de dezembro, em que uma das associações não apresentou o número de cooperados em atividades. No entanto, observou-se uma grande rotatividade média de catadores nas cooperativas e, identificou-se que, em média, há uma diminuição do número de cooperados quando aproxima-se o final de um exercício. Uma das principais explicações é de que neste período tende-se a diminuir bastante o ganho dos catadores por tonelada coletada, triada e enfardada, devido a queda nos preços pagos pelos resíduos comercializados (IS/UFG, 2013).

As cooperativas cadastradas junto à incubadora adotam modelo de pagamento aos cooperados que inclui desconto devido à faltas e bonificação por produtividade e assiduidade. O ganho mensal dos catadores depende do volume coletado, triado e enfardado, assim como, do número de faltas dos catadores que compõem a cooperativa. Desse modo, o catador que apresenta falta receberá valor proporcional e o saldo remanescente será distribuído àqueles que são assíduos, na forma de bonificação. Para se ter uma dimensão dos ganhos, nas cooperativas A, B, C e D, o salário médio por catador, em 2012, foi de R\$ 512,71, R\$ 325,77, R\$ 570,52 e R\$ 425,40 respectivamente (IS/UFG, 2013).

A tabela 6.5 ilustra os dados das cooperativas A, B, C e D referentes aos principais produtos coletados, triados, enfardados e comercializados no ano de 2012 em Goiânia. Observa-se que essas cooperativas foram responsáveis por promover uma destinação adequada de mais de 2 mil toneladas<sup>59</sup> de resíduos sólidos urbanos em apenas um ano. Neste sentido, esses resíduos deixaram de ser encaminhados para o aterro sanitário da cidade e entraram novamente no ciclo produtivo como resíduos que serão transformados em matéria-prima pela indústria da reciclagem.

---

<sup>59</sup> As cooperativas analisadas apresentaram presença média de 20 catadores ao longo do ano em cada cooperativa. Nesta linha, a produtividade média por catador/mês foi de aproximadamente 2.266 kg/cat/mês. Estudo realizado pelo IPEA (2010), por meio de um levantamento do desempenho das cooperativas de catadores no Brasil, permitiu classificá-las a partir do nível de eficiência de baixíssima, baixa, média e alta eficiência. Assim, as cooperativas que apresentassem produtividade média, medida por meio de quilos/catador/mês, de 2.292 kg/cat/mês com desvio-padrão de 526 foram consideradas de alta eficiência. Ao cotejar aquele resultado com o estudo realizado pelo IPEA, é possível afirmar que se trata de cooperativas de alta eficiência.

Tabela 6.5 – Produtos, preço médio, quantidades e receitas das cooperativas A, B, C e D em 2012.

Produtos	Quantidades <sup>A+B+C+D</sup> (Kg)	Preço médio por (Kg)	Receitas <sup>A+B+C+D</sup> (R\$)
Jornal	81.926,44	0,17	13.927,49
Garrafinha	74.029,30	0,82	60.611,49
Papelão	860.481,89	0,29	252.049,49
Garrafa Pet	102.741,43	1,18	121.220,61
Tetra Park	68.091,70	0,18	12.313,25
Balde Bacia	40.094,58	0,46	18.488,04
Papel Branco	190.675,80	0,23	44.592,14
Papel Misto	364.719,60	0,03	10.886,33
Latinha	6.139,88	2,50	15.321,79
Metal	359,95	6,51	2.344,81
Cobre	833,70	9,98	8.316,16
Isopor	8.021,67	1,10	8.823,84
Sucata	115.039,51	1,33	152.775,96
Plástico	60.553,08	0,50	30.528,84
Vidro	133.720,35	0,04	5.348,81
Alumínio	2.338,70	2,19	5.122,73
Antimônio	726,10	1,31	952,00
Pet Óleo	8.520,10	0,46	3.950,22
Outros	59.255,00	0,40	23.702,00
Total	2.175.924,48		791.276,03

FONTE: IS/UFG, 2013. Elaborado pelo autor.

Os preços recebidos pelos catadores por kg de resíduos comercializado são definidos pelo mercado e, conforme já discutido, não refletem as externalidades ambientais positivas geradas. Os baixos preços recebidos pelos catadores de material reciclável têm justificado a manutenção de baixos rendimentos por catador e contribuído para a rotatividade deles nas cooperativas.

As cooperativas goianienses enfrentam muitos desafios, entre eles, destacam-se os baixos preços dos resíduos comercializados pagos pelos grandes intermediários<sup>60</sup>, que geralmente fazem a intermediação entre as cooperativas e a indústria da reciclagem. Todavia, conforme enfatizado, estas cooperativas estão entre as mais eficientes do Brasil e continuam contribuindo para a gestão adequada de RSU e, assim, gerando um conjunto de serviços ambientais.

<sup>60</sup> No que diz respeito aos maiores compradores dos resíduos comercializados pelas cooperativas de Goiânia, destacam-se a Copel, empresa especializada na aquisição de resíduos PET's, garrafas, tetrapak, baldes e bacias; a Federal, instituição que demanda sucatas e a Reciclagem Brasil que demanda, sobretudo, plásticos (IS/UFG, 2013). Por outro lado, existem em Goiânia mais de duzentas instituições caracterizadas como depósitos particulares que compram os resíduos coletados por carrinheiros (catadores autônomos) e repassam a baixos preços para essas grandes instituições (COMURG, 2013). Frente a isso, o poder de mercado dos grandes compradores tem se consolidado devido a competição acirrada dos depósitos informais e a falta de opções das cooperativas.

Nesta linha, as cooperativas têm apresentado uma continuidade na oferta de resíduos, mas estas se defrontam com uma demanda ainda pequena exercida pelos intermediários. Assim sendo, são comuns grandes oscilações nos preços pagos aos resíduos vendidos pelas cooperativas. Conforme destacou o coordenador Fernando, o material comercializado pelas cooperativas é prensado e embalado pelos intermediários para ser revendido para a indústria da reciclagem. As cooperativas não conseguem comerciar diretamente com este elo da cadeia da reciclagem, devido, sobretudo, à falta de estrutura física para estocagem, ausência de equipamentos como grande prensas, caminhões, esteiras, etc.

A PNRS foi promulgada no ano de 2010, e em 2012, em uma reunião realizada com o coordenador da incubadora social da UFG, este mostrava-se bastante animado com as discussões que estavam sendo encaminhadas junto à prefeitura de Goiânia em relação à criação de esquemas de pagamentos por serviços ambientais para os catadores presentes nas cooperativas goianienses. Depois de várias rodadas de negociações, ratificou-se um acordo entre a prefeitura e as cooperativas definindo um pagamento por serviços ambientais da ordem de R\$ 3.000,00 por mês para cada cooperativa.

Esse valor, conforme definido pelo acordo, deve ser destinado, sobretudo, para fazer frente às despesas operacionais, investimentos e cobrir custos inerentes às atividades das cooperativas. O recurso não poderá ser dividido diretamente entre os catadores de material reciclável cadastrados junto às cooperativas.

Neste contexto, há o entendimento por parte da prefeitura de Goiânia, conforme relatos, de que está cumprindo o que define a PNRS e, assim, promovendo pagamentos por serviços ambientais gerados pelos catadores (IS/UFG, 2013). Diante desta situação questionam-se: qual a metodologia empregada para justificar o valor desembolsado para remunerar os serviços ambientais providos pelos catadores? Qual o serviço ambiental gerado? O pagamento é condizente com o serviço ambiental provido?

Embora as transferências da prefeitura às cooperativas tenham relevância, esta iniciativa não permite identificar esforços no sentido de propor um esquema de pagamento por serviços ambientais alicerçado na teoria econômica neoclássica. Assim sendo, não é possível afirmar que se tem um esquema que vise promover pagamentos por externalidades ambientais positivas geradas pelos catadores. O simples desembolso de recursos públicos para cooperativas de catadores, sem relação alguma com a geração de serviços ambientais e sem

considerar os fundamentos de um instrumento econômico de política ambiental, não representa um esquema de pagamento por serviços ambientais.

## CAPÍTULO 7 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

Inicialmente, cabe resgatar a questão científica da presente pesquisa, qual seja: quais as possibilidades apresentadas a partir do estado da arte das principais pesquisas publicadas que poderiam contribuir para a construção de um instrumento econômico de política ambiental denominado de pagamento por serviços ambientais para catadores de material reciclável? Como será apresentado a seguir, a hipótese proposta no início desta pesquisa foi corroborada.

A crescente geração de resíduos tem contribuído sobremaneira para a aceleração do processo de degradação ambiental, portanto, a teoria econômica neoclássica apresenta fundamentos para a estruturação de políticas ambientais que visam resgatar a eficiência econômica diante dos danos ambientais, identificados como externalidades. Da análise, identificou-se que os instrumentos econômicos permitem equacionar as externalidades a partir de considerações de custos e benefícios ambientais. Por conseguinte, apresentou-se o instrumento econômico de pagamento por serviços ambientais, que, a partir de pagamentos, visa estimular os agentes que desenvolvem atividades que minimizam a geração de externalidades ambientais negativas e/ou ofertam externalidades ambientais positivas na forma de serviços ambientais.

No que diz respeito à definição do instrumento de pagamento por serviços ambientais mundialmente reconhecida, foram observadas algumas dificuldades, como a exigência de identificação e definição do serviço ambiental, o que pode contribuir para limitar a sua implementação independentemente do local, campo ou cidade. Contudo, com base nos levantamentos teórico-metodológicos, identificou-se que definir serviço ambiental constitui tarefa de elevada complexidade, pois na maioria das situações não é possível afirmar que as ações dos agentes provedores estejam gerando somente um serviço ambiental, mas também um pacote ou conjunto de serviços ambientais. Além disso, os serviços ambientais contemplam os ecossistêmicos e estes, conforme De Groot *et al* (2002), apresentam uma grande variedade de funções e processos de difícil identificação.

Alinhado com este contexto está Muradian *et al* (2010), afirmando que os serviços ambientais tendem a incluir diversos benefícios provenientes de ecossistemas que estão sob intervenção antrópica, como as ações e práticas de preservação ambiental. Neste sentido, identifica-se que estas ações e práticas permitem o alcance da efetividade a partir da adicionalidade. Portanto, mesmo que se reconheça a dificuldade de identificar, definir e

valorar os serviços ambientais ofertados, é preciso uma indicação mínima destes a partir das ações e práticas dos ofertantes de serviços ambientais elegíveis ao pagamento por serviço ambiental.

Além da exigência de definição do serviço ambiental ofertado, a proposta de Wunder (2005) de pagamento por serviço ambiental apresenta um outro elemento que pode dificultar sua implementação: a voluntariamente nas transações. Os serviços ambientais são bens públicos e como tais não são incorporados nas transações econômicas convencionais. Assim, tal exigência pode constituir fator limitante ao entendermos que diante de bens públicos, potenciais agentes demandantes de serviços ambientais tendem a não revelar suas preferências. Desse modo, a voluntariedade faz-se presente, sobretudo, na oferta de serviços ambientais.

Apesar destes apontamentos, o instrumento de pagamento por serviços ambientais apresenta elementos que permitem classificá-lo enquanto instrumento econômico de política ambiental. Essa constatação foi possível a partir do levantamento e análise das principais experiências denominadas de esquemas de pagamento por serviços ambientais, METSO, SOFALA, SLCP, PPSA e PROAMBIENTE, mundialmente em atuação, assim como a partir das propostas teórico-metodológicas presentes nas principais pesquisas que contemplam este instrumento.

Neste contexto, indicou-se que a totalidade dos esquemas de pagamento por serviços ambientais apresentam os seguintes elementos: indicação de ao menos um serviço ambiental, dos provedores, compradores, intermediários, modalidade de financiamento, a técnica utilizada para estimar o pagamento por serviços ambientais ofertados e a forma como são selecionados os provedores. Dada a análise destes esquemas, verificou-se que a totalidade estima o pagamento por serviços ambientais a partir de estimativas dos custos de oportunidades das ações e práticas que incrementam estes serviços. Não obstante, o esquema moçambicano (SOFALA) inclui critérios que permitem melhor estimativa da adicionalidade como condição à realização do pagamento ao adotar coeficientes fixos baseados na relação uso da terra e o potencial de sequestro e armazenamento de carbono.

No que tange às propostas teórico-metodológicas das principais pesquisas sobre pagamento por serviços ambientais, identificou-se a importância do binômio eficiência-equidade em esquemas de pagamento por serviços ambientais. Assim, Engel *et al* (2008) afirmam que o instrumento de PSA visa estimular atividades que gerem externalidades

ambientais positivas, mas que não sejam rentáveis para os agentes econômicos participantes do esquema. Nesta linha, não faz sentido propor esquemas de PSA para atividades que gerem serviços ambientais, mas que apresentem elevada rentabilidade, sendo que ocorreriam mesmo na ausência do esquema.

Ainda no que diz respeito a essas propostas, aponta-se a existência de critérios de equidade para o desenho de esquemas de PSA. A eficiência do instrumento de pagamento por serviços ambientais dependerá da escolha do critério de equidade. Alguns destes critérios permitiram corroborar a afirmação de que as experiências de PSA selecionadas e analisadas por esta pesquisa podem ser denominadas de instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviço ambiental. Tal constatação foi possível a partir da indicação de que alguns dos critérios de equidade apresentados por Pascual *et al* (2010) não passam de exigências para que uma política de preservação ambiental possa ser reconhecida enquanto instrumento econômico de política ambiental denominado de PSA.

A fim de responder a questão científica nesta pesquisa, fez-se necessário um levantamento dos principais instrumentos de gestão de resíduos adotados pelas nações desenvolvidas, Europa, e no Brasil, que apontou a União Europeia (UE) sintonizada com o reconhecimento de que o lixo representa um dos maiores desafios ambientais da sociedade contemporânea. A UE tem se destacado no que diz respeito à instrumentalização de sua política ambiental de gestão de resíduos. Este continente apresenta uma grande gama de instrumentos de política ambiental, como os de comando e controle, os informativos e, sobretudo, os instrumentos econômicos. Estes últimos estão alicerçados, sobretudo, no princípio do poluidor-pagador como o depósito reembolso, créditos de reciclagem, taxas sobre aterros, subsídios sobre produtos elaborados a partir de material reciclado, taxa de produtos elaborados a partir de matéria-prima virgem e sistemas de taxas variáveis (PAYT).

Conforme foi levantado pela pesquisa, a instrumentalização e operacionalização da política ambiental de gestão de resíduos europeia tem estimulado os agentes econômicos, consumidores, produtores, importadores, enfim, a sociedade como um todo, a considerarem os danos ambientais provenientes da geração e destinação inadequada de resíduos. Houve indicação de que, no ano de 2001, na União Europeia (UE), as emissões inerentes às atividades relacionadas à gestão de resíduos, como as decomposições de resíduos nos aterros, as provenientes do sistema de coleta e transporte de resíduos e as dos processos de incineração foram responsáveis pela emissão de 67 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes,

e em 2010, o volume emitido caiu para aproximadamente 29 milhões (EEA, 2013). Assim, ao considerarem o crescimento do volume de resíduos gerados neste período, a redução do volume de resíduos encaminhados para os aterros e a elevação do volume destinado à reciclagem, ficou reconhecido que a redução do nível de emissões se deu pela reciclagem.

Observou-se que, diferentemente das economias europeias, o Brasil apresenta uma especificidade que o diferencia no que diz respeito ao processo de gestão de resíduos e à presença dos catadores de material reciclável. Nesse sentido, em sintonia com o reconhecimento mundial de que a atividade de reciclagem contribui para a oferta de serviços ambientais, há o entendimento de que os catadores, ao desenvolverem suas atividades, ofertam serviços ambientais. Nesta linha, ao resgatar a definição de que o instrumento econômico de pagamento por serviço ambiental visa estimular, a partir de pagamento, os agentes econômicos que ofertam serviços ambientais, o governo brasileiro, a partir da PNRS, propôs uma política de pagamento por serviço ambiental para estes agentes econômicos.

Mostra-se que apesar da existência da PNRS já ter mais de quatro anos, há poucos avanços no que diz respeito ao instrumento de pagamento por serviço ambiental para catadores. Mesmo que se reconheça a importância das iniciativas, como a do governo de Minas Gerais com o Bolsa Reciclagem, a do Instituto Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) e a do governo municipal de Goiânia/GO, ao proporem reconhecimento do serviço ambiental ofertado pelos catadores, esta pesquisa identificou que tais experiências apresentam algumas falhas que têm contribuído para um afastamento de um instrumento econômico de política ambiental intitulado de pagamento por serviços ambientais para catadores.

No que diz respeito aos casos de Minas Gerais e Goiânia, tem-se no primeiro o desenho de uma política que, a partir de critério definido aleatoriamente, realiza o desembolso e, no segundo, determinou-se simplesmente um valor fixo mensal às cooperativas. Além disso, neste último caso, a maior parte do valor repassado às cooperativas deve ser utilizada para fazer frente às despesas operacionais, investimentos e cobrir custos inerentes às atividades das cooperativas.

Neste contexto, observou-se que a proposta do IPEA não se refere especificamente aos catadores de material reciclável, pois exigem informações relativas à indústria da reciclagem. Além disso, na proposta de identificar o serviço ambiental ofertado, faz-se alusão aos custos da extração de recursos ambientais para comparação dos possíveis benefícios do processo de reciclagem. Considerações de taxa ótima de extração, custos de

extração de recursos ambientais extrapolam a base teórica da economia da poluição que consiste no aporte teórico dos instrumentos econômicos de política ambiental, como o pagamento por serviços ambientais, que visa reconhecer e estimular, a partir de pagamento, a oferta de externalidades ambientais positivas.

Apesar de reconhecer que as atividades desenvolvidas pelos catadores minimizam externalidades ambientais negativas e/ou geram externalidades ambientais positivas materializadas em serviços ambientais, não é possível identificar um serviço ambiental. Entende-se que estes agentes ofertam um conjunto de serviços ambientais e que estes serviços devem ser estimulados via instrumento econômico de pagamento por serviços ambientais, assim, tem uma importante agenda para futuras pesquisas.

Além das contribuições explicitadas nesta tese, entende-se que um dos caminhos para se pensar em um instrumento econômico de pagamento por serviço ambiental para catadores é reconhecer que estes agentes contribuem para minimizar a emissão de CO<sub>2</sub>. Assim, conforme foi enfatizado ao analisar o esquema de pagamento por serviço ambiental de Moçambique (SOFALA), ressalta-se a existência de um mercado de créditos de carbono consolidado. Nesta linha, restaria pensar o desenvolvimento de metodologias que permitissem indicar o volume de CO<sub>2</sub> evitado por tipo de resíduo coletado. Assim, o serviço ambiental ofertado poderia ser definido como regulação climática e os ofertantes seriam os catadores de material reciclável presentes em cooperativas ou associações que, involuntariamente, ofertam esse serviço.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAMOVAY, R; *et al.* **Lixo zero: gestão de resíduos sólidos para uma sociedade mais próspera.** São Paulo: Planeta sustentável: Instituto Ethos, 2013.

ADAM, M. Komarek; XIAOPING Shi; NICO, Heerink. *Household-level effects of China's Sloping Land Conversion Program under price and policy shifts.* Land Use Policy, v. 40, p. 36-44, 2014.

AGNOLUCCI, Paolo. *Use of economic instruments in the German renewable electricity policy.* Energy Policy, v. 34, 18. ed., p. 3538-3548, 2006.

ALMEIDA, Luciana Togeiro de. **Política ambiental: uma análise econômica.** São Paulo: Fundação Editora da Unesp, 1998.

AMARAL, Luciano Monteiro do. **Políticas públicas ambientais na Amazônia : um estudo de caso da área de influência do proambiente no estado de Roraima.** Rio Grande do Sul, 2009. Dissertação (Mestrado em Economia) - Programa de Pós-Graduação em Economia , Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

ARAVOSSIS, K. G.; KARYDIS, V. *Combination of monetary valuation techniques and application to environmental impact receptors.* Fresenius Environmental Bulletin, v. 13, 3. ed., p. 283-288, 2004.

ARNASON, R. *Economic instruments for achieving ecosystem objectives in fisheries management.* Ices Journal of Marine Science, v. 57, p. 742-751, 2000.

ARRIAGADA, Rodrigo A.; *et al.* **Do Payments for Environmental Services Affect Forest Cover? A Farm-Level Evaluation from Costa Rica.** Land Economics, v. 88, 2. ed., p. 382-399, 2012.

ARROW, K.; BOLIN, B.; COSTANZA, R. *et al.* **Economic growth, carrying capacity, and the environment.** Ecological Applications, v. 6, p. 13-15, 1996.

ASQUITH, Nigel M.; VARGAS, Maria Teresa; WUNDER, Sven. *Selling two environmental services: in-kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia.* Ecological Economics, v. 65, p. 675-684, 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2007.** São Paulo, 2006.

\_\_\_\_\_. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2008.** São Paulo, 2008.

\_\_\_\_\_. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2009.** São Paulo, 2009.

\_\_\_\_\_. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2010.** São Paulo, 2010.

\_\_\_\_\_. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2011.** São Paulo, 2011.

\_\_\_\_\_. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2012.** São Paulo, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 10.004: Resíduos Sólidos, Classificação**. Rio de Janeiro, 2004.

BENNETT, Michael T. *China's sloping land conversion program: Institutional innovation or business as usual?* *Ecological Economics*, 65, p. 699-711, 2008.

BESEN, Gina Rizpah; *et al.* **Coleta seletiva na região metropolitana de São Paulo: impactos da política nacional de resíduos sólidos**. *Ambiente & Sociedade*. São Paulo, v. XVII, n.3, 2014.

BJORNLUND, H.; NICOL, L.; KLEIN, K. K. *Challenges in implementing economic instruments to manage irrigation water on farms in southern Alberta*. *Agricultural Water Management*, v. 92, 3. ed., p. 131-141, 2007.

BOERNER, Jan; MENDOZA, Arisbe; VOSTI, Stephen A. *Ecosystem services, agriculture, and rural poverty in the Eastern Brazilian Amazon: interrelationships and policy prescriptions*. *Ecological Economics*, 64(2): 356-373. 2007.

BORN, R. H.; TALOCCHI, S. **Compensações por serviços ambientais no Brasil: uma proposta para a integração de políticas ambientais e sociais**. In: **Instrumentos econômicos para o desenvolvimento sustentável da Amazônia brasileira**. Brasília: MMA, 2005.

BOYD, James; BONZHAF, Spencer. *What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units*. *Ecological Economics*, v. 63, p. 616-626, 2007.

BRASIL. Decreto Nº 7.404, de 23 de Dezembro de 2010. **Regulamenta a Lei, nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa**, e dá outras providências. Diário Oficial da União - República Federativa do Brasil: Poder Executivo. Brasília, DF, 2010a.

\_\_\_\_\_. Lei Nº 11.445, de 5 de Janeiro de 2007. **Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico**; altera as Lei nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Diário Oficial da União - República Federativa do Brasil: Poder Executivo. Brasília, DF, 2007.

\_\_\_\_\_. Lei Nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei Nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**; e dá outras providências. Diário Oficial da União - República Federativa do Brasil: Poder Executivo. Brasília, DF, 2010.

\_\_\_\_\_. Lei Nº 8.666, de 21 de Junho de 1993. **Regulamenta o art. 37, inciso XXI, institui normas para licitações e contratos da Administração Pública e dá outras providências**. Diário Oficial da União - República Federativa do Brasil: Poder Executivo. Brasília, DF, 1993.

\_\_\_\_\_. Lei Nº 9.605, de 12 de Fevereiro de 1998. **Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente**, e dá outras

providências. Diário Oficial da União - República Federativa do Brasil: Poder Executivo. Brasília, DF, 1998.

\_\_\_\_\_. Ministério do Meio Ambiente. **Proambiente**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 10/02/2014.

BRENT, M. Swallow; THOMAS, W. Goddard. *Value chains for bio-carbon sequestration services: Lessons from contrasting cases in Canada, Kenya and Mozambique*. Land Use Policy, v.31, p. 81-89, 2013.

BRESSERS, H. T. A.; HUITEMA, D. *Economic instruments for environmental protection: can we trust the "magic carpet?"* International Political Science Review, v. 20, 2. ed., p. 175-196, 1999.

BULTE, Erwin H.; *et al.* *Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues, and empirical perspectives*. Environment and Development Economics, v. 13, p. 245-254, 2008.

CAFFERA, Marcelo. *The use of economic instruments for pollution control in Latin America: lessons for future policy design*. Environment and Development Economics, v. 16, p. 247-273, 2011.

CAIRNCROSS, Frances. **Meio ambiente: custos e benefícios**. São Paulo: Nobel 1992.

CALDERONI, S. **O\$ bilhão\$ perdido\$ no lixo**. São Paulo: Humanitas, 2003.

CENTRO MINERIO DE REFERÊNCIA EM RESÍDUOS – CMRR. Disponível em: <http://www.cmrr.mg.gov.br> Acesso em: 20/10/2013.

CHARLES, Palmer; TILMANN, Silber. *Trade-offs between carbon sequestration and rural incomes in the N'hambita Community Carbon Project, Mozambique*. Land Use Policy, v. 29, p. 83-93, 2012.

CLEMHOUT, S.; WAN, H. Y. *Dynamic common property resources and environmental-problems*. Journal of Optimization Theory and Applications, v. 46, 4. ed., p. 471-481, 1985.

COASE, R. H. *The problem of social cost*. Journal of Law & Economics, v. 3, p. 1-44, 1960.

COMPANHIA DE URBANIZAÇÃO DE GOIÂNIA – COMURG. Disponível em: <http://www.comurg.com.br> Acesso em: 10/08/2013.

COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA A RECICLAGEM - CEMPRE. Disponível em: <http://cempre.org.br/> Acesso em: Novembro de 2014.

COORDENAÇÃO DE APERFEIÇOAMENTO DE PESSOAL DE NÍVEL SUPERIOR - CAPES. Disponível em: <<http://www.capes.gov.br>>. Acesso em: 20 de Dez. 2014.

CORBERA, E.; BROWN, Katrina; ADGER, W. Neil. *The equity and legitimacy of markets for ecosystem services*. Development and Change, v. 38, 4. ed., p. 587-613, 2007.

CORBERA, Esteve; SOBERANIS, Carmen Gonzalez; BROWN, Katrina. *Institutional dimensions of payments for ecosystem services: an analysis of Mexico's carbon forestry programme*. Ecological Economics, v.68, 3. ed., p. 743-761, 2009.

CORBERA; Esteve; KOSOY, Nicolas; TUNAD, Miguel Martínez. *Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: case studies from Meso-America*. Global Environmental Change, v.17, 3-4. ed., p. 365-380, 2007a.

COSTA, Rosangela Calado da. **Pagamento por serviços ambientais: limites e oportunidades para o desenvolvimento sustentável da agricultura familiar na Amazônia Brasileira**. São Paulo, 2008. Tese (Doutorado em Ciência Ambiental) - Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo.

DAILY, G. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystem*. Island Press, Washington, DC, 1997.

DALY, H. E.; FARLEY, J. *Ecological economics: principles and applications*. Washington, DC/ ISLAND Press, 2004.

DANIELS, Amy E.; *et al.* *Understanding the impacts of Costa Rica's PES: Are we asking the right questions?* Ecological Economics, v. 69, 11. ed., p. 2116-2126, 2010.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. *A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services*. Ecological Economics, v. 41, p. 393-408, 2002.

DIMASCIO, Nicholas. *Credit where credit is due: the legal treatment of early greenhouse gas emissions reductions*. Duke Law Journal, v. 56, 6. ed., p. 1587-1619, 2007.

DRESNER, S.; EKINS, P. *Economic instruments to improve UK home energy efficiency without negative social impacts*. Fiscal Studies, v. 27, p. 47-74, 2006.

DYBVIG, P. H.; SPATT, C. S. *Adoption externalities as public-goods*. Journal of Public Economics, v. 20, p. 231-247, 1983.

EDULJEE, G. **European Union waste policy**. European Environment. Chichester, 1994.

EIGENHEER, Emílio Maciel. **Lixo: a limpeza urbana através dos tempos**. Elsevier, Porto Alegre, 2009.

ELMQVIST, T.; FOLKE, C; NYSTROM, M.; *et al.* **Response diversity, ecosystem change, and resilience**. Frontiers in Ecology and the Environment, v. 1, 9. ed., p. 488-494, 2003.

ENGEL, Stefanie; PAGIOLA, Stefano; WUNDER, Sven. *Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues*. Ecological Economics, v. 65, p. 663-674, 2008.

ENVIROTRADE. **SOFALA Community Carbon Project, Project Design Document According to CCB and Plan Vivo Standards**. 2010. Disponível em: [http://www.planvivo.org/wp-content/uploads/2010-19-08-PDD-CCBA\\_PV-Sofala-post-audit.pdf](http://www.planvivo.org/wp-content/uploads/2010-19-08-PDD-CCBA_PV-Sofala-post-audit.pdf) Acesso em: 10/08/2014.

ESKELAND, G. S.; JIMENEZ, E. *Policy Instruments for Pollution Control in Developing Countries*. Washington. The World Bank Research Observer, 1992.

EUNOMIA RESEARCH AND CONSULTING LTD - EUNOMIA. *International review of waste management policy: annexes to main report*. Report. Bristol, 2009.

EUROPEAN COMMISSION - EC. *Council Regulation (ER) n.º. 1698/2005 of 20 September 2005 on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD)*. Disponível em: <<http://ec.europa.eu> Acesso em: 15 de janeiro de

\_\_\_\_\_. *EU waste policy: the history behind the strategy*. Publication. Luxemburgo, 2006.

\_\_\_\_\_. *Guidance on the interpretation of key provisions of Directive 2008/98/EC on waste*. Guidance. Bruxelas, 2012.

\_\_\_\_\_. *Taking sustainable use of resources forward: a thematic strategy on the prevention and recycling of waste*. Communication. Bruxelas, 2005.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY – EEA. *Managing municipal solid waste: a review of achievements in 32 European countries*. EEA, Copenhagen, 2013.

EVANS, A W. *Private good, externality, public good*. Scottish Journal of Political Economy, v. 17, p. 79-89, 1970.

FARLEY, Joshua; COSTANZA, Robert. *Payments for ecosystem services: from local to global*. Ecological Economics, v. 69, 11. ed., p. 2060-2068, 2010.

FASIABEN, M. C. R. *et al. Estimativa de aporte de recursos para um sistema de Pagamento por Serviços Ambientais na Floresta Amazônica brasileira*. Ambiente & Sociedade, XII, n.2, p. 223-239, 2009.

FERRARO, P.J.; PATTANAYAK, S. *Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments*. Plos Biology, v. 4, 4. ed., 2006.

FERRARO, Paul J. *Asymmetric information and contract design for payments for environmental services*. Ecological Economics, v. 65, 4. ed., p.810-821, 2008.

FISCHER, C. *The developments and achievements of EU waste policy*. Journal of Material Cycles and Waste Management. Tóquio, 2011.

FLETCHER, Robert; BREITLING, Jan. *Market mechanism or subsidy in disguise? Governing payment for environmental services in Costa Rica*. GEOFORUM, v. 43, 3. ed., p. 402-411, 2012.

FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B. *et al. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management*. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics, v. 35, p. 557-581, 2004.

FONAFIFO. *Acerca del FONAFIFO*. Disponível em: <http://www.fonafifo.go.cr> Acesso em: 05 de fevereiro de 2014.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. *Paying farmers for environmental services*. Roma: FAO. FAO Agriculture Series n.º. 38. 2007. Disponível em: <<http://www.fao.org> Acesso em: 10 de maio de 2013.

GARY, H. J. *China's state enterprises: public goods, externalities, and Coase*. The American Economic Review, v. 88, n. 2, p. 428-432, 1998.

GATTO, P.; PETTENELLA, D.; SECCO, L. *Payments for forest environmental services: organisational models and related experiences in Italy*. Iforest-Biogeosciences and Forestry, v. 2, p. 133-139, 2009.

GAUVIN, Crystal; *et al.* *Cost-Effectiveness of Payments for Ecosystem Services with Dual Goals of Environment and Poverty Alleviation*. Environmental Management, v. 45, 3. ed., p. 488-501, 2010.

GERVAIS, C. *An overview of European waste and resource management policy*. Report. Forum for the future: London, 2002.

GOIÂNIA. Decreto N° 754/2008, de 28 de março de 2008. **Cria o programa “Goiânia Coleta Seletiva”** e dá outras providências. Gabinete do Prefeito de Goiânia. Goiás, Goiânia, 2008.

GOMES-GAGGETHUN, R. G.; LOMAS, P.L.; MONTES, C. *The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes*. Ecological Economics, v. 69, 6. ed., p.1209-1218, 2010.

GOWDY, J. M. *Toward an experimental foundation for benefit-cost analysis*. Ecological Economics, v.63, p.649-655, 2007.

GRAMMATIKOPOULOU, Ioanna; POUTA, Eija; SALMIOVIRTA, Maija. *A locally designed payment scheme for agricultural landscape services*. Land Use Policy, v. 32, p. 175-185, 2013.

GREYSON, J. *An economic instrument for zero waste, economic growth and sustainability*. Journal of Cleaner Production, v. 15, p. 1382-1390, 2007.

GRIMBLE, R. J. *Economic instruments for improving water use efficiency: theory and practice*. Agricultural Water Management, v. 40, p. 77-82, 1999.

GUERRA, Sidney. **Resíduos sólidos: comentários à Lei 12.305/2010**. Rio de Janeiro: Forense, 2012.

GUIMARÃES, L. D.; PINTO, M. P. **Análise quantitativa do termo interdisciplinaridade no período de 1970 a 2004**. MultiCiência: Tecnologia para a Saúde, v. 5, 2005.

HALL, Anthony. *Better RED than dead: paying the people for environmental services in Amazonia*. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences, v. 363, p. 1925-1932, 2008.

HERRADOR, D; DIMAS, L. *Payment for environmental services in El Salvador*. Mountain Research and Development, v. 20, 4. ed., p. 306-309, 2000.

HIEDANPAA, Juha; KOTILAINEN, Juha; SALO, Matti. *Unfolding the organised irresponsibility: Ecosystem approach and the quest for forest biodiversity in Finland, Peru, and Russia*. Forest Policy and Economics, v. 13, 3. ed., p. 159-165, 2011.

HOLTERMA, S. E. *Externalities and public goods*. *Economica*, v. 39, 153. ed., p. 78-87, 1972.

HUETING, R.; *et al.* *The concept of environmental function and its valuation*. *Ecological Economics*, v. 25, p. 31-35, 1998.

INCUBADORA SOCIAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS – IS/UFG. **Programa: incubadora social**. Universidade Federal de Goiás, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2008 - PNSB**. Rio de Janeiro, 2010.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA - IPEA. **Diagnóstico sobre catadores de resíduos sólidos. Relatório de Pesquisa**. Brasília, DF, 2012. Disponível em: <[http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120911\\_relatoria\\_cata\\_dores\\_residuos.pdf](http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120911_relatoria_cata_dores_residuos.pdf)>. Acesso em: 20/08/2013.

\_\_\_\_\_. **Pesquisa sobre pagamento por serviços ambientais urbanos para gestão de resíduos sólidos**. Relatório de Pesquisa. Brasília, DF, 2010. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/253/\\_arquivos/estudo\\_do\\_ipea\\_253.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_arquivos/estudo_do_ipea_253.pdf)>. Acesso em: 20/07/2013.

\_\_\_\_\_. **Situação social das catadoras e dos catadores de material reciclável e reutilizável - Brasil**. Brasília, DF, 2013. Disponível em: <<http://www.ipea.gov.br>>. Acesso em: 20/08/2014.

\_\_\_\_\_. **Diagnóstico sobre os catadores de resíduos sólidos**. Brasília: Ipea, 2011.

ISI WEB OF KNOWLEDGE. Disponível em: < <https://login.webofknowledge.com>>. Acesso em: 10 de Dez. 2014.

JABBOUR, Ana Beatriz Lopes de Sousa; *et al.* *Brazil's new national policy on solid waste: challenges and opportunities*. *Clean Technologies and environmental policy*, 2014.

JACK, B. Kelsey; KOUSKY, Carolyn; SIMS, Katharine R. E. *Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms*. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v.105, 28. ed., p. 9465-70, 2008.

JOÃO, Daniel Mudaca; *et al.* *Household participation in Payments for Ecosystem Services: A case study from Mozambique*. *Forest Policy and Economics*, v. 55, p. 21-27, 2015.

JODHA, N. S. *Common property resources and the environmental context - role of biophysical versus social stresses*. *Economic and Political Weekly*, v. 30, 51. ed., p. 3278-3283, 1995.

JONES, A. W. **Impact factors of forensic science and toxicology journals: what do the numbers really mean?** *Forensic Science International*, p. 1-8, 2003.

JUN, He; THOMAS, Sikor. *Notions of justice in payments for ecosystem services: Insights from China's Sloping Land Conversion Program in Yunnan Province*. Land Use Policy, v. 43, p. 207-216, 2015.

JUNIOR, Alceu de Castro Galvão; *et al.* **Marcos regulatórios estaduais em saneamento básico no Brasil**. Revista de Administração Pública, Rio de Janeiro, v. 43, p. 207-227, 2009.

JURAS, I.A.G.M. **Legislação sobre resíduos sólidos: comparação da lei nº 12.305/2010 com a legislação de países desenvolvidos**. Cadernos Aslegis. Consultoria Legislativa da Câmara dos Deputados. Brasília, DF, n. 45, p. 121-146, jan/abr. 2012. Disponível em: <http://bd.camara.gov.br> . Acesso em: 20/08/2013.

KALLIO, A. Maarit I.; *et al.* *Biodiversity value and the optimal location of forest conservation sites in Southern Finland*. Ecological Economics, v. 67, 2. ed., p. 232-243, 2008.

KARP, D. R.; GAULDING, C. L. *Motivational underpinning of comand-and-control, market-based, and voluntarist environmental policies*. Human relations, v. 48, 5. ed., p. 439-465, 1995.

KONOW, J. *Fair and square: the four sides of distributive justice*. Journal of Economic Behaviour and Organization, v. 46, 2. ed., p.137-164, 2001.

KOSOY, Nicolas; CORBERA, Esteve. *Payments for ecosystem services as commodity fetishism*. Ecological Economics, v. 69, 6. ed., p. 1228-1236, 2010.

KOSOY, Nicolas; CORBERA, Esteve; BROWN, Kate. *Participation in payments for ecosystem services: case studies from the Lacandon rainforest, Mexico*. Geoforum, v. 39, 6. ed., p. 2073-2083, 2008.

KOSOY, Nicolas; *et al.* *Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America*. Ecological Economics, v. 61, 2. e 3. ed., p. 446-455, 2007.

KULSHRESHTHA, P.; SARANGI, S. *"No return, no refund": an analysis of deposit-refund systems*. Journal of Economic Behavior & Organization, v. 46, 4. ed., p. 379-394, 2001.

LEI, Zhang; QIN, Tu; ARTHUR, P. J. Mol. *Payment for Environmental Services: The Sloping Land Conversion Program in Ningxia Autonomous Region of China*. China & World Economy, v. 16., p. 66-81, 2008.

LEMONS, Patrícia Faga Iglecias. **Resíduos sólidos e responsabilidade civil pós-consumo**. Ed. Revista dos Tribunais, 2012.

LI, J., *et al.* *Rural household income and inequality under the Sloping Land Conversion Program in western China*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, v. 108, 19. ed., p. 7721-7726, 2011.

LIBECAP, G. D. *The tragedy of the commons: property rights and markets as solutions to resource and environmental problems*. Australian Journal of Agricultural and Resource Economics, v. 53, p. 129-144, 2009.

LIMA-RIBEIRO, M. S.; *et al.* **Análise cienciométrica em ecologia de populações: importância e tendências dos últimos 60 anos**. Biological Sciences, v. 29, n.1, p. 39-47, 2007.

LOCATELLI, Bruno; ROJAS, Varinia; SALINAS, Zenla. *Impacts of payments for environmental services on local development in northern Costa Rica: A fuzzy multi-criteria analysis*. Forest Policy and Economics, v. 10, 5. ed., p. 275-285, 2008.

LUSTOSA, Maria Cecília Junqueira, *et al.* Política ambiental. In: MAY, Peter H (Org.). **Economia do Meio Ambiente: teoria e prática**. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

MALAVASI, E. O. *Costa Rica: Una Experiencia de Manejo Ambiental Innovadora. Sistema de Cobro y Pago por Servicios Ambientales en Costa Rica: Visión General*. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo PNUD Feria de Soluciones Ambientales: Experiencia de Costa Rica, 2003.

MANTYMAA, Erkki; *et al.* *Participation and compensation claims in voluntary forest conservation: A case of privately owned forests in Finland*. Forest Policy and Economics, v. 11, 7. ed., p.498-507, 2009.

MARGULIS, S. **A regulamentação ambiental: instrumentos e implementação**. Rio de Janeiro: Ipea, 1996.

MARTIN, Adrian; *et al.* *Measuring effectiveness, efficiency and equity in an experimental Payments for Ecosystem Services trial*. Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions, v. 28, p. 216-226, 2014.

MARTINS, Gilberto de Andrade; THEÓPHILO, Carlos Renato. **Metodologia da Investigação Científica para Ciências Sociais Aplicadas**. 2. ed. São Paulo: Atlas, 2009.

MAZZANTI, M.; ZOBOLI, R. *Economic instruments and induced innovation: the European policies on end-of-life vehicles*. Ecological economics, v. 58, 2. ed., p. 318-337, 2006.

MCAFEE, Kathleen; SHAPIRO, Elizabeth N. *Payments for ecosystem services in Mexico: nature, neoliberalism, social movements, and the state*. Annals of the Association of American Geographers, v.100, 3. ed., p.579-599, 2010.

MEDINA, G.; BELTRÃO, N. E. S. Pagamentos por serviços ambientais para produtores familiares na Amazônia: possibilidades e limitações. In: **Mudanças climáticas e serviços ambientais: discussões do I SEMSA**. Belém: eduepa, 2010.

MENDES, L. M. Z.; SANTOS, G. *Using economic instruments to address emissions from air transport in the European Union*. Environment and Planning, v. 40, p. 187-109, 2008.

MERLO, M.; BRIALES, E. R. *Public goods and externalities linked to Mediterranean forests: economic nature and policy*. Land Use Policy, v. 17, 3. ed., p. 197-208, 2000.

MICHAEL, CONNOLLY. *Public goods, externalities, and international relations*. Journal of Political Economy, v. 78, n. 2. p. 279-290, 1970.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT - MEA. *Ecosystem and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington, DC, 2003.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT - MEA. *Ecosystem and human well-being: scenarios*. Island Press, Washington, DC, v.2, 2005a.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT - MEA. *Ecosystem and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC, 2005.

MINAS GERAIS. Decreto N° 45.975/2012, de 04 de junho de 2012. **Estabelece normas para concessão de incentivo financeiro a catadores de matérias recicláveis** – Bolsa Reciclagem, de que trata a Lei N° 19.823/2011, de 22 de novembro de 2011. Palácio Tiradentes. Minas Gerais, BH, 2012.

MINAS GERAIS. Lei N° 19.823/2011, de 22 de novembro de 2011. **Dispõe sobre a concessão de incentivo financeiro a catadores de matérias recicláveis – Bolsa Reciclagem**. Palácio Tiradentes. Minas Gerais, BH, 2011.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>  
Acesso em: 02 de Fevereiro de 2014.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Planos de gestão de resíduos sólidos: manual de orientação**. Governos locais pela sustentabilidade (ICLEI). Brasília, 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Política de resíduos sólidos apresenta resultados em 4 anos**. Brasília, 2014.

MINISTRY OF AGRICULTURE AND FORESTRY AND MINISTRY OF THE ENVIRONMENT - MMM. *Newsletter of the Forest Biodiversity Programme for Southern Finland 2008-2016 (METSU), n° 2, 2008*. Disponível em: <http://www.mmm.fi/metsu/>  
Acesso em: 23 de Janeiro de 2014.

MIRANDA, M.; PORRAS, I.; MORENO, M. *The social impacts of payments for environmental services in Costa Rica. Markets for Environmental Services. Series n° 1. International Institute for Environmental and Development, London, 2003*.

MIZIARA, Rosana. **Por uma história do lixo**. InterfaceEHS. Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente, v.3, n.1, Artigo 6, 2008.

MOVIMENTO NACIONAL DE CATADORES DE MATERIAL RECICLÁVEL - MNCR. Carta de Brasília, 2001. Disponível em: <http://www.mncr.org.br>. Acesso em: 10/02/2014.

MOVIMENTO NACIONAL DE CATADORES DE MATERIAL RECICLÁVEL - MNCR. Carta de Caxias do Sul, 2003. Disponível em: <http://www.mncr.org.br>. Acesso em: 10/02/2014.

MOVIMENTO NACIONAL DE CATADORES DE MATERIAL RECICLÁVEL - MNCR. Carta de Bogotá, 2008. Disponível em: <http://www.mncr.org.br>. Acesso em: 10/02/2014.

MOVIMENTO NACIONAL DE CATADORES DE MATERIAL RECICLÁVEL - MNCR. Declaração Final de São Leopoldo, 2005. Disponível em: <<http://www.mncr.org.br>>. Acesso em: 10/02/2014.

MUELLER, Charles C. **Os Economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente**. Editora: Universidade de Brasília. Brasília, 2012.

MULDER, Arjen. *Do economic instruments matter? Wind turbine investments in the EU(15)*. Energy Economics, v. 30, 6. ed., p. 2980-2991, 2008.

MUÑOZ-PINA, C., *et al.* **Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results**. Ecological Economics, v.65, 4. ed., p. 725-736, 2008.

MUNOZ-PINA, Carlos; *et al.* **Paying for the hydrological services of Mexico's forests; analysis, negotiations and results**. Ecological Economics, v.65, p.725-736, 2008.

MURADIAN, R.; *et al.* **Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services**. Ecological Economics, v.69, 6. ed., p.1202-1208, 2010.

MURADIAN, R.; *et al.* **Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services**. Ecological Economics, v.69, 6. ed., p.1202-1208, 2010.

MURADIAN, Roldan; *et al.* **Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services**. Ecological Economics, v. 69, 6. ed., p. 1202-1208, 2010.

MYERS, N. **Environmental services of biodiversity**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, v. 93, 7. ed., p. 2764-2769, 1996.

NAHMANA, A.; GODFREY, L. **Economic instruments for solid waste management in South Africa: opportunities and constraints**. Resources Conservation and Recycling, v. 54, p. 521-531, 2010.

NARLOCH, Ulf; DRUCKER, Adam G.; PASCUAL, Unai. **Payments for agrobiodiversity conservation services for sustained on-farm utilization of plant and animal genetic resources**. Ecological Economics, v. 70, 11. ed., p. 1837-1845, 2011.

NETO, Paulo Nascimento; MOREIRA, Tomás Antônio. **Política nacional de resíduos sólidos - reflexões a cerca do novo marco regulatório nacional**. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, n. 15, 2010.

NEWTON, Peter; *et al.* **Consequences of actor level livelihood heterogeneity for additionality in a tropical forest paymentfor environmental services programme with an undifferentiated reward structure**. Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions, v. 22, p. 127-136, 2012.

NOORDWIJK, M. Van. **Rupes Typology of Environmental Services Worthy of Reward. Indonésia: Word Agroforestry Centre, 2005.**

NORGAARD, R. *Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder*. Ecological Economics, v.69, 6. ed., p. 1219-1227, 2010.

OGERA, R. C.; PHILIPPI, J.A.. **Gestão dos serviços de água e esgoto nos municípios de Campinas, Santo André, São José dos Campos e Santos, no período de 1996 a 2000**. Revista de Engenharia Sanitária. Ambiental, Rio de Janeiro, v.10, n.1, p.72-81. Janeiro, 2005.

OLIVEIRA, Denise A. M. **Percepção de riscos ocupacionais em catadores de material recicláveis**: estudo em uma cooperativa em Salvador-Bahia. 2011. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.

OLIVEIRA, J. S. R.; *et al.* **Evaluation of sustainability in Eastern Amazon under proambiente program**. Agroforestry Systems, v. 78, 3. ed., p.185-191, 2010.

OLIVEIRA, João Carlos Cabrelon de. **O papel do controle social para a efetividade do direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado na política nacional de resíduos sólidos**. São Paulo, 2013. Dissertação (Mestrado em Direito) - Programa de Pós-Graduação em Direito, Universidade Metodista de Piracicaba.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT - OECD. *Environmentally related taxes in OECD countries: issues and strategies*. Paris: OECD, v.8, p. 1-133, 2001.

PAGIOLA, S. *Payments for environmental services in Costa Rica*. Ecological Economics, 65, p. 712-724, 2008.

PAGIOLA, S. *Payments for environmental services: an introduction from theory to practice*. World Bank, Washington, 2006.

PAGIOLA, S; ARCENAS, A; PLATAIS, G. *Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America*. World Development, v. 33, 2. ed., p. 237-253, 2005.

PAGIOLA, Stefano; *et al.* *Pago por servicios de conservación de La biodiversidad en paisajes agropecuarios*. Washington (DC, EUA): World Bank. (Environment Department Paper, nº. 96, 2004.

PAGIOLA, Stefano; GLEHN, Helena Carrascosa Von; TAFARELLO, Denise. **Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil**. São Paulo, SMA/CBRN, 2012.

PAGIOLA, Stefano; RIOS, Ana R.; ARCENAS, Agustin. *Can the poor participate in payments for environmental services? Lessons from the Silvopastoral Project in Nicaragua*. Environment and Development Economics, v. 13, p. 299-325, 2008.

PAGIOLA, Stefano; RIOS, Ana R.; ARCENAS, Agustin. *Poor Household Participation in Payments for Environmental Services: Lessons from the Silvopastoral Project in Quindío, Colombia*. Environmental & Resource Economics, v. 43, 3. ed., p. 371-394, 2010.

PARQUE NACIONAL DA GORONGOSA. **História**. Disponível em: <http://www.gorongosa.org> Acesso em: 10/08/2014.

PASCUAL, Unai; *et al.* **Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: a conceptual approach**. Ecological Economics, v.69, 6. ed., p. 1237-1244, 2010.

PATECORNELL, M. E.; NEU, J. E. **Warning systems and defense policy - a reliability model for the command and control of United-States nuclear-forces**. Risk Analysis, v. 5, 2. ed., p. 121-138, 1985.

PATTANAYAK, Subhrendu K.; WUNDER, Sven; FERRARO, Paul J. **Show Me the Money: Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries?** Review of Environmental Economics and Policy, v. 4, 2. ed., p.254-274, 2010.

PAVEL, J.; SLAVIKOVA, L.; JILKOVA, J. **Economic Instruments of Environmental Policy: costly taxes and low effectiveness**. Ekonomicky Casopis, v. 57, p. 132-144, 2009.

PEARCE, David W.; TURNER, R. Kerry. **Economics of natural resources and the environment**. Baltimore. EUA. The Johns Hopkins University Press, 1990.

PEREIRA, A. L.; PEREIRA, S. R. **A cadeia de logística reversa de resíduos de serviços de saúde dos hospitais públicos de Minas Gerais: análise a partir dos conceitos da nova Política Nacional de Resíduos Sólidos Urbanos**. Desenvolvimento e Meio Ambiente, n. 24, 2011.

PETHERAM, Lisa; CAMPBELL, Bruce M. **Listening to locals on payments for environmental services**. Journal of Environmental Management, v. 91, 5. ed., p. 1139-1149, 2010.

PIGOU, Arthur, Cecil, M. A. **The economics of welfare**. Macmillan and CO., Limited ST. Martins's Street, London, 4. ed., 1932.

PLAN VIVO. **Nhambita Community Carbon Project. Annual Report 2007**. Disponível em: <http://www.planvivo.org> Acesso em: 10/08/2014.

\_\_\_\_\_. **Plan Vivo Standard For Community Payments for Ecosystem Services Programmes**. 2013. Disponível em: <http://www.planvivo.org/wp-content/uploads/Plan-Vivo-Standard-2013.pdf> Acesso em: 10/09/2014

PORRAS, I., & NEVES, N. **China - Sloping Lands Conversion Programme (SLCP), "Grain for Green"**. Markets for Watershed Services – Country Profile, 2006. Disponível em: [http://www.watershedmarkets.org/casestudies/China\\_SLCP\\_eng.html](http://www.watershedmarkets.org/casestudies/China_SLCP_eng.html) Acesso em: 20/09/2014.

PORTNEY, P. R. **Public Policies for Federal Regulation**. Washington (DC), Resources for the Future, p. 7-25, 1990.

PRICE, D. J. S. **Little Science, big science**. Columbia University Press, New York, 1963.

PRICEWATERHOUSECOOPERS SERVIÇOS PROFISSIONAL LTDA - PWC. **Três anos após a implementação da política nacional de resíduos sólidos (PNRS): seus gargalos e superações.** 2014. Disponível em: <[http://www.pwc.com.br/pt\\_BR/br/publicacoes/](http://www.pwc.com.br/pt_BR/br/publicacoes/)> Acesso em: 10/12/2014.

PRIMMER, Eeva; *et al.* ***Evolution in Finland's Forest Biodiversity Conservation Payments and the Institutional Constraintson Establishing New Policy.*** Society & Natural Resources, v. 26, 10. ed., p. 1137-1154, 2013.

RAVI, Hegde; GARY, Q. B. ***Performance of an agro-forestry based Payments-for-Environmental-Services project in Mozambique: A household level analysis.*** Ecological Economics, v. 71, p. 122-130, 2011.

REDFORD, Kent H.; ADAMS, William M. ***Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature.*** Conservation Biology, v. 23, 4. ed., p. 785-787, 2009.

REZENDE, Cristina Sonaly; HELLER, Léo. **O saneamento no Brasil: política e interfaces.** Belo Horizonte: Editora UFMG, 2008.

RICO, Garcia-Amado Luis; *et al.* ***Efficiency of Payments for Environmental Services: Equity and additionality in a case study from a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico.*** Ecological Economics, v. 70, 12. ed., p. 2361-2368, 2011.

ROBERTSON, N.; WUNDER, S. ***Fresh tracks in the forest: assessing incipient payments for environmental services initiatives in Bolivia.*** CIFOR, Bogor, 2005.

RUNSHENG, Yin; MINJUAN, Zhao. ***Ecological restoration programs and payments for ecosystem services as integrated biophysical and socioeconomic processes - China's experience as an example.*** Ecological Economics, v. 73, p. 56-65, 2012.

SANCHEZ, O. A.; OLIVEIRA, C. T. **Descentralização e saneamento básico no Estado de São Paulo.** Debates Sócio Ambientais. CEDEC, Ano I, n.3. Fev/Mar/Abr/Mai, 1996.

SANCHEZ-AZOFEIFA, G. Arturo; *et al.* ***Costa Rica's payment for environmental services program: Intention, implementation, and impact.*** Conservation Biology, v. 21, 5. ed., p. 1165-1173, 2007.

SANCHEZ-AZOFEIFA, G. Arturo; *et al.* ***Costa Rica's payment for environmental services program: Intention, implementation, and impact.*** Conservation Biology, v. 21, 5. ed., p.1165-1173, 2007.

SANTOS, Juliana Vieira dos. **A gestão dos resíduos sólidos urbanos: um desafio.** São Paulo, 2009. Tese (Doutorado em Direito) - Faculdade de Direito do Largo do São Francisco, Universidade de São Paulo.

SANTOS, M. C. L. *et al.* Frames de ação coletiva: uma análise da organização do MNCR. In: SCHERER-WARREN, ilse; LUCHMANN, Lígia H. H. **Movimentos sociais e participações.** Florianópolis: Editora UFSC, 2011.

SEEHUSEN, S. E. *Can payments for ecosystem services contribute to sustainable development in the Brazilian Amazon?* With case study in the Rio Capim pole of Proambiente. M.Sc., Albert-Ludwigs-Universitat Freiburg, Faculty of Forestry and Environmental Science, 2007.

SERÔA DA MOTTA, R. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998.

SHIKI, Shigeo; SHIKI, Simone de Faria Narciso. **Os Desafios de uma Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais: lições a partir do caso do Proambiente.** Sustentabilidade em Debate, v. 1., p. 99-117, 2011.

SOMMERVILLE, Matthew; *et al.* *The role of fairness and benefit distribution in community-based Payment for Environmental Services interventions: A case study from Menabe, Madagascar.* Ecological Economics, v. 69, 6. ed., p. 1262-1271, 2010.

STREHL, L.; SANTOS, C. A. **Indicadores de qualidade científica.** Ciência Hoje, v. 31, p. 34-39, 2002.

SWANEY, J. A. *Market versus command and control environmental policies.* Journal of Economic Issues, v. 26, 2. ed., p. 623-633, 1992.

TACCONI, Luca. *Redefining payments for environmental services.* Ecological Economics, v. 73, p. 29-36, 2012.

THOMAS, J. M.; CALLAN, S. J. **Economia ambiental: fundamentos, políticas e aplicações.** São Paulo: Cengage Learning, 2010.

THUY, Pham Thu; HA, Hoang Minh; CAMPBELL, Bruce M. *Pro-poor payments for environmental services: challenges for the government and administrative agencies in vietnam.* Public Administration and Development, v.28, 5. ed., p.363-373, 2008.

TOJO, N.; NEUBAUER, A.; BRAUER, I. *Waste management policies and policy instruments in Europe: An overview.* IIIIEE: Lund, 2008.

TURPIE, J. K.; MARAIS, C.; BLIGNAUT, J. N. *The working for water programme: evolution of a payments for ecosystem services mechanism that addresses both poverty and ecosystem service delivery in South Africa.* Ecological Economics, v.65, 4. ed., p. 788-798, 2008.

VATN, A. *An institutional analysis of payments for environmental services.* Ecological Economics, v.69, 6. ed., p.1245-1252, 2010.

WALDMAN, Maurício. **Lixo domiciliar brasileiro: modelos de gestão e impactos ambientais.** 2011. Disponível em: <http://www.mw.pro.br> Acesso em: 01/10/2013.

WATKINS, E.; *et al.* *Use of economic instruments and waste management performances.* Bio Intelligence Service - Scaling sustainable development. Paris, France, 2012.

WEBELT, M. *Economic instruments versus direct regulations for environmental management*. Fresenius Environmental Bulletin, v. 8, 6. ed., p. 215-229, 1999.

WEERSINK, A. *et al. Economic instruments and environmental policy in agriculture*. Canadian Public Policy-Analyse de Politiques, v. 24, 3. ed., p. 309-327, 1999.

WENDLAND, Kelly J.; *et al. Targeting and implementing payments for ecosystem services: opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar*. Ecological Economics, v.69, 11. ed., p. 2093-2107, 2010.

WILLIAMS, Paul T. *Waste treatment and disposal*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd, 2. ed., 2005.

WUENSCHER, Tobias; ENGEL, Stefanie; WUNDER, Sven. *Spatial targeting of payments for environmental services: A tool for boosting conservation benefits*. Ecological Economics, v. 65, 4. ed., p. 822-833, 2008.

WUNDER, S. *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. Occasional Paper n° 42. CIFOR, Bogor, 2005.

WUNDER, S.; *et al. Payment is good, control is better: why payments for environmental services in Vietnan have so far remained incipient*. Bogor (Indonesia): CIFOR, 2005.

WUNDER, Sven. *Pagos por servicios ambientales: principios básicos esenciales*. Bogor (Indonésia): CIFOR. Occasional Paper n° 42, 2006.

WUNDER, Sven. *The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation*. Conservation Biology, v.21, p. 48-58, 2007.

WUNDER, Sven. *Payments for environmental services and the poor: concepts and preliminary evidence*. Environment and Development Economics, v. 13, p. 279-297, 2008.

WUNDER, Sven; ALBAN, Montserrat. *Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador*. Ecological Economics, v. 65, 4. ed., p. 685-698, 2008.

WUNDER, Sven; ENGEL, Stefanie; PAGIOLA, Stefano. *Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries*. Ecological Economics, v. 65, 4. ed., p. 834-852, 2008.

XU, Jintao; *et al. China's ecological rehabilitation: Unprecedented efforts, dramatic impacts, and requisite policies*. Ecologic Economics, v. 57, 4. ed., p. 595-607, 2006.

ZILBERMAN, David; LIPPER, Leslie; MCCARTHY, Nancy. *When could payments for environmental services benefit the poor?* Environment and Development Economics, v. 13, p. 255-278, 2008.

## APÊNDICE 1

### ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA

#### 1. Metodologia empregada para a realização da análise cientiométrica.

Para a realização da análise cientiométrica<sup>61</sup> utilizou-se a produção bibliográfica como indicador por meio da rotina *General Search* do sítio do *Thomson Institute for Scientific Information* (ISI) (ISI WEB OF KNOWLEDGE, 2014). A escolha do *Thomson ISI* deve-se à abrangência quanto ao número de publicações e qualidade dos periódicos (LIMA-RIBEIRO *et al*, 2007; GUIMARÃES; PINTO, 2005). Realizou-se a busca de todas as publicações em três etapas e obteve-se, em cada etapa, os seguintes dados: (i) ano de publicação do artigo; (ii) quantitativo de publicação por autor; (iii) tipo de documento publicado (artigo, revisão, carta, notas, resumos em anais e eventos, material editorial, correções; (iv) periódico em que o artigo foi publicado; (v) área disciplinar do artigo e (vi) número de citações do artigo.

A pesquisa foi realizada inicialmente, em 2013 e atualizada em 2014 para obtenção das publicações que ocorreram no período não contemplado pela pesquisa inicial. Assim, o último levantamento foi realizado entre os dias 10 e 20 de dezembro de 2014 e buscou-se, inicialmente, trabalhos publicados no período de 1990 a 2014.

Na primeira etapa levantou-se os trabalhos que citavam as palavras *economic instruments* no título<sup>62</sup>. Após o levantamento de todos os dados referentes à esta etapa, realizou-se a segunda etapa por meio da identificação de todas as publicações que continham os termos *payments for environmental services*. No entanto, o período do levantamento foi alterado por ausência de publicações antes do ano 2000. Observou-se somente uma publicação neste ano e nenhuma publicação no período de 2001 à 2004, o que implicou em um novo período de análise que foi de 2005 à 2014.

---

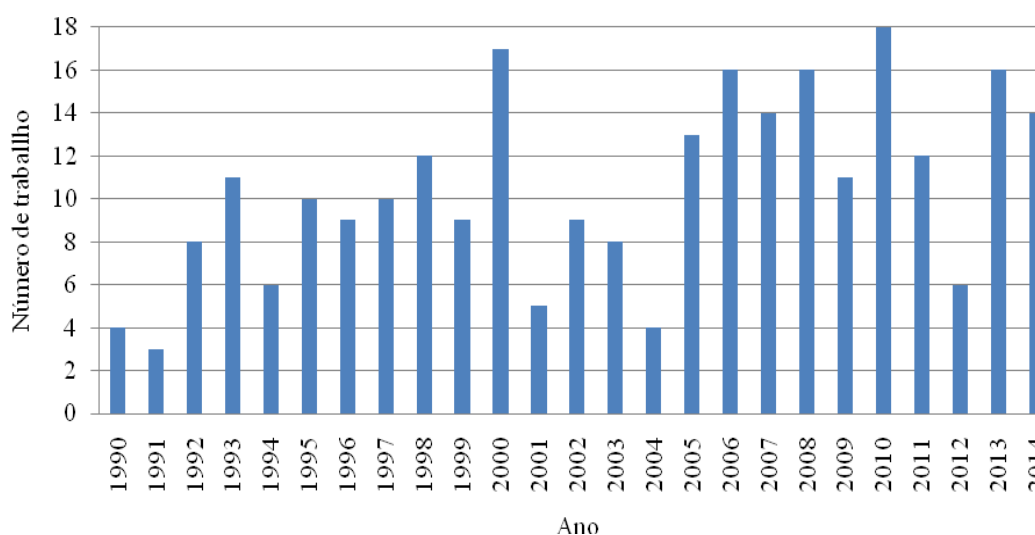
<sup>61</sup> De acordo com Strehl e Santos (2002) a cientiometria pode ser conceituada como sendo uma avaliação quantitativa das atividades científicas e tecnológicas, tendo como um de seus objetivos o levantamento das publicações mais citadas e que podem auxiliar a identificação de áreas emergentes e/ou novas estruturas metodológicas. A análise quantitativa de trabalhos tem se apresentada como um importante instrumento no estudo da ciência e tem sido empregada em diferentes campos do conhecimento (PRICE, 1963; JONES, 2003).

<sup>62</sup> Empregou-se o operador AND na busca, o que implicou na seguinte forma: *economic AND instruments*. No entanto, o número de registros não se alterou o que permitiu utilizar a busca sem o referido operador.

A terceira etapa foi realizada por meio do levantamento de todos os trabalhos que empregaram a expressão *payments for ecosystem services* no título<sup>63</sup>. Contudo, não há registros de trabalhos publicados antes do ano de 2007 e, assim, o período de análise destes trabalhos foi de 2007 a 2014.

## 2. Resultados da análise cienciométrica dos trabalhos que citam as palavras *economic instruments* no título, no período de 1990 a 2014.

Na pesquisa realizada, de acordo com a figura 2.1, foram identificados 261 trabalhos que utilizaram os termos *economic instruments* no título, no período de 1990 à 2014<sup>64</sup>. As publicações são de autores de 54 países diferentes, quando se considera o país de origem do principal autor. Destes, 14,2% dos trabalhos não apresentam a origem dos autores e 24 países apresentaram no mínimo três trabalhos no período de análise.



**Figura 2.1 - Número de trabalhos publicados que continham os termos *economic instruments* no título, no período de 1990 a 2014.**

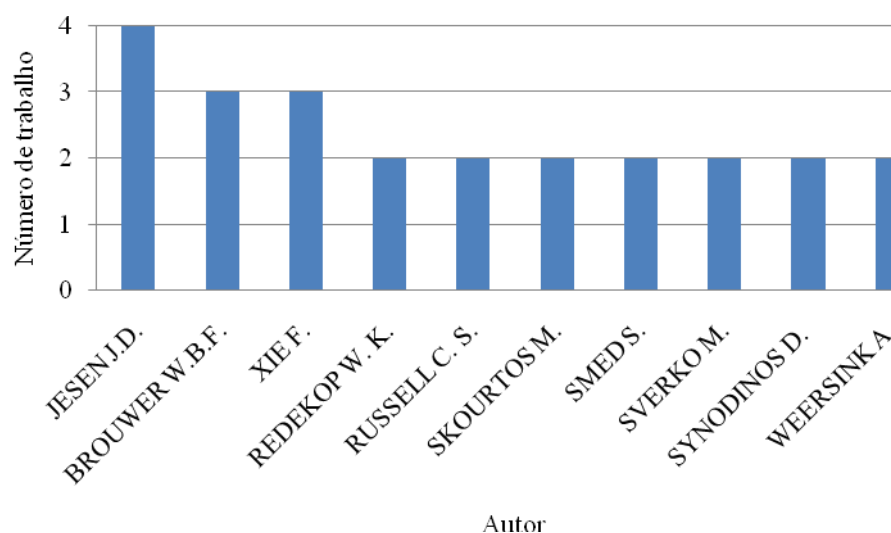
De acordo com os dados presentes na figura 2.1, nota-se que no ano de 1991 foram publicados somente três trabalhos, mas que a partir de então houveram maiores

<sup>63</sup> Além destes levantamentos, contemplados pelas três etapas, realizou-se o mesmo procedimento para tentar identificar trabalhos que discutissem propostas metodológicas de pagamentos por serviços ambientais para catadores de material reciclável por meio das seguintes expressões : *payments for ecosystem services for collector of recyclable materials* e *payments for environmental services for collector of recyclable materials* e não foi possível encontrar nenhuma publicação.

<sup>64</sup> Ao realizar o levantamento considerando todos os anos até o ano de 2014, encontrou-se 387 trabalhos. O trabalho pioneiro foi publicado em 1957 por Zellerbach (1957) e discute o mercado comum como um instrumento econômico na política internacional. Esta publicação foi citada quatro vezes.

números de publicações. O ano de 2000 registrou o segundo lugar em número de trabalhos publicados com dezessete trabalhos ficando atrás somente do ano de 2010 em que houve o maior número de publicações com um total de dezoito trabalhos.

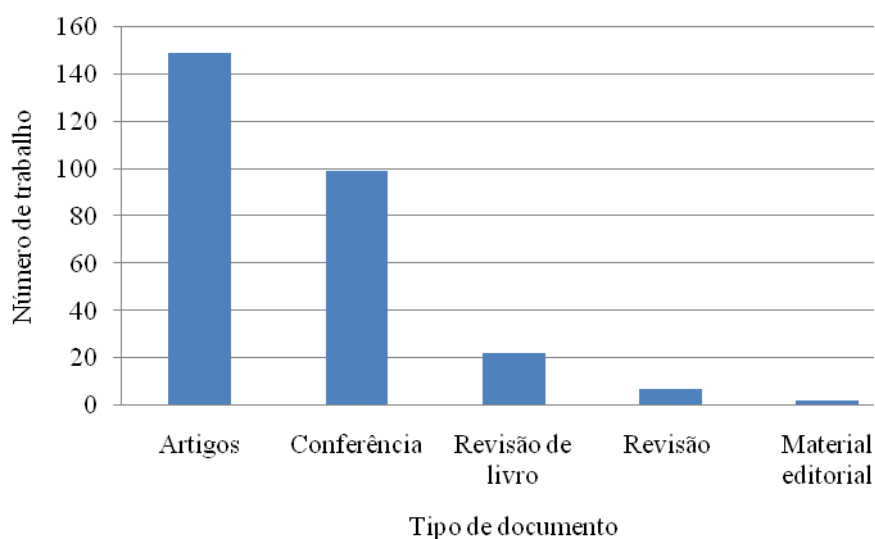
Os trabalhos foram publicados por mais de 500 autores. Destes, 25 autores obtiveram duas ou mais publicações. A figura 2.2 apresenta os autores que mais publicaram no período de análise. Além disso, apresenta-se sete dos 25 autores, escolhidos aleatoriamente, que publicaram dois trabalhos.



**Figura 2.2 - Autores que publicaram no mínimo dois (2) trabalhos que continham as palavras *economic instruments* no título, no período de 1990 a 2014.**

De acordo com a figura 2.2, os autores Jesen J. D.; Brouwer W.B.F e Xie F. foram os que mais publicaram com quatro, três e três trabalhos, respectivamente. Das quatro publicações de Jesen J. D. duas se destacam pelo número de citação. Dentre os quatro trabalhos deste autor, o que foi publicado em 2007 e que discute os efeitos quantitativos do uso de instrumentos econômicos na política de saúde foi o que recebeu maior número de citações (36).

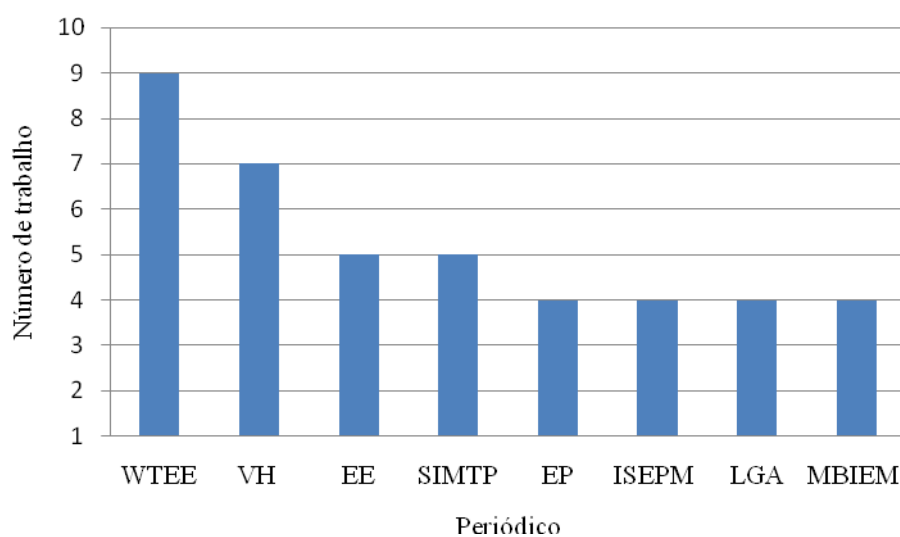
Os trabalhos que foram publicados, no período de 1990 a 2014 e que apresentavam os termos *economic instruments* no título podem ser classificados por: artigos, conferências, revisão de livro, revisão e material editorial. A grande maioria dos trabalhos pesquisados, conforme figura 2.3, foram apresentados na forma de artigos (149).



Obs.: Identificou-se uma correção (nome do autor) e 148 artigos que foram reunidos em apenas um tipo: artigos. Além das oitenta e nove conferências que culminaram em publicações, houveram dez trabalhos provenientes de encontros que foram sintetizados em apenas um tipo: conferência.

**Figura 2.3 - Tipos de documentos que apresentam os termos *economic instruments* no título, no período de 1990 a 2014.**

Conforme exposto pela figura 2.3, foram identificados noventa e nove (99) trabalhos provenientes de conferências, vinte e dois de revisão de livros, sete frutos de revisão e dois trabalhos na forma de material editorial. Além disso, houve a preocupação de levantar os locais em que estes trabalhos foram publicados. A figura 2.4 sintetiza essas informações.

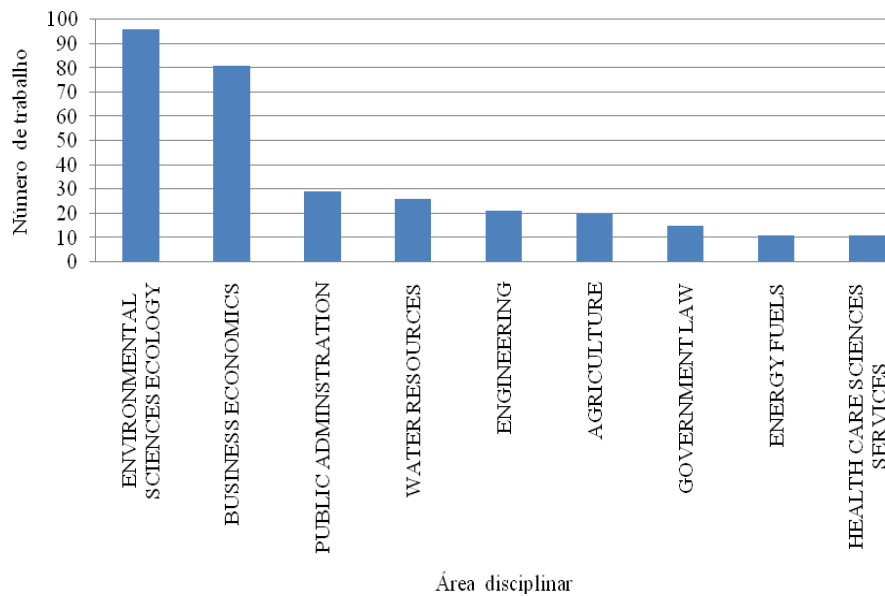


Obs.: WTEE = *Wit Transactions on Ecology and the Environment*; VH = *Value in Health*; EE = *Ecological Economics*; SIMTP = *Sustainable Irrigation Management Technologies and Policies II*; EP = *Energy Policy*; ISEPM = *International Studies in Environmental Policy Making*; LGA = *Legacy of the Golden Age*; MBIEM = *Market Based Instruments for Environmental Management*.

**Figura 2.4 - Principais periódicos que publicaram, no mínimo quatro (04) trabalhos que continham os termos *economic instruments* no título, no período de 1990 a 2014.**

Os levantamentos indicaram a existência de 235 periódicos (revistas, livros, série de livros, etc.) que apresentaram no mínimo um trabalho que continha os termos *economic instruments* no título. Na figura 2.4, buscou-se apresentar somente os periódicos que publicaram no mínimo quatro trabalhos no período de análise. Dentre estes periódicos destacam-se as revistas inglesa *Wit Transactions on Ecology and the Environment* e as americanas *Value in Health* e *Ecological Economics*. Esta última apresenta qualis A1 nas áreas de Ciências Ambientais e Interdisciplinar conforme a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, 2014).

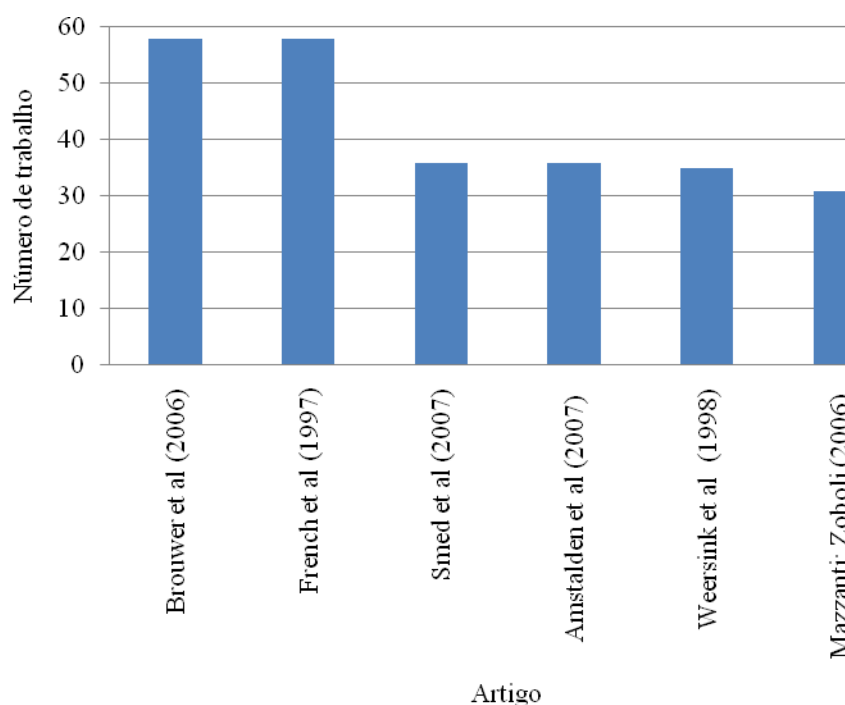
Os levantamentos registraram a existência de 65 áreas disciplinares em que os trabalhos foram publicados, conforme figura 2.5. Devido à impraticabilidade da apresentação de todas as áreas, optou-se por expor somente as áreas que registraram, no mínimo, onze (11) publicações e que continham os termos *economic instruments* no título.



**Figura 2.5 - Principais áreas disciplinares que apresentaram no mínimo onze (11) trabalhos que continham os termos *economic instruments* no título, no período de 1990 a 2014.**

A análise dos dados permite afirmar que alguns trabalhos foram considerados em mais de uma área disciplinar. No entanto, as áreas de *Environmental Sciences Ecology* e *Business Economics* se destacam com noventa e seis e oitenta e um trabalhos publicados, respectivamente.

Quando se analisou a relevância dos trabalhos por meio do número de citações, conforme exposto na figura 2.6, identificou-se seis trabalhos que obtiveram mais de 30 citações no período de análise. Dentre estes, destaca-se os trabalhos de Brouwer *et al* (2006) e o de French *et al* (1997) com 58 citações cada. O primeiro foi publicado na revista *Quality of Life Research* e o segundo foi publicado na revista *Journal of Substance Abuse Treatment* e discute a aplicabilidade de um instrumento econômico para estimar os custos inerentes ao tratamento de drogas.

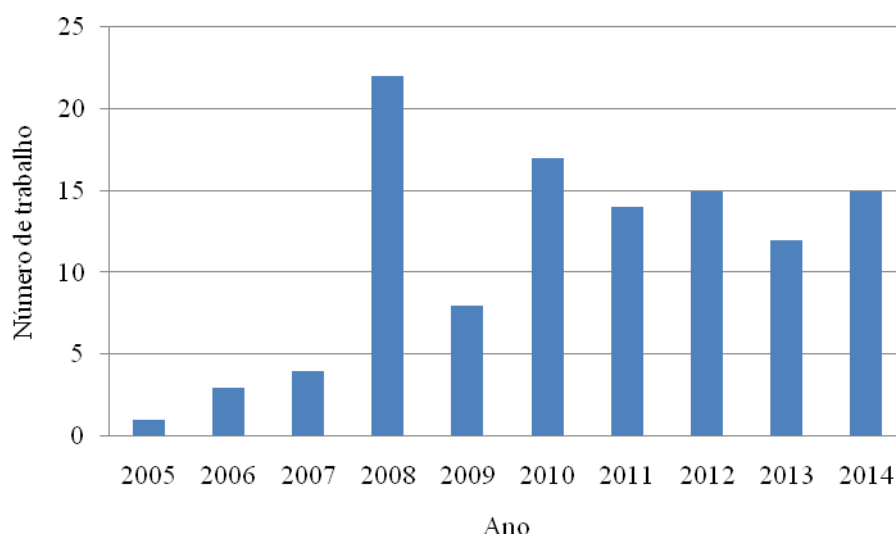


**Figura 2.6 - Trabalhos que continham os termos *economic instruments* no título e com mais de trinta (30) citações, no período de 1990 a 2014.**

### **3. Resultados da análise cienciométrica dos trabalhos que citavam as palavras *payments for environmental services* no título, no período de 2005 a 2014.**

O levantamento realizado, conforme figura 3.1, identificou 111 trabalhos publicados no período de 2005 a 2014 que continham os termos *payments for environmental services* no título<sup>65</sup>. Ao considerar o país onde o autor principal trabalha, identificou-se que os trabalhos foram publicados por 30 países. No entanto, 53,6% dos trabalhos foram desenvolvidos por autores de apenas duas nacionalidades, sendo 39,1% dos EUA e 14,5% do Brasil. Dois trabalhos não apresentaram a origem do local em que os principais autores trabalham.

<sup>65</sup> Ao realizar a busca considerando todos os anos até o ano de 2014, observou-se a ausência de publicações que apresentassem as palavras *payments for environmental services* no título, antes do ano de 2000. O período de 2001 a 2004 também não registrou publicações. No ano de 2000 identificou-se um (1) trabalho publicado pela revista *Mountain Research and Development* que discute os esforços no sentido de se implementar pagamentos por serviços ambientais para proteção do solo e águas para agricultores de El Salvador (HERRADOR; DIMAS, 2000).

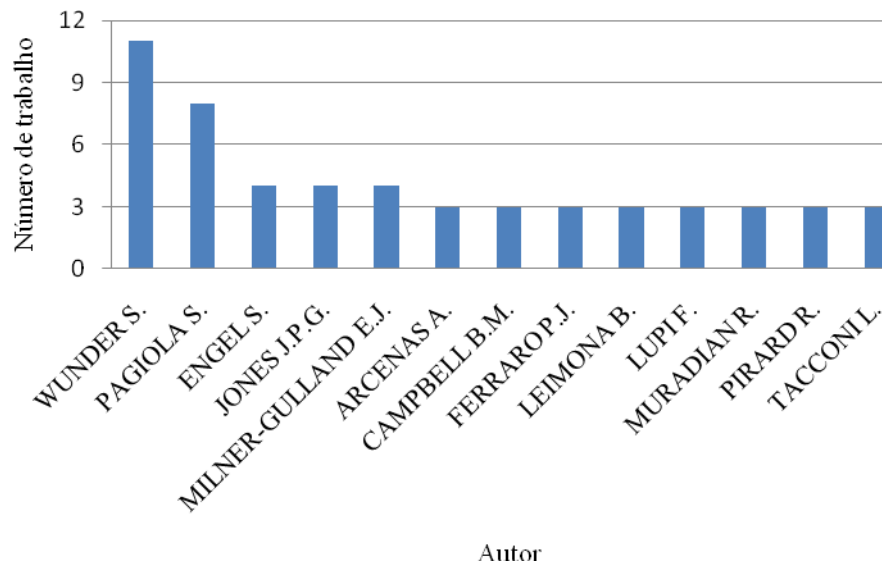


**Figura 3.1 - Número de trabalhos publicados que continham os termos *payments for environmental services* no título, no período de 2005 a 2014.**

De acordo com os dados presentes na figura 3.1, nota-se que o interesse por esse tema é recente e começou a aparecer por meio de relevantes publicações a partir do ano de 2005. Neste ano houve somente uma publicação que discute as possibilidades de modelos de pagamentos por serviços ambientais, a partir de dados da América Latina, de contribuir para a redução da pobreza (PAGIOLA *et al*, 2005). Este trabalho foi citado duzentas e quarenta e seis vezes.

O ano de 2008 foi o ano que apresentou o maior número de trabalhos que discutem pagamentos por serviços ambientais, com um total de 22 trabalhos publicados. Por ser um tema novo, este vem despertando o interesse dos pesquisadores e, observa-se que a partir de 2008, houve no mínimo oito publicações por ano e, no último ano de análise (2014), registrou-se quinze trabalhos publicados.

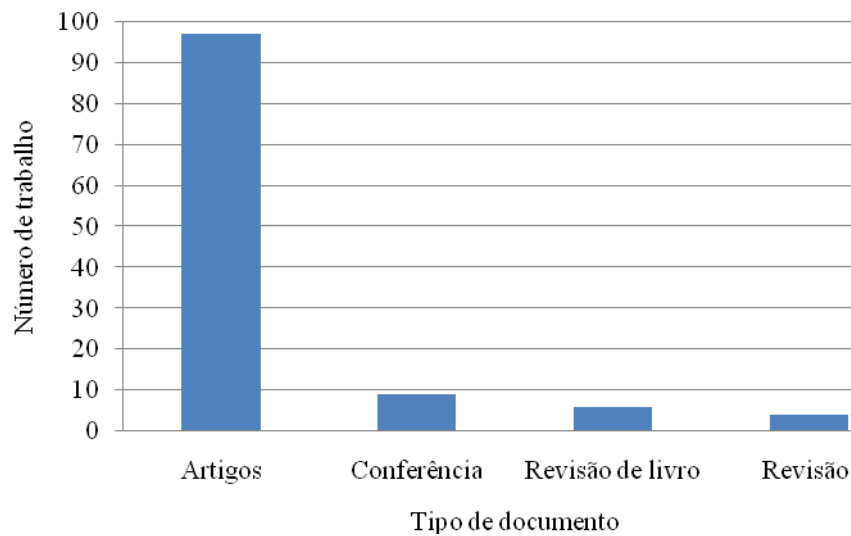
Os trabalhos foram publicados por 255 autores. Destes, 215 autores obtiveram uma publicação e vinte e sete autores apresentaram dois trabalhos. A figura 3.2 apresenta treze autores que publicaram no mínimo três trabalhos no período de análise.



**Figura 3.2 - Autores que publicaram, no mínimo três trabalhos que continham as palavras *payments for environmental services*, no período de 2005 a 2014.**

Mesmo que se reconheça a relevância do número de trabalhos publicados pelos autores, apresentados por meio da figura 3.2, destacam-se os autores Wunder S. e Pagiola S. que publicaram cada um onze e oito trabalhos, respectivamente. Dos onze trabalhos apresentados por Wunder todos foram citados no mínimo quatro vezes e, há trabalhos com quase quatrocentas citações. O interessante é que, por meio da análise dos dados, percebe-se uma forte parceria ente os dois autores que mais publicaram, Wunder e Pagiola.

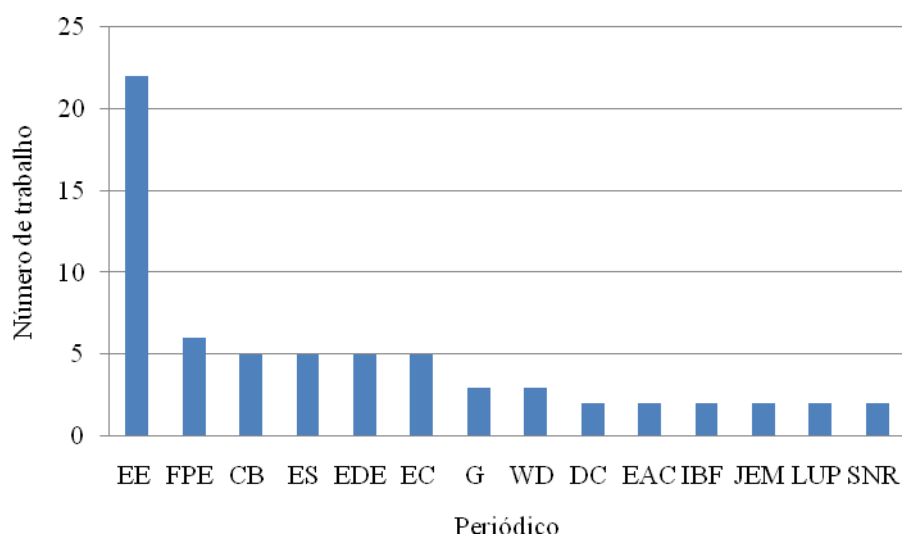
Os trabalhos que foram publicados no período de 2005 a 2014 e que apresentavam os termos *payments for environmental services* no título podem ser classificados por: artigos, conferência, revisão de livro e revisão, conforme figura 3.3. A grande maioria dos trabalhos pesquisados foram apresentados na forma de artigos (96).



Obs.: Identificou-se uma correção (nome do autor) que foi denominado de artigo. Os trabalhos classificados como revisão de capítulos e livros foram reunidos em revisão de livro.

**Figura 3.3 - Tipos de documentos que apresentaram os termos *payments for environmental services* no título, no período de 2005 a 2014.**

Conforme exposto pela figura 3.3, foram identificados nove (9) trabalhos provenientes de conferências, seis de revisão de livros, quatro frutos de revisão. Além disso, houve a preocupação de levantar os locais (fonte) em que estes trabalhos foram publicados. A figura 3.4 sintetiza essas informações.

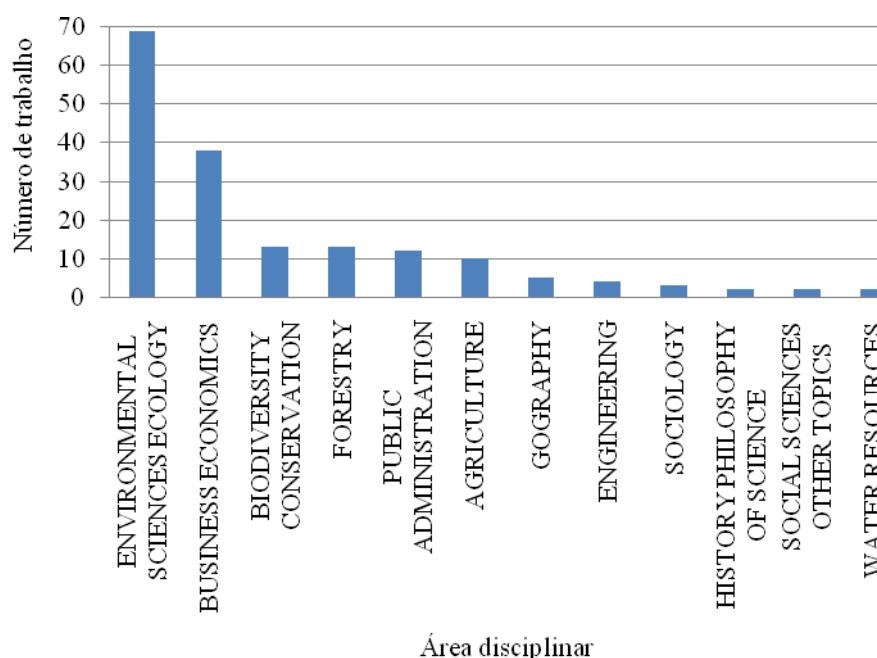


Obs.: EE = Ecological Economics; FPE = Forest Policy and Economics; CB = Conservation Biology; ES = Ecology and Society; EDE = Environment and Development Economics; EC = Environmental Conservation; G = Geoforum; WD = World Development; DC = Development and Change; EAC = European Review of Agricultural Economics; IBF = Iforest Biogeosciences and Forestry; JEM = Journal of Environmental Management; LUP = Land Use Policy; SNR = Society Natural Resources.

**Figura 3.4 - Principais periódicos que publicaram, no mínimo dois (02) trabalhos que continham os termos *payments for environmental services* no título, no período de 2005 a 2014.**

Ao considerar as fontes onde os trabalhos foram publicados, identificou-se 50 periódicos (revistas, livros, série de livros, etc.) que apresentaram no mínimo um trabalho que continha os termos *payments for environmental services* no título. Na figura 3.4 buscou-se apresentar somente os periódicos que publicaram no mínimo dois trabalhos no período de análise. Dentre estes periódicos o grande destaque deve-se à revista americana *Ecological Economics* que sozinha foi responsável por 20% de todas as publicações levantadas no período de 2005 a 2014.

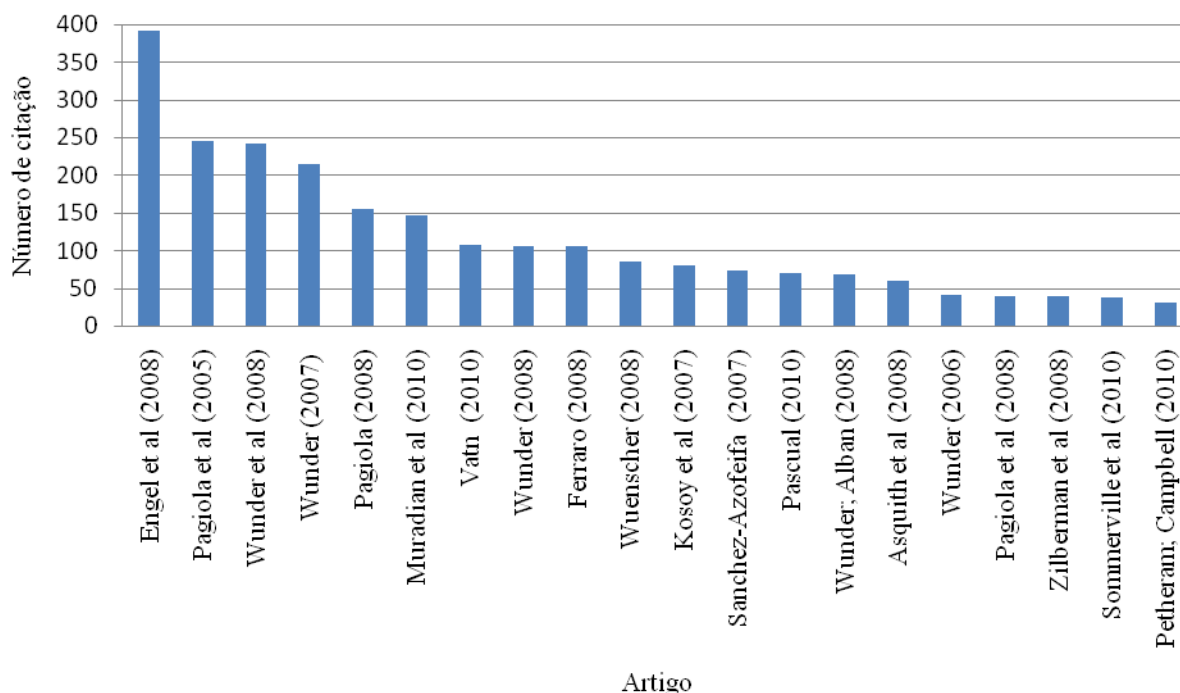
A busca registrou a existência de 21 áreas disciplinares em que os trabalhos foram publicados, conforme figura 3.5. Devido à impraticabilidade da apresentação de todas as áreas, optou-se por expor somente as áreas que registraram, no mínimo, duas publicações que continham os termos *payments for environmental services* no título.



**Figura 3.5 - Principais áreas disciplinares que apresentaram no mínimo dois (2) trabalhos que continham os termos *payments for environmental services* no título, no período de 2005 a 2014.**

A análise dos dados permite afirmar que alguns trabalhos foram considerados em mais de uma área disciplinar. No entanto, as áreas de *Environmental Sciences Ecology* e *Business Economics* se destacam com sessenta e nove e trinta e oito trabalhos publicados, respectivamente.

Quando se analisou a relevância dos trabalhos por meio do número de citações, conforme exposto na figura 3.6, identificou-se vinte trabalhos que obtiveram mais de 30 citações no período de análise. Constituiu-se uma tarefa difícil destacar alguns trabalhos diante de uma seleção de obras que receberam no mínimo trinta citações. Dentre estes, os trabalhos de Engel *et al* (2008), Pagiola *et al* (2005), Wunder *et al* (2008) e Wunder (2007) conjuntamente foram citados mais de mil vezes (1.094). Desta lista, o primeiro colocado, conforme exposto, foi citado trezentas e noventa e uma vezes. No entanto, torna-se relevante destacar que este trabalho foi elaborado pelos autores dos três primeiros trabalhos mais citados. Do mesmo modo, o trabalho de Wunder *et al* (2008), terceiro colocado, foi citado duzentas e quarenta e duas vezes e têm como autores os mesmos dos três primeiros trabalhos mais citados.

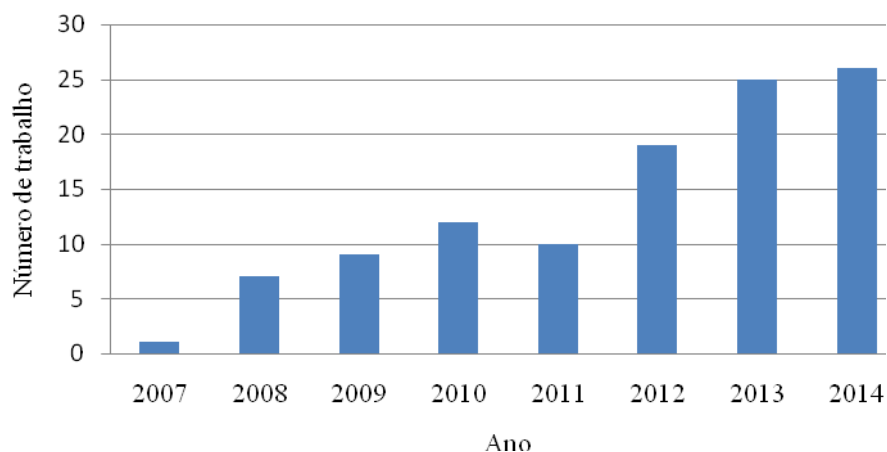


**Figura 3.6 - Trabalhos que continham os termos *payments for environmental services* no título e com mais de trinta (30) citações, no período de 2005 a 2014.**

#### **4. Resultados da análise cienciométrica dos trabalhos que citavam as palavras *payments for ecosystem services* no título, no período de 2007 a 2014.**

O levantamento realizado, conforme figura 4.1, identificou 109 trabalhos publicados no período de 2007 a 2014 que continham os termos *payments for environmental services* no título<sup>66</sup>. Ao considerar o país onde o autor principal trabalha, identificou-se que os trabalhos foram publicados por 40 países. No entanto, 71,6% dos trabalhos foram desenvolvidos por autores de apenas duas nacionalidades, sendo 47,7% dos EUA e 23,9% da Inglaterra. Dois trabalhos não apresentam a origem do local em que os principais autores trabalham.

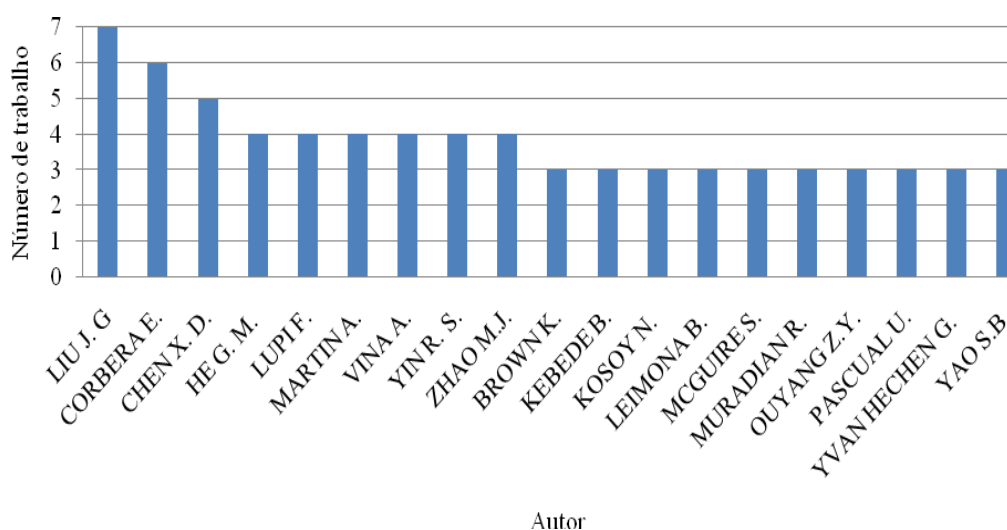
<sup>66</sup> Ao realizar a busca considerando todos os anos até o ano de 2014, observou-se a ausência de publicações que apresentassem as palavras *payments for ecosystem services* no título, antes do ano de 2007.



**Figura 4.1 - Número de trabalhos publicados que continham os termos *payments for ecosystem services* no título, no período de 2007 a 2014**

De acordo com os dados presentes na figura 4.1, nota-se que o interesse por esse tema é recente e tem crescido o número de trabalhos publicados. No último ano de análise foram publicados 26 trabalhos. Ou seja, no ano de 2014 foram publicados 23,9% dos trabalhos que continham as palavras *payments for ecosystem services* no título. Desse modo, o volume de trabalhos publicados nos últimos três anos (2012 à 2014) representou 64,2% das publicações.

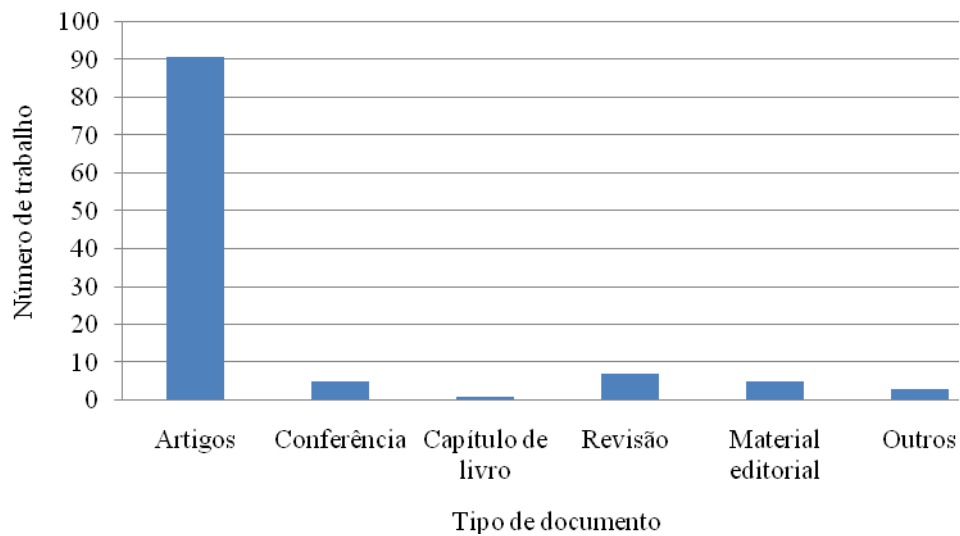
Os trabalhos foram publicados por trezentos e vinte e um (321) autores. Destes, vinte e sete autores obtiveram uma publicação e vinte e cinco autores apresentaram dois trabalhos. A figura 4.2 apresenta os autores que publicaram no mínimo três trabalhos que continham as palavras *payments for ecosystem services* no título, no período de análise.



**Figura 4.2 - Autores que publicaram no mínimo três trabalhos que continham as palavras *payments for ecosystem services* no título, no período de 2007 a 2014.**

Mesmo que se reconheça a relevância do número de trabalhos publicados pelos autores e apresentados por meio da figura 4.2, destacam-se os autores LIU J. G; CORBERA E. e CHEN X. D. que publicaram cada um sete; seis e cinco trabalhos, respectivamente. A título de exemplo, dos sete trabalhos apresentados por LIU J. G apenas um não foi citado e há um trabalho que recebeu mais de 30 citações. Este último foi publicado no ano de 2009 e discute os efeitos de normas sociais locais na eficiência de programas de pagamentos de serviços ecossistêmicos de conservação florestal na China.

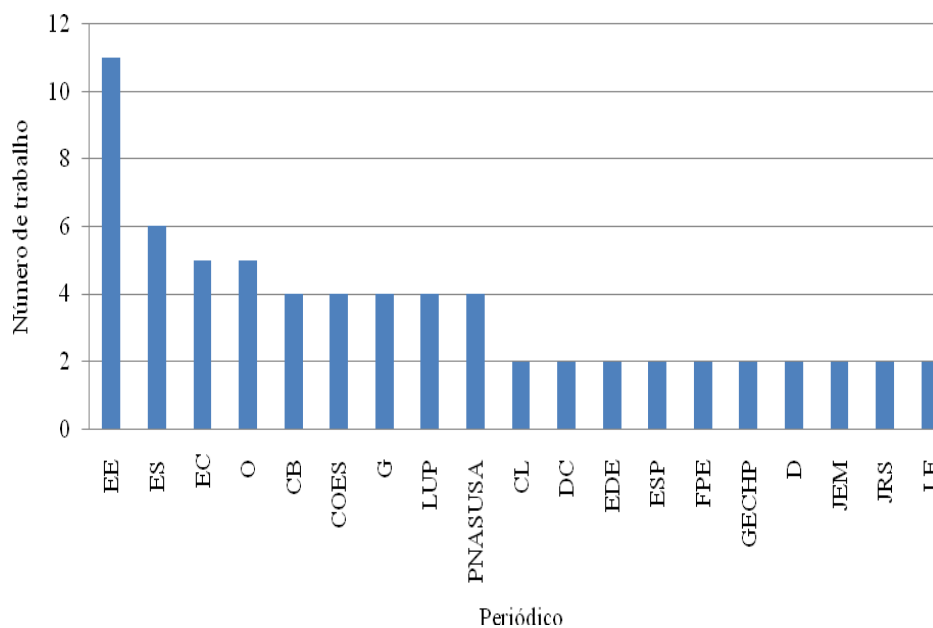
A pesquisa identificou que os trabalhos que foram publicados, no período de 2007 a 2014 e que apresentavam os termos *payments for ecosystem services* no título podem ser classificados por: artigos, conferência, capítulo de livro, revisão, material editorial e outros, conforme a figura 4.3. A grande maioria dos trabalhos pesquisados foram apresentados na forma de artigos (91).



Obs.: classificou-se de "outros" os trabalhos na forma de novos itens (2) e cartas (1). Encontrou-se um trabalho proveniente de encontros e este foi reunido junto à classificação de "conferência".

**Figura 4.3 - Tipos de documentos que apresentaram os termos *payments for ecosystem services* no título, no período de 2007 a 2014.**

Conforme exposto pela figura 4.3, foram identificados cinco trabalhos provenientes de conferência, um capítulo de livro, sete revisão, cinco material editorial e três outros. Além do mais, houve a preocupação de levantar os locais (fontes) em que estes trabalhos foram publicados. A figura 4.4 sintetiza essas informações.



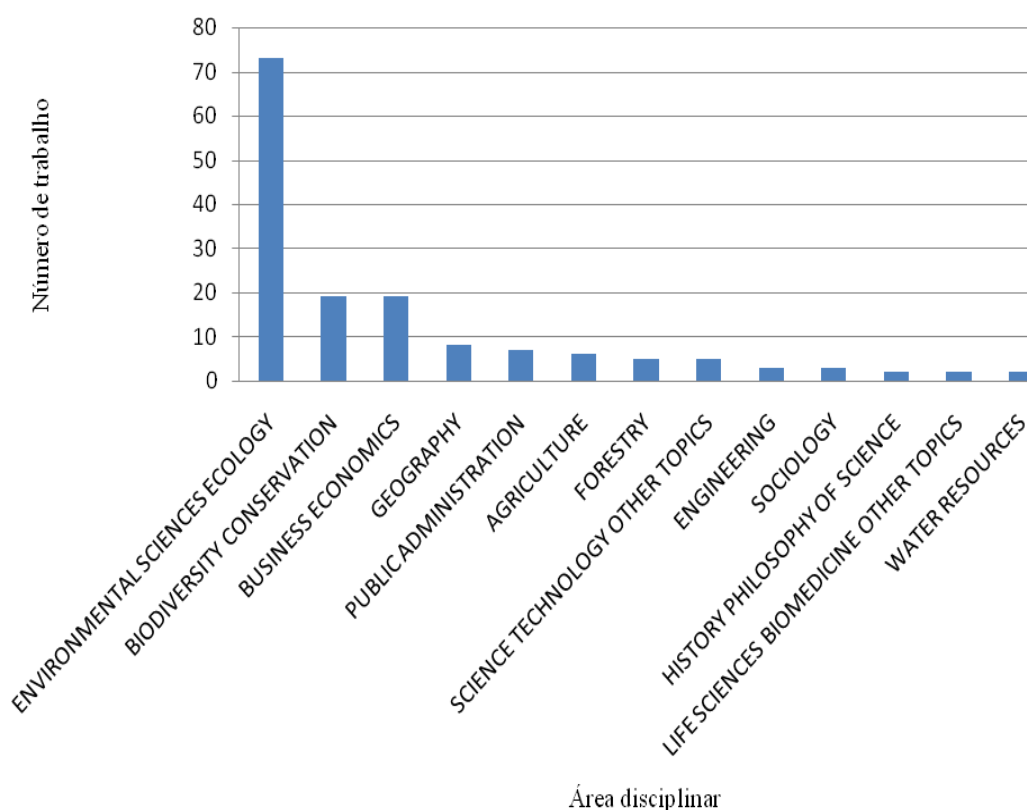
Obs.: EE = Ecological Economics; ES = Ecology and Society; EC = Environmental Conservation; O = Oryx; CB = Conservation Biology; COES = Current Opinion in Environmental Sustainability; G = Geoforum; LUP = Land Use Policy; PNASUSA = Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America; CL = Conservation Letters; DC = Development and Change; EDE = Environment and Development Economics; ESP = Environmental Science Policy; FPE = Forest Policy and Economics; GECHP = Global Environmental Change Human and Policy; D = Dimensions; JEM = Journal of Environmental Management; JRS = Journal of Rural Studies; LE = Land Economics.

**Figura 4.4 - Principais periódicos que publicaram no mínimo dois (02) trabalhos que continham os termos *payments for ecosystem services* no título, no período de 2007 a 2014.**

Os 109 trabalhos avaliados foram publicados em 65 periódicos (revistas, livros, série de livros, etc.) que apresentaram no mínimo um trabalho que continha os termos *payments for ecosystem services* no título. Na figura 4.4, buscou-se apresentar somente os periódicos que publicaram no mínimo dois trabalhos no período de análise. No contexto geral, nove periódicos tiveram quatro ou mais publicações, dez periódicos apresentaram duas publicações e quarenta e sete periódicos apenas uma publicação.

O grande destaque, quanto aos periódicos, deve-se à revista americana *Ecological Economics* que sozinha foi responsável por mais 10% de todas as publicações levantadas no período de 2007 a 2014. Esta revista publicou 11 trabalhos que continham as palavras *payments for ecosystem services* no período de análise.

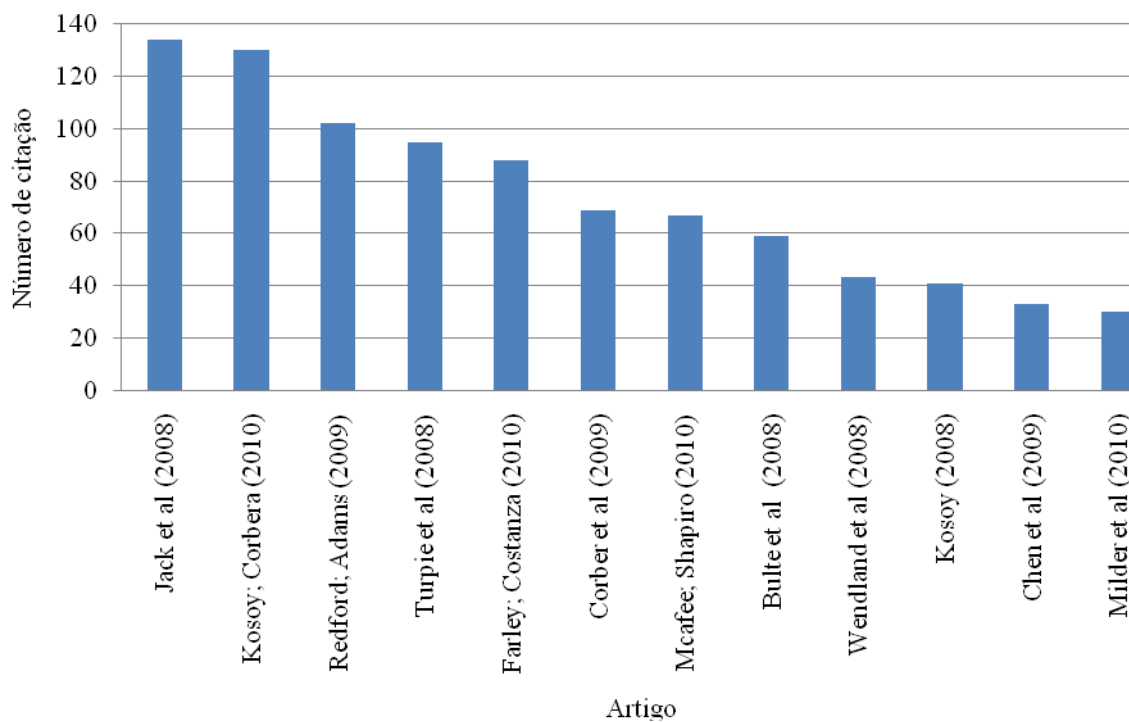
O levantamento registrou a existência de 23 áreas disciplinares em que os trabalhos foram publicados, conforme figura 4.5. Devido à impraticabilidade da apresentação de todas as áreas, optou-se por expor somente as áreas que registraram, no mínimo, duas (2) publicações que continham os termos *payments for ecosystem services* no título.



**Figura 4.5 - Principais áreas disciplinar que apresentaram no mínimo dois (2) trabalhos que continham os termos *payments for ecosystem services* no título, no período de 2007 a 2014.**

A análise dos trabalhos permite afirmar que alguns trabalhos foram considerados em mais de uma área disciplinar. No entanto, as áreas de *Environmental Sciences Ecology* e *Biodiversity Conservation* se destacam com setenta e três e dezenove trabalhos publicados, respectivamente.

Quando se analisou a relevância dos trabalhos por meio do número de citações, conforme exposto na figura 4.6, identificou-se doze trabalhos que obtiveram mais de 30 citações no período de análise. Constitui-se uma tarefa difícil destacar alguns trabalhos diante de uma seleção de obras que receberam no mínimo trinta citações. Dentre estes, os trabalhos de Jack *et al* (2008) e Kosoy; Corbera (2010) conjuntamente foram citados mais de duzentas vezes. Desta lista, o primeiro colocado, conforme exposto, foi citado cento e trinta e quatro vezes.



**Figura 4.6 - Trabalhos que continham os termos *payments for ecosystem services* no título e com mais de trinta (30) citações, no período de 2007 a 2014.**