



COPPE/UFRJ

**AVALIAÇÃO DE POSSÍVEIS EFEITOS DISTRIBUTIVOS DECORRENTES DA
INCIDÊNCIA DA TAXAÇÃO DE CARBONO SOBRE COMBUSTÍVEIS
AUTOMOTIVOS NO BRASIL**

Anna Cecília Jasmim de Aguiar

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Planejamento Energético.

Orientadores: Alexandre Salem Szklo

Claude Adélia Moema Jeanne Cohen

Rio de Janeiro

Dezembro de 2009

AVALIAÇÃO DE POSSÍVEIS EFEITOS DISTRIBUTIVOS DECORRENTES DA
INCIDÊNCIA DA TAXAÇÃO DE CARBONO SOBRE COMBUSTÍVEIS
AUTOMOTIVOS NO BRASIL

Anna Cecília Jasmim de Aguiar

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO
LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA
(COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE
EM CIÊNCIAS EM PLANEJAMENTO ENERGÉTICO.

Examinada por:

Prof. Alexandre Salem Szklo, D.Sc.

Prof.^a Claude Adélia Moema Jeanne Cohen, D.Sc.

Prof. Roberto Schaeffer, PhD

Prof.^a Melissa Cristina Pinto Pires Mathias, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL
DEZEMBRO DE 2009

Aguiar, Anna Cecília Jasmim de

Avaliação de possíveis efeitos distributivos decorrentes da incidência da taxaço de carbono sobre combustíveis automotivos no Brasil/ Anna Cecília Jasmim de Aguiar. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2009.

XVII, 197, 29,7 cm.

Orientadores: Alexandre Salem Szklo / Claude Adélia Moema Jeanne Cohen

Dissertaço (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2009.

Referências Bibliográficas: p. 168-179.

1. Taxaço de Carbono. 2. Combustíveis automotivos. 3. Setor de transporte no Brasil. I. Szklo, Alexandre S. *et al.*. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Planejamento Energético. III. Título.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela luz, inspiração, ânimo, fortaleza e perseverança.

À minha família, pelo carinho, incentivos, amor e orações.

Aos meus pais, Angela e Raphael, por terem ensinado, a mim e aos meus irmãos, a combater bons combates, completar a corrida e guardar a fé.

Ao Diego, pelo futuro que já vivemos e pelos sonhos compartilhados; por todo carinho, amor e compreensão quando precisei me dedicar mais intensamente aos estudos.

Aos meus irmãos, Rachel e Pedro, pelo carinho, companheirismo e amizade. Minhas referências de amor e afetividade. Vocês me ajudam a levar uma vida de forma mais leve e alegre!

À Fernanda, com quem divido tensões e angústias, pela motivação que me ajudou a manter-me focada e atender aos prazos!

Aos amigos, inseparáveis, da minha terrinha fria. Obrigada pela compreensão e torcida, mesmo quando estive ausente e distante dos muitos encontros da “galera”.

Aos professores Alexandre e Claude, pela confiança, amizade, estímulo e pelos desafios propostos na orientação deste trabalho.

Ao professor Roberto Schaeffer, pela aprendizagem, pelas oportunidades de pesquisas e pelo estímulo para vencer todas as etapas do mestrado.

À professora Melissa Mathias, por ter aceitado fazer parte de minha banca examinadora.

Aos colegas de mestrado, pelo companheirismo e pelos bons momentos que passamos juntos.

E aos colegas do trabalho, com quem divido boa parte do meu dia, pelas boas conversas e momentos de risadas, que ajudam a tornar o dia-a-dia mais prazeroso.

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.).

AVALIAÇÃO DE POSSÍVEIS EFEITOS DISTRIBUTIVOS DECORRENTES DA
INCIDÊNCIA DA TAXAÇÃO DE CARBONO SOBRE COMBUSTÍVEIS
AUTOMOTIVOS NO BRASIL

Anna Cecília Jasmim de Aguiar

Dezembro / 2009

Orientadores: Alexandre Salem Szklo

Claude Adélia Moema Jeanne Cohen

Programa: Planejamento Energético

No contexto das mudanças climáticas globais, a taxação de carbono, que varia positivamente com o teor de carbono contido no combustível, aparece como uma das principais medidas de políticas de mitigação dos gases de efeito estufa. Suas principais vantagens incluem simplicidade burocrática, previsibilidade de custos para investidores, transparência dos meios utilizados para sua execução, e maior flexibilidade para corrigir problemas de distribuição de renda. A incidência desta taxa sobre os combustíveis automotivos pode causar variação nos preços relativos percebidos no setor de transporte de passageiros. A sensibilidade dos consumidores variará com o nível da taxa, e quanto maior a taxa, maior tende a ser a sensibilidade. Objetiva-se, assim, analisar os possíveis efeitos distributivos de incidência da taxação de carbono sobre combustíveis fósseis automotivos no Brasil, levando-se em conta elasticidades da demanda e o impacto no orçamento das famílias. Os resultados mostram que, com taxas de carbono entre 12 e 233 R\$/tCO₂, o aumento das despesas médias familiares representaria 1% a 2% das despesas correntes médias das famílias, levando a conclusão de que sua incidência não provocaria mudanças significativas na estrutura de custo das famílias. Além disso, as famílias podem procurar formas alternativas para controlar as despesas com transporte (principalmente as famílias de menor renda).

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

EVALUATION OF THE DISTRIBUTIVE EFFECTS GENERATED BY THE
APPLICATION OF A CARBON TAX ON AUTOMOTIVE FUELS IN BRAZIL

Anna Cecília Jasmim de Aguiar

December/2009

Advisors: Alexandre Salem Szklo
Claude Adélia Moema Jeanne Cohen

Department: Energy Planning

In the context of Global Climate Change, carbon taxes, which vary positively with the carbon content of fuels, are seen as one of the major policy measures for mitigating greenhouse gases emissions. Their main advantages include simplicity bureaucratic, predictability of costs for investors, transparency of means for their implementation, and greater flexibility to correct problems of income distribution. The incidence of a carbon tax on automotive fuels will impact the relative prices of different oil products consumed in the passengers' transportation sector. The sensitivity of consumers may vary with the level of the fee, and the higher the rate, the greater will be the sensitivity. Therefore, this dissertation aims at analyzing the distributional effects that might occur following the application of carbon taxes on automotive fuels in Brazil, taking into account elasticities of demand and the impact on household budgets. The results show that with the tax from 12 up to 233 R\$/tCO₂, the increase in average family expenditure represents 1% to 2% of average household expenditure, leading to the conclusion that its impact would not cause significant changes in the cost structure of families. In addition, families can seek alternative ways to control the cost of transport (especially poor families).

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
1. FUNDAMENTOS ECONÔMICOS DE POLÍTICA AMBIENTAL.....	5
1.1 INTRODUÇÃO.....	5
1.2 O FERRAMENTAL NEOCLÁSSICO	7
1.2.1 Externalidades	8
1.2.2 O Ótimo de Poluição	13
1.3 INSTRUMENTOS DE POLÍTICA AMBIENTAL	16
1.3.1 Livre negociação – O Teorema de Coase.....	16
1.3.2 Instrumentos de regulação direta ou comando e controle	19
1.3.3 Instrumentos Econômicos e Fiscais ou de Mercado.....	23
1.3.4 Instrumentos de Informação e Atuação Voluntária.....	26
1.4 TAXAS E TARIFAS.....	28
1.4.1 Taxas ‘versus’ Padrões de poluição.....	30
1.5 SUBSÍDIOS.....	36
1.6 PERMISSÕES OU DIREITOS DE POLUIÇÃO	37
1.6.1 Definição de um critério para a distribuição inicial dos direitos entre os agentes.	38
1.6.2 Criação do mercado	39
1.7 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DOS INSTRUMENTOS	44
1.8 SÍNTESE	47
2. O MERCADO E A TAXA DE CARBONO	49
2.1 O PROTOCOLO DE QUIOTO.....	49
2.2. MECANISMOS DE FLEXIBILIZAÇÃO DE QUIOTO.....	52
2.2.1. Comércio de Emissões – CE	52
2.2.2. Implementação Conjunta – IC	53
2.2.3. Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL.....	53
2.3. O MERCADO DE CARBONO	54
2.3.1. O crescimento do mercado de carbono.....	56
2.3.2. Instituições e mercados mundiais de créditos de carbono.....	59
2.3.2.1. Banco Mundial	60
2.3.2.2. Bolsa do Clima de Chicago (<i>Chicago Climate Exchange - CCX</i>).....	60

2.3.2.3. O Comércio de Emissões do Reino Unido (UK ETS)	61
2.3.2.4. O Mercado Europeu de Emissões (EU ETS).....	61
2.3.2.5. Esquema de Abatimento da Austrália – <i>New South Wales</i> (NSW).....	62
2.3.2.6. Outros Mercados	63
2.4. TAXA DE CARBONO	64
2.4.1. Taxação ecológica	65
2.4.2. Taxação de carbono	66
2.4.2.1. Definição	66
2.4.2.2. Onde se taxa o carbono?.....	67
2.4.2.3. Regressividade ‘ <i>versus</i> ’ Progressividade	71
2.4.3. Taxação de Carbono ‘ <i>versus</i> ’ Comércio de Emissões.....	77
2.5. SÍNTESE E PERSPECTIVAS PÓS-2012	84
3. O MERCADO DE COMBUSTÍVEIS AUTOMOTIVOS NO BRASIL	87
3.1. COMPOSIÇÃO DO MERCADO DE COMBUSTÍVEIS E DA FROTA DE VEÍCULOS NO BRASIL	87
3.1.1. A demanda de combustíveis automotivos	87
3.1.2. Sobre a estrutura do mercado de combustíveis	90
3.2. CARACTERÍSTICAS DOS COMBUSTÍVEIS SELECIONADOS	93
3.2.1. Álcool	93
3.2.2. Gasolina	95
3.2.3. Óleo diesel	96
3.2.4. Biodiesel	97
3.2.5. Gás Natural Veicular	99
3.2.6. Participação dos combustíveis no transporte de passageiros, no Brasil.....	101
3.3. FORMAÇÃO DE PREÇOS DE COMBUSTÍVEIS NO BRASIL	102
3.3.1. Formação de preços dos combustíveis no Brasil.....	102
3.3.2. Políticas fiscais e definição dos preços dos combustíveis.....	109
3.3.2.1. Imposto sobre a Circulação de Mercadorias e Serviços – ICMS	110
3.3.2.2. Contribuição para Financiamento da Seguridade Social (COFINS) e Contribuição ao Programa de Integração Social (PIS).....	112
3.3.2.3. A Contribuição de Intervenção de Domínio Econômico – “CIDE dos Combustíveis”	113
3.4. SÍNTESE	114

4. CARACTERÍSTICAS SÓCIO-ECONÔMICAS E ELASTICIDADES DA DEMANDA NO SETOR DE TRANSPORTE DE PASSAGEIROS	116
4.1. ELASTICIDADES DA DEMANDA DE COMBUSTÍVEIS	116
4.1.1. Definindo elasticidade	117
4.1.2. Revisão da literatura	119
4.1.2.1. Trabalhos internacionais	119
4.1.2.2. Trabalhos nacionais	126
4.1.3. Veículos multicompostíveis, elasticidade-preço cruzada e a incidência da taxa de carbono	129
4.1.4. Elasticidade entre modais de transporte e a taxa de carbono	132
4.2. CARACTERÍSTICAS SÓCIO-ECONÔMICAS DO TRANSPORTE URBANO DE PASSAGEIROS NO BRASIL	134
4.3. SÍNTESE	138
5. A INCIDÊNCIA DA TAXA DE CARBONO SOBRE COMBUSTÍVEIS AUTOMOTIVOS NO BRASIL	139
5.1. A TAXA DE CARBONO E O PREÇO DOS COMBUSTÍVEIS.....	139
5.1.1. Hipóteses básicas para a definição da taxa de carbono no Brasil.....	141
5.1.2. Definição de cenários e valores para a taxa de carbono	142
5.1.3. A taxa de carbono sobre os combustíveis automotivos	144
5.1.3.1. Emissão de CO ₂ no setor de transporte de passageiros	144
5.1.3.2. Estimativa de emissões de CO ₂ veicular	147
5.1.4. Definição das taxas de carbono para cada combustível	148
5.2. IMPACTOS SOBRE O SETOR DE TRANSPORTE DE PASSAGEIROS	150
5.2.1. Veículos particulares leves: gasolina, etanol e GNV	154
5.2.2. Coletivos: diesel	157
5.3. SÍNTESE E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	158
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	162
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	168
ANEXO I: O MERCADO DE CARBONO.....	180
A) Principais compradores e vendedores dos créditos de carbono	180
B) O Mercado de Carbono no Brasil	182
C) O recente posicionamento dos Estados Unidos e da China.....	183
ANEXO II: TEORIA DA TRIBUTAÇÃO: REGRESSIVIDADE VS. PROGRESSIVIDADE	185

ANEXO III: FATORES QUE PODEM PROVOCAR A VOLATILIDADE DOS PREÇOS DOS COMBUSTÍVEIS.....	188
A) Volatilidade do preço internacional do petróleo	188
B. Volatilidade dos preços de derivados	191
B.1. Características do parque de refino	191
B.2. Grau de integração entre mercados locais	193
B.3. Crescentes especificações técnicas e ambientais	193
B.4. Condições de competição ao longo da cadeia.....	193
C. Impactos Distributivos na cadeia de distribuição e revenda.....	194
ANEXO IV: IMPACTOS SÓCIO-AMBIENTAIS DO TRANSPORTE	
RODOVIÁRIO	195

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1: Equilíbrio de mercado na ausência de externalidades	9
Figura 1.2: Equilíbrio de mercado na presença de externalidades negativas	10
Figura 1.3: Equilíbrio de mercado na presença de externalidades positivas	12
Figura 1.4: O Ótimo de Poluição.....	13
Figura 1.5: Curva de custo marginal de abatimento.....	15
Figura 1.6: O Teorema de Coase	17
Figura 1.7: Efeito do Estabelecimento de Padrões Ambientais.....	21
Figura 1.8: Alocação eficiente de recursos através das taxas pigouvianas	28
Figura 1.9: Equivalência entre taxa pigouviana e padrão de emissão	30
Figura 1.10: Quando as taxas são mais adequadas do que os padrões	32
Figura 1.11: Quando os padrões são mais adequados do que as taxas.....	33
Figura 1.12: Alocação eficiente de recursos através de subsídios.....	37
Figura 1.13: Taxas e permissões de emissões	42
Figura 2.1: Preços dos créditos de carbono, em resposta à recessão de 2008 – 2009 (em €/tCO ₂).....	58
Figura 2.2: Volume de Emissões Transacionadas Anuais (em MtCO ₂), de 1998-2008.	59
Figura 2.3: O impacto (euro por família por semana) de uma taxa de carbono de €20/tCO ₂ por décimo da renda, dividido entre eletricidade, combustíveis e outras fontes de energia.....	72
Figura 2.4: O impacto de uma taxa de carbono de €20/tCO ₂ , o total de benefícios recebidos e o total de taxas diretas pagas (euro por família por semana) por décimo da renda, exceto para eletricidade.	75
Figura 4.1: Índices de elasticidade-preço de curto prazo estimados para a demanda de gasolina.....	121
Figura 4.2: Índices de elasticidade-preço de longo prazo estimados para a demanda de gasolina.....	121
Figura 4.3: Índices de elasticidade-renda de curto prazo estimados para a demanda de gasolina.....	122
Figura 4.4: Índices de elasticidade-renda de longo prazo estimados para a demanda de gasolina.....	122

Figura 4.5: Aumento do custo de combustível e impacto sobre a demanda de combustíveis substitutos	130
Figura 4.6: Função de utilidade da demanda entre combustíveis complementares.....	131
Figura 5.1: Emissões totais de CO ₂ por atividades energéticas – Brasil, 2006	140
Figura A.I.1: Demandantes de Certificados, em 2008	180
Figura A.I.2: Localização dos Projetos de MDL – Como uma divisão de volumes ofertados, 2008	181
Figura A.I.3: Localização dos Projetos de MDL – Principais países 2002-2008.....	181
Figura A.II.1: Classificação dos tributos do ponto de vista da distribuição da carga tributária com relação à renda	187
Figura A.III.1: Custo marginal médio dos campos petrolíferos	188
Figura A.III.2: Evolução crescente do preço internacional do petróleo Brent (US\$ / barril – valores correntes)	190

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1: Metas Percentuais de Emissão de CO ₂ e (2008 – 2012), base 1990 = 100 ..	51
Tabela 2.2: Mercado de Carbono – Volumes & Valores em 2007 e 2008.....	56
Tabela 3.1: Frota Nacional de veículos, em 2008 – mil unidades.....	88
Tabela 3.2: Distribuição da frota de veículos leves por tipo de combustível – Brasil: 2004	89
Tabela 3.3: Composição do preço dos combustíveis.....	103
Tabela 4.1: Índices de elasticidade da demanda – GCC.....	120
Tabela 4.2: Comparação de índices de elasticidade (renda e preço) de gasolina.....	123
Tabela 4.3: Elasticidades da demanda de gasolina com diferentes características demográficas– EUA	126
Tabela 4.4: Elasticidade-preço da demanda de gasolina, etanol, GNC e diesel – Brasil, 1970-2005	128
Tabela 4.5: Elasticidade-despesa da demanda de gasolina, etanol, GNC e diesel – Brasil, 1970-2005	129
Tabela 4.6: Brasil metropolitano: participação das despesa na despesa corrente média (em %)	134
Tabela 4.7: Brasil metropolitano: distribuição das despesa de transporte segundo seus componentes (em %)	135
Tabela 4.8: Brasil metropolitano: participação do grupo de gasto na despesa corrente média de cada décimo da renda (em %)	136
Tabela 5.1: Taxa de carbono para o Brasil – valores médios de referência: 2008	144
Tabela 5.2: Fatores de Emissão de Carbono Empregados	145
Tabela 5.3: Emissão de carbono e dióxido de carbono: Gasolina A, Gás Natural Seco e Diesel (B0).....	147
Tabela 5.4: Emissão de carbono e dióxido de carbono: Gasolina C e Diesel (B3)	148
Tabela 5.5: Taxas de carbono para o setor de transporte no Brasil – valores de 2008.	148
Tabela 5.6: Variações dos preços dos combustíveis com a taxação de carbono – valores de 2008	149
Tabela 5.7: Preços dos combustíveis com a taxação de carbono, por passageiros – valores de 2008.....	151

Tabela 5.8: Variações da demanda de combustíveis fósseis com a incidência da taxa de carbono – veículos leves.....	154
Tabela 5.9: Variações da demanda dos combustíveis com a incidência da taxa de carbono – coletivos.....	157
Tabela 5.10: Brasil metropolitano: efeito da variação de preço dos combustíveis sobre as despesas correntes média das famílias (em %)	160
Tabela A.III.1: Margens de refino globais do parque brasileiro	192

LISTA DE ABREVIACÕES

AAU = *Assigned Amounts Units* (Unidades de Quantidade Atribuída)
ACESA = *American Clean Energy and Security Act*
AEAC = Álcool Etílico Anidro Combustível
AEHC = Álcool Etílico Higratado Combustível
ANFAVEA = Associação Nacional de Fabricantes de Veículos Automotores
ANP = Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
BM&F = Bolsa de Mercadorias e Futuros
BMg = Benefício Marginal
BNDES = Banco Nacional do Desenvolvimento Econômico e Social
CAFE = *Corporate Average Fuel Economy*
CCX = *Chicago Climate Exchange* (Bolsa do Clima de Chicago)
CERUPT = *Certified Emission Reduction Unit Procurement Tender*
CIDE = Contribuição de Intervenção de Domínio Econômico
CMg = Custo Marginal
CMgA = Custo Marginal de Abatimento
CMgE = Custo Marginal Externo
CMgP = Custo Marginal Privado
CMgS = Custo Marginal Social
CNP = Conselho Nacional do Petróleo
CNPE= Conselho Nacional de Política Energética
CO₂e = Dióxido de carbono equivalente
COFINS = Contribuição para o Financiamento da Seguridade Social
CONPET= Programa Nacional da Racionalização do Uso dos Derivados do Petróleo e do Gás Natural
COP = Conferência das Partes
CQNUMC (UNFCCC) = Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima
DNC = Departamento Nacional de Combustíveis
DOE = *Department of Energy* (Departamento de Energia dos Estados Unidos)
EIA = *Energy Information Administration*
ERU = *Emission Reduction Units* (Unidades de redução de Emissão)

ERUPT = *Emission Reduction Unit Procurement Tender*
 EU ETS = *European Union Emission Trade Scheme* (Comércio de Emissões Europeu)
 EUA = *European Union Allowance* (Permissão [de emissão] da União Européia)
 FUP = Frete de Uniformização de Preços
 GEE = Gases de Efeito Estufa
 GLP = Gás Liquefeito de Petróleo
 GN = Gás Natural
 GNV = Gás Natural Veicular
 IBGE = Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
 IC = Implementação Conjunta (*Joint Implementation*)
 ICMS = Imposto sobre a Circulação de Mercadorias e Serviços
 INMETRO = Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
 IPCC = Painel Intergovernamental sobre as Mudanças do Clima (*Intergovernmental Panel on Climate Change*)
 IPI = Imposto sobre Produtos Industrializados
 IVA = Imposto sobre Valor Agregado
 MBRE = Mercado Brasileiro de Redução de Emissões
 MCG = Mudanças Climáticas Globais
 MDIC = Ministério de Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior
 MDL = Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
 MF = Ministério da Fazenda
 MMA = Ministério do Meio Ambiente
 MME = Ministério de Minas de Energia
 NO_x = Óxidos de Nitrogênio
 NSW = *New South Wales* (Esquema de Abatimento Australiano)
 OCDE = Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico
 PCF = *Prototype Carbon Fund*
 PIS = Programa de Integração Social
 PNPB = Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel
 PNUMA = Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
 POF = Pesquisa de Orçamentos Familiares
 PPP = Princípio do Poluidor-Pagador
 PROCONVE = Programa de Controle de Emissões Veiculares
 RCE (CER) = Reduções Certificadas de Emissões (Certified Emission Reductions)

SO_x = Óxidos de Enxofre

tC = Tonelada de Carbono

tCO₂ = Tonelada de Dióxido de Carbono

TRR = Transportadores Revendedores Retalhistas

UK ETS = *United Kingdom Emission Trade Scheme* (Comércio de Emissões do Reino Unido)

VER = *Verified Emission Reductions*

VMR = Valores Médios de Referência

INTRODUÇÃO

Desde a primeira crise do petróleo no início dos anos 1970, a problemática ambiental entrou no cerne em discussão de formulação de políticas. A promulgação da *National Environmental Policy Act*¹ (NEPA) em 1969, e a Conferência de Estocolmo em 1972 foram os grandes marcos destas mudanças.

Desde então, o consumo de energia fóssil tornou-se o foco de estudos sobre as elasticidades da demanda dos derivados². Uma vez que o segmento de transporte, especialmente o de transporte de passageiros, não é apenas o maior consumidor de derivados de petróleo, mas também apresenta a maior taxa de crescimento da demanda, muitos estudos abordam a questão do consumo de gasolina por automóveis.

Na década de 1980, evidências científicas relacionando as emissões de gases de efeito estufa (GEE) provenientes das atividades humanas à mudança do clima global começaram a despertar a preocupação pública e inspiraram uma série de conferências internacionais que apelavam para a urgência de um tratado mundial para enfrentar o problema (CONVENÇÃO DO CLIMA, 1995).

O alarme dado pelo Painel Intergovernamental sobre as Mudanças do Clima³ (IPCC, sigla em inglês) levou a Assembléia Geral das Nações Unidas a estabelecer, em 1990, o Comitê Intergovernamental de Negociação para a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (CQNUMC).

Em 1997, foi celebrado o Protocolo de Quioto. Com a promulgação deste Protocolo, os países signatários passaram a buscar soluções adequadas para a mitigação da concentração dos GEE na atmosfera, principalmente via negociação de permissão de emissão de gases em mercados de carbono⁴.

Além dos mecanismos de flexibilização previstos pelo Protocolo de Quioto, outras propostas de instrumentos de mercado são utilizados, em paralelo ao mercado de

¹ Lei que estabeleceu a política ambiental norte-americana.

² Brons et al (2008); Dahl e Sterner (1991); Bentzen (1994); Eltony e Al Mutuairi (1995); Eltony (1996); Mota e Mendes (1996); Espey (1998); Ramanathan (1999); Dias e Sordi (1999); Hilke e Kayser (2000); Alves e Bueno (2003); Iootty et al (2004); Lescaroux & Rech (2006); Akinboade et al (2008); Rao e Rao (2009); Iwaemi et al (2009); Wadud et al (2009); Iootty et al (2009).

³ O IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) é um grupo criado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e pela *World Meteorological Organization* (WMO) em 1988 para o fornecimento de informações relevantes que levem ao entendimento das bases científicas do risco da ação humana sobre as mudanças climáticas.

⁴ Banco Mundial (2009); Del Vigna (2007); Carbono Brasil (2009).

carbono⁵. Dentre as propostas de políticas pós-2012, destaca-se a taxaço de carbono, cujo valor varia positivamente com o teor de carbono contido no combustível.

Em geral, a taxa de carbono pode apresentar diversos benefícios em relação ao *cap-and-trade*⁶: simplicidade burocrática, previsibilidade de custos para investidores, transparência dos meios utilizados para sua execução, e maior flexibilidade para corrigir problemas de distribuição de renda.

Diversos países da OCDE taxam diretamente os combustíveis, como medida alternativa ao mercado de carbono. Os primeiros países a adotar esta taxa, no início dos anos 90, foram a Finlândia, a Noruega, a Suécia, os Países Baixos e a Dinamarca. No final daquela mesma década, outros países adotaram essa medida: Itália, Alemanha, Reino Unido, Nova Zelândia, Estados Unidos e Canadá⁷.

Entretanto, há um receio quanto à regressividade da aplicação das taxas ambientais. Isto é, as famílias mais pobres, ao destinarem, proporcionalmente, maior parte de sua renda ao consumo de bens essenciais (por exemplo, eletricidade e combustíveis), estariam sujeitas a um pagamento maior de taxas ambientais (que incidem sobre fontes fósseis de energia), comparativamente às famílias mais ricas. Por essa razão, há que se realizar políticas adicionais para compensar os efeitos negativos da política climática na distribuição de renda (CARBON TAX CENTER, 2009).

Uma forma de contornar a regressividade seria utilizar uma taxa de carbono *imposto-neutra* (*revenue-neutral*) – isto é, sem causar variação sobre a receita tributária total arrecadada. Duas principais formas de compensação vêm sendo discutidas. Uma forma de compensação seria diretamente por restituições a créditos regulares (por exemplo, mensais), como *dividendos*, em que todos os residentes receberiam valores iguais. Uma outra forma de compensar é através da *taxação substituta*, substituindo parte da tributação sobre o trabalhador (sobre os salários ou sobre as vendas) por uma taxaço sobre a poluição (CARBON TAX CENTER, 2009; MAGLIAVACCA, 2004).

Além disso, essas restituições — *dividendos* e *taxa substituta* — podem tornar a taxa de carbono um imposto progressivo. Uma vez que consumo de energia e renda estão estreitamente correlacionados, a maioria das famílias pobres irá receber mais em

⁵ Para maiores detalhes, vide Carbon Tax Center (2009); EIA (2009); Carbono Brasil (2009).

⁶ Estabelecimento de limite de emissão com possibilidade de comércio de permissões, isto é, *cap-and-trade* é um mecanismo de mercado que cria limites para as emissões de gases e, com base nesses limites, são lançadas permissões de emissão e cada participante do esquema determina como cumprirá estes limites.

⁷ Para maiores detalhes, vide USEPA (2009), Finlândia (2009), Johansson (2000), Osborn (2009), Fouché (2008), Rodgson (2005), Myer (2005), Makower (2005), Kelley (2006), DEFRA (2008), Vehmas et al (1999), e Carbon Tax Center (2009).

dividendos de carbono do que pagam pela taxa. Assim, o efeito global de uma *taxa substituta* de carbono poderia ser, no mínimo inócuo em relação à renda, mas com possíveis tendências a resultados mais progressivos, ao beneficiar famílias de baixa-renda (DURNING e BAUMAN, 1998; CARBON TAX CENTER, 2009).

Destarte, considerando a ampla utilização das taxas de carbono, por países da OCDE, e a possibilidade de associação com políticas de distribuição de renda, pretende-se, neste trabalho, analisar a adoção dessa taxa sobre os combustíveis fósseis automotivos no Brasil, especialmente no setor de transporte de passageiros. Essa análise será feita à luz de conceitos econômicos de elasticidade da demanda de combustíveis, associada à análise da participação das despesas com transportes urbanos de passageiros (IOOTTY et al, 2009) e nos orçamentos familiares (IBGE, 2004).

Objetiva-se, com isso, avaliar os possíveis efeitos distributivos da incidência da taxa de carbono sobre combustíveis automotivos no Brasil. É importante notar que para os países em desenvolvimento a questão distributiva é especialmente importante, pois há pouco acesso a serviços de transporte de qualidade⁸. Além disso, há maior proporção de famílias de baixa renda, no Brasil, do que em países mais desenvolvidos (ARBACHE, 2003)⁹.

Assim, para alcançar o objetivo proposto, o presente trabalho está organizado em sete partes, incluindo esta introdução.

O primeiro capítulo apresentará medidas econômicas de controle da poluição derivada da queima de combustíveis fósseis, que servirão de base teórica para a discussão sobre a taxa de carbono, a ser feita no segundo capítulo deste trabalho.

O segundo capítulo abordará políticas ambientais voltadas para a mitigação da emissão de gases de efeito estufa, com base nos dois instrumentos econômicos mais discutidos: i) o *cap-and-trade*, como um mercado de troca de permissão de poluição; e, ii) a taxa de carbono sobre o preço dos combustíveis fósseis. Espera-se, assim, apresentar os principais instrumentos econômicos que são propostos atualmente para mitigar os efeitos das mudanças climáticas.

⁸ Nota-se que a existência de boa diversificação de modais de transporte de qualidade é fundamental para uma boa política de transporte. Isso se torna ainda mais relevante quando se considera o transporte coletivo como modal substituto aos transportes de passageiros individuais. Assim, um acesso mais facilitado a serviços de transporte de qualidade permite que as famílias optem por diferentes tipos de transporte à medida que variarem os preços relativos entre os modais concorrentes.

⁹ Quanto maior for a proporção de famílias de baixa renda, maior tenderá a ser o impacto sobre a sociedade, caso nenhuma medida compensatória [de distribuição de renda] seja tomada.

O terceiro capítulo apresentará as principais características do mercado de combustíveis automotivos no Brasil, principalmente no tocante à formação e às variações do preço desses combustíveis. Com base nesses conceitos, será possível compreender de que maneira mudanças de preços dos combustíveis podem afetar as decisões no mercado de combustíveis automotivos.

No quarto capítulo, será apresentado o conceito de elasticidade (preço e renda) da demanda de combustíveis automotivos, a fim de se estabelecer o perfil do comportamento dos consumidores quando há variações de renda e/ou de preço. Em seguida, serão apresentadas as principais características sócio-econômicas do transporte de passageiros no Brasil, principalmente no que tange à participação das despesas com transporte nas despesas correntes médias das famílias.

Os quatro primeiros capítulos definem, dessa forma, o sistema em que, no quinto capítulo, será avaliada a incidência da taxa de carbono. Neste quinto capítulo, avaliam-se os impactos absolutos e distributivos de uma possível incidência de taxas de carbono sobre os combustíveis automotivos no setor de transporte de passageiros, no Brasil. A análise de seu impacto sobre a sociedade deverá abordar questões de eficiência econômica e, principalmente, de caráter distributivo, relativos à incidência desse tributo sobre diferentes grupos de renda (com diferentes capacidades de pagamento), com vistas a avaliar a eficiência sócio-econômica desse tipo de política.

Finalmente, são apresentadas as conclusões obtidas no estudo e propostas para trabalhos futuros, no sexto capítulo.

1. FUNDAMENTOS ECONÔMICOS DE POLÍTICA AMBIENTAL

No bojo das mudanças climáticas globais, muitos pesquisadores¹⁰ se preocupam em encontrar soluções de menor custo e de maior eficácia e eficiência para mitigar os problemas do aquecimento global. Nesse sentido, faz-se necessário incluir as variáveis ambientais nas decisões de oferta e demanda dos agentes econômicos, tornando mais freqüente tal problemática nos ambientes de decisão de investimento (sejam estes públicos ou privados) e alocação de recursos.

Segundo a Teoria Econômica, há muitas ferramentas (especialmente da teoria neoclássica) em que a função objetivo dos agentes (maximizando bem-estar) passa a levar em conta as variáveis ambientais.

Assim, neste capítulo, serão apresentadas algumas medidas econômicas de controle de poluição derivada da queima de combustíveis fósseis. Inicialmente são apresentados os Fundamentos Neoclássicos e, em seguida, alguns instrumentos de política ambiental que podem ser utilizados para correção de falhas de mercado.

Tais fundamentos servirão de base teórica para a discussão sobre a taxaço de carbono, a ser feita no segundo capítulo deste trabalho.

1.1 INTRODUÇÃO

Os últimos anos apresentaram um crescente interesse na discussão de aspectos relacionados à formulação e implementação da política do meio ambiente, de forma a encontrar soluções adequadas para os múltiplos e diferenciados problemas ambientais que vêm sendo identificados. Tal interesse resulta, essencialmente, do reconhecimento da necessidade de intervir de algum modo na alteração do curso de evolução da qualidade ambiental registrado nas últimas décadas¹¹, bem como da percepção das implicações econômicas, financeiras e de qualidade de vida que decorrem da adoção de diferentes estratégias e ações de política ambiental.

¹⁰ Almeida, 1998; Antunes, 2002; Burtraw, 1999; Duarte, 2008; Mckibbin e Wilcoxon, 2003; Myer, 2005; Rich, 2004; Tietenberg, 1998.

¹¹ Isso ficou evidente a partir da década de 1970, com o renascimento do ambientalismo nas discussões de políticas internacionais (ALMEIDA, 1998).

A partir da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente, em Estocolmo (1972), foi lançado um marco do desenvolvimento de políticas ambientais internacionais, resultando no estabelecimento do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e na criação de agências de proteção ambiental nos países desenvolvidos (PEARCE e TURNER, 1990).

Em 1987, a Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, presidida pela a então primeira-ministra da Noruega, Gro Harlem Brundtland, adotou o conceito de Desenvolvimento Sustentável em seu relatório “Nosso Futuro Comum” (“*Our Common Future*”), também conhecido como “Relatório Brundtland”. Este relatório ressaltou a necessidade de um novo tipo de desenvolvimento capaz de manter o progresso em todo o planeta e, no longo prazo, ser alcançado pelos países em desenvolvimento, bem como pelos desenvolvidos (PEARCE e TURNER, 1990).

Os anos 1980 apresentaram uma re-orientação de alguns pensamentos sobre o meio ambiente. O termo *sustentabilidade* começou a aparecer em variados contextos, melhorando a noção de que o conhecimento acumulado em ciências naturais deveria ser aplicado aos processos econômicos. Um exemplo disso seria a percepção de que a escala e a taxa com que as matérias-primas passam pelos processos econômicos estão sujeitas a uma limitação entrópica¹². Assim, é necessário intervir porque o mercado, por si só, não é capaz de refletir corretamente esse limite¹³ (PEARCE e TURNER, 1990).

Neste contexto, a contribuição da ciência econômica pode ser fundamental. A existência de diversas falhas de mercado, essencialmente relacionadas com os direitos de propriedade sobre os recursos, não permite que os mercados funcionem de forma competitiva e promovam a obtenção automática de equilíbrios eficientes.

Através da aplicação de instrumentos de política ambiental e, principalmente, de instrumentos econômicos que corrijam as causas econômicas dos problemas ambientais, é possível eliminar ou minimizar as externalidades¹⁴ e promover uma gestão adequada da escassez dos recursos (PEARCE e TURNER, 1990; ALMEIDA, 1998).

¹² Para medir o grau de desordem de um sistema, foi definida a grandeza termodinâmica **entropia**. Quanto maior a desordem de um sistema, maior a sua entropia. Segundo o princípio de aumento da entropia: “em todos os processos naturais irreversíveis, a entropia total (do sistema e da vizinhança) sempre aumenta”. E disso deriva um processo de “morte térmica” do universo, em que a quantidade de energia que se torna indisponível em um processo natural é diretamente proporcional ao aumento total de entropia que acompanha o processo (ALVARENGA e ALVARENGA, 1993).

¹³ Falta à economia moderna o que se chama de *teorema de existência*: uma garantia de que qualquer ótimo econômico esteja associado com um permanente equilíbrio ecológico (PEARCE e TURNER, 1990).

¹⁴ A externalidade ocorre quando a decisão de um agente econômico gera custos ou benefícios a outros agentes que não foram considerados na respectiva decisão. Quando os efeitos gerados por tal decisão se traduzem em impactos negativos, está-se perante a existência de uma externalidade negativa, também por vezes referida

Como será visto, os instrumentos econômicos podem ser divididos em dois grandes grupos de acordo com o tipo de abordagem da regulação de mercado. A regulação poderá ser feita através de regulação direta (*command and control approach*) ou através de uma política baseada em incentivos econômicos. No primeiro caso, a política ambiental lança mão de normas e padrões. No segundo caso, os instrumentos utilizados são impostos, taxas, direitos de poluição (PEARCE e TURNER, 1990; ALMEIDA, 1998; DUARTE, 2008).

Pyndick e Rubinfeld (2006) apresentam uma discussão comparativa de ambos instrumentos (como será visto na subseção 1.4.1), relativizando as situações em que o uso de um pode ser melhor do que o uso do outro.

1.2 O FERRAMENTAL NEOCLÁSSICO

Ao final dos anos 60, quando emergiam os “movimentos verdes” e a questão ambiental passou a ser incluída na pauta de discussão de vários países avançados, a teoria neoclássica baseada na microeconomia parecia ter todo o ferramental necessário para enfrentar esse novo problema (ALMEIDA, 1998).

A Escola Neoclássica, formada entre 1870 e 1910, fundamenta-se na teoria do valor dada pela escassez, diferentemente das teorias das escolas a ela antecedentes (Escola Clássica e Escola Marxista), que se baseavam na teoria do valor trabalho. Essa Escola introduziu uma nova metodologia de análise econômica baseada na análise marginalista (mudanças incrementais na última unidade) e, por isso, ela também ficou conhecida como Escola Marginalista (PEARCE e TURNER, 1990).

O objetivo básico dessa teoria é definir as leis que regem o mercado (assim como Newton definira as leis que regiam os fenômenos da natureza), de forma a permitir que as forças do mercado pudessem atuar livre de intervenções de agentes (PEARCE e TURNER, 1990). Assim, Adam Smith introduziu o termo “mão invisível” para descrever como em uma economia de mercado, apesar da inexistência de uma entidade coordenadora do interesse comunal, parece resultar uma ordem, como se houvesse uma “mão invisível” que os orientasse.

como “custos externos”. Do contrário, quando são gerados benefícios, ocorre a externalidade positiva. Estes custos podem resultar de uma decisão de “produção” ou de “consumo” (PEARCE e TURNER, 1990; ALMEIDA, 1998).

A economia neoclássica sistematizou a oferta e a demanda como determinantes conjuntos do preço e da quantidade transacionada em um equilíbrio de mercado, afetando tanto a alocação da produção quanto a distribuição de renda¹⁵.

É também com base no ferramental neoclássico que estão estabelecidas as estruturas teóricas das taxas ambientais, como a taxa pigouviana (a ser abordada na seção 1.4) para determinação do custo social de produção no nível ótimo [econômico] de poluição.

1.2.1 Externalidades

De acordo com o Primeiro Teorema da Economia do Bem Estar, em um mercado livre e competitivo onde não haja falhas de mercado, a alocação de recursos será eficiente ou “ótima” no sentido de Pareto¹⁶. Contudo, o livre funcionamento do mercado (o mecanismo de ajuste via preços) é falho na solução dos problemas relacionados ao meio ambiente. Desse modo, a economia se afasta do “Ótimo de Pareto” – a firma individual (poluidora) maximiza lucros, mas o nível máximo de satisfação geral dos agentes não é atingido (ALMEIDA, 1998). Esse desvio em relação ao ponto ótimo é decorrente da “falha de mercado” conhecida por *externalidade*.

As externalidades são os custos ou benefícios “*externos*” ao mercado, isto é, impactos causados por um produtor ou consumidor em outro produtor ou consumidor, e que não compõe o custo do produtor privado (PEARCE e TURNER, 1990).

Segundo Pindyck e Rubinfeld (2006), quando as externalidades se encontram presentes, o preço de um bem não reflete necessariamente seu valor social. Conseqüentemente, as empresas poderão produzir quantidades excessivas (ou insuficientes), de tal maneira que o resultado do mercado venha a ser ineficiente.

Como destaca Almeida (1998), as externalidades ocorrem porque o bem em questão (recursos naturais) não é propriedade de ninguém, ou melhor, é de domínio

¹⁵ Ela é a base do que hoje é chamada economia ortodoxa, tanto pelos críticos quanto pelos simpatizantes, mas com muitos refinamentos que ou complementam ou generalizam as análises anteriores, como a econometria, a teoria dos jogos, a análise das falhas de mercado e da competição imperfeita, assim como o modelo neoclássico do crescimento econômico para a análise das variáveis de longo-prazo que afetam a renda nacional.

¹⁶ A alocação eficiente, no sentido de Pareto ou Ótimo de Pareto, diz que essa alocação ocorre quando um agente econômico não pode melhorar seu bem-estar sem que haja uma redução no bem-estar de outrem, isto é, em determinado mercado, o equilíbrio ocorre quando é impossível que um indivíduo ganhe, sem que outro perca. Inversamente, se tal situação não é atendida, conclui-se que a alocação não é eficiente ou ótima. A principal crítica a esse instrumento é que ele desconsidera a questão da distribuição de renda e, conseqüentemente, das disparidades de utilidades marginais monetárias (VARIAN, 2003).

universal (*recursos de propriedade comum*¹⁷). Em uma economia de livre mercado, como nenhum agente específico pode exigir direitos sobre o meio ambiente, este é um bem sem preço e não cabe qualquer compensação (monetária) pelo seu dano.

Isso significa que o agente poluidor não incorre em custos por estar prejudicando outros agentes, provocando um descolamento entre os custos sociais e privados. Por isso, o agente poluidor, por livre iniciativa, não *internaliza as externalidades* de suas ações – o que consistiria em pagar pelos custos coletivos ou sociais gerados.

O problema da poluição é um caso típico de externalidade negativa que pode ser também denominada de custo externo ou, ainda, *deseconomia* externa. Para que este ocorra, duas condições devem ser observadas: 1) a atividade de um agente (poluidor) causa uma perda de bem-estar para um outro; 2) esta perda de bem-estar não é compensada (ou seja, não há internalização da externalidade) (ALMEIDA, 1998).

Considerando a condição de equilíbrio de mercado, determinada pela igualdade entre oferta e demanda, e na ausência de externalidades, ter-se-ia o equilíbrio de mercado exposto no gráfico apresentado na Figura 1.1.

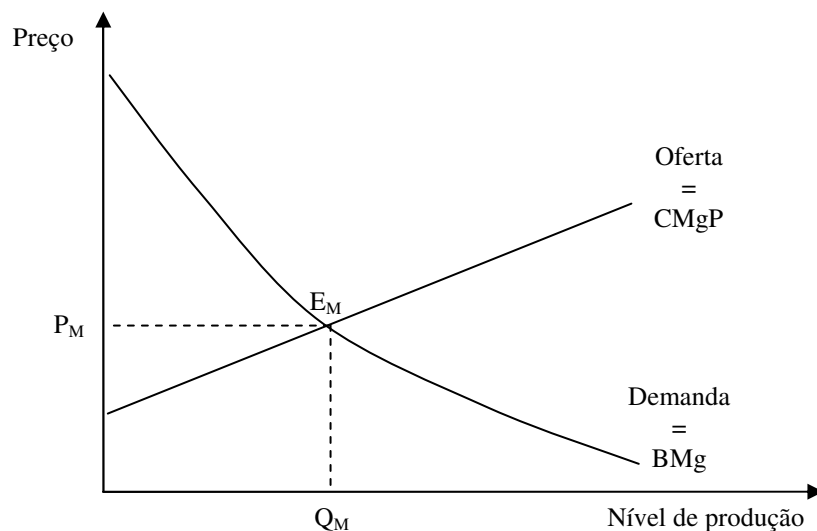


Figura 1.1: Equilíbrio de mercado na ausência de externalidades

Onde:

E_M = Equilíbrio de mercado

P_M = Preço no equilíbrio de mercado

Q_M = Quantidade no equilíbrio de mercado

¹⁷ Os recursos de propriedade comum são aqueles aos quais qualquer pessoa tem livre acesso. Consequentemente, esses recursos tendem a ser utilizados em excesso. Ar e água são os dois exemplos mais comuns. Também se encaixam nessa categoria a flora, a fauna e, em certa medida, a exploração e extração mineral, entre outros (PINDYCK e RUBINFELD, 2006).

$BMg = \text{Benefício Marginal (= Curva de Demanda)}$

$CMgP = \text{Custo Marginal Privado (= Curva de Oferta)}$

Na Figura 1.1, a curva de demanda corresponde à curva de benefício marginal (BMg) e a curva de oferta corresponde à curva de custo marginal privado (CMgP). A empresa maximiza o lucro ao produzir a quantidade Q_M , em que o CMg é igual ao preço. O ponto de equilíbrio E_M representa o *ótimo social* (e *privado*), na ausência de externalidades. Contudo, na presença de externalidades, o ponto de ótimo social torna-se diferente do ponto de ótimo privado (PINDYCK e RUBINFELD, 2006).

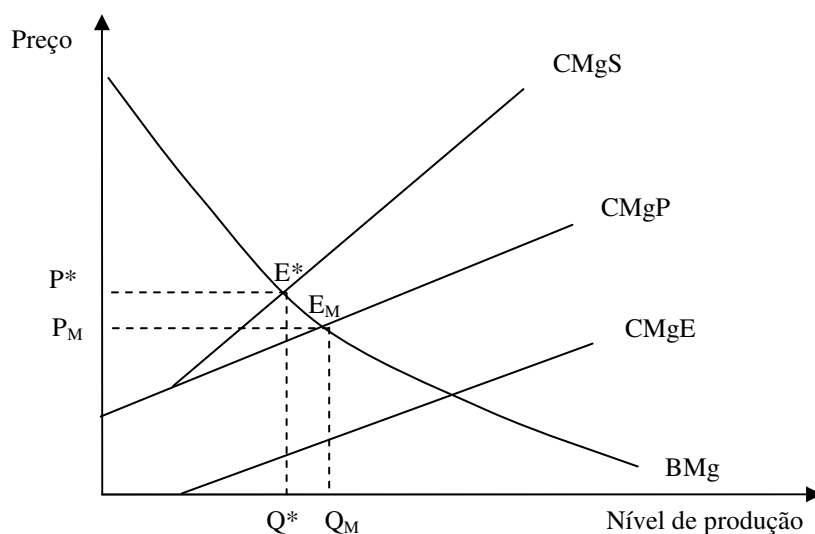


Figura 1.2: Equilíbrio de mercado na presença de externalidades negativas

Onde:

$E^* = \text{Equilíbrio na presença de externalidades}$

$P^* = \text{Preço de equilíbrio na presença de externalidades}$

$Q^* = \text{Quantidade produzida quando há externalidade}$

$CMgE = \text{Custo Marginal Externo}$

$CMgS = \text{Custo Marginal Social}$

O gráfico apresentado na Figura 1.2 mostra um mercado onde há a presença de externalidades negativas. Nesse caso, o CMgS é maior do que o CMgP, e a diferença é o CMgE.

Importa observar que Pindyck e Rubinfeld (2006) supõem que, à medida que o nível de produção varia, o CMgE imposto às vítimas da poluição também varia. Assim, dada a tendência ascendente da curva do CMgE, a curva de CMgS possui uma

inclinação superior às inclinações das curvas de CMgP e CMgE (pois a CMgS apresenta-se como uma soma geométrica dessas curvas).

Contudo, conforme será visto mais adiante, outros autores, como Pearce e Turner (1990), por simplificação, supõem que a relação “poluição por unidade produzida” é constante e, assim, as curvas de CMgP e CMgS são paralelas, enquanto que a curva do CMgE é constante.

Observa-se, ainda, que quando a capacidade de assimilação do meio ambiente ainda não está saturada, isto é, quando o meio ainda é capaz de absorver por si só certo nível de poluição gerado, o CMgE é nulo. Contudo, com a saturação do meio, a poluição passa a representar um ônus à sociedade e, por isso, o CMgE torna-se maior do que zero. Assim, como o CMgE é a diferença entre o CMgP e o CMgS, enquanto o meio puder assimilar a poluição, o CMgS será igual ao CMgP, e quando a capacidade de assimilação do meio estiver saturada, o CMgS será maior do que o CMgP.

Ainda em relação à Figura 1.2, quando a firma não considera os danos causados à sociedade em seus custos, sua curva de oferta se localiza em um patamar onde a quantidade de poluição produzida (Q_M) é maior do que a quantidade de poluição socialmente ótima (Q^*) e, inicialmente, o equilíbrio do mercado é dado pelo ponto que otimiza o benefício privado (em E_M). (PINDYCK e RUBINFELD, 2006).

Do ponto de vista social, a empresa produz uma quantidade excessiva. O nível de produção eficiente é aquele para o qual o preço do produto é igual ao CMgS da produção (que é igual à soma do CMgP com o CMgE). Assim, para que o benefício social seja otimizado, há que se diminuir a produção (para que diminua o nível da poluição) de Q_M para Q^* , e o novo ponto de equilíbrio (ótimo social) é dado pelo ponto E^* (PINDYCK e RUBINFELD, 2006).

Por outro lado, as externalidades também podem resultar em níveis insuficientes de produção, no caso das *externalidade positivas*. O gráfico representado na Figura 1.3 mostra que a presença de uma externalidade positiva leva o nível de produção associado ao equilíbrio de mercado a um patamar inferior ao socialmente ótimo.

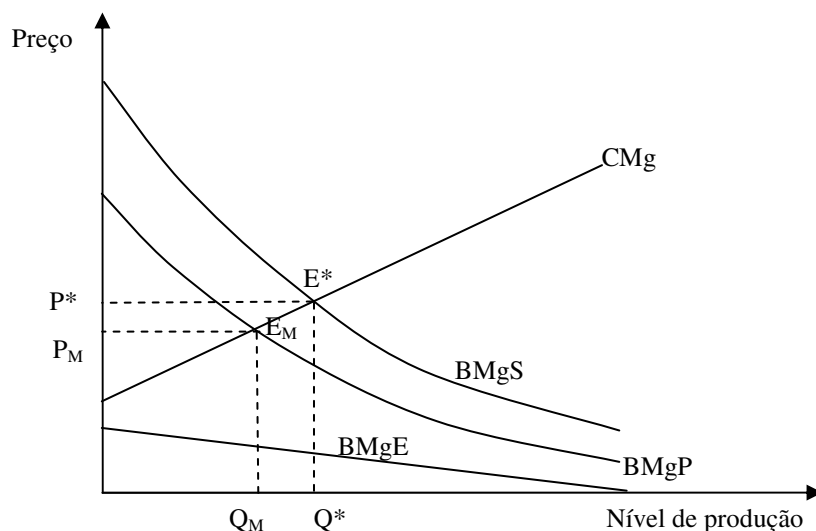


Figura 1.3: Equilíbrio de mercado na presença de externalidades positivas

Quando há externalidades positivas, o BMgS é maior do que o BMgP (curva de demanda). A diferença é o BMgE. Um proprietário interessado em seu próprio benefício investe Q_M em reparos, valor este determinado pela intersecção da curva de BMgP com a curva de CMg. O nível eficiente de produção Q^* é maior e é dado pela intersecção da curva de BMgS com a curva de CMg (PYNDICK e RUBINFELD, 2006).

Observa-se que, também no caso das externalidades positivas, Pyndick e Rubinfeld (2006) supõem que os “benefícios por unidade produzida” não são constantes, mas decrescentes.

A alocação eficiente das externalidades pode acontecer quando os direitos de propriedade estão bem definidos. Neste contexto, e tendo por base os custos e benefícios da externalidade em questão, percebidos pelos indivíduos envolvidos, as partes podem negociar a compensação a determinado agente pelos benefícios decorrentes da geração da externalidade (no caso de uma externalidade positiva), ou mesmo a compensação dos indivíduos afetados pelos danos causados pela mesma (no caso de uma externalidade negativa). Este processo de negociação é descrito pelo *Teorema de Coase*¹⁸, como será visto na subseção 1.3.1 (PYNDICK e RUBINFELD, 2006).

¹⁸ De acordo com este teorema, quando as partes podem negociar com custos baixos e com possibilidade de obter benefícios mútuos, o resultado das transações será eficiente independentemente de como estejam especificados os direitos de propriedade (PYNDICK e RUBINFELD, 2006).

1.2.2 O Ótimo de Poluição

Em um mercado sem regulação, a produção e a poluição atmosférica serão excessivas relativamente aos respectivos níveis ótimos. Os formuladores de política deverão, assim, intervir regulando o mercado de forma que se possa atingir a solução ótima, ou pelo menos, a solução que se aproxima mais daquela (DUARTE, 2008; PEARCE e TURNER, 1990).

Segundo Pearce e Turner (1990), a definição econômica de poluição deve considerar tanto o efeito físico da poluição ambiental (emissões, lixo) quanto a reação humana ao mesmo. A poluição física pode ser, por exemplo, biológica, química ou sonora, enquanto que a reação humana pode vir na forma de estresse, doença, ansiedade – perda de bem-estar.

Na perspectiva neoclássica a “poluição econômica” somente ocorre quando há uma perda de bem-estar e a simples presença de poluição física não significa que exista “poluição econômica”. Isto é, enquanto o meio não estiver saturado, o CMgE da poluição será nulo e a poluição do ponto de vista econômico também será nula.

Além disso, é possível afirmar que, mesmo existindo “poluição econômica”, ela não necessariamente deve ser eliminada. Dessa forma, o nível *ótimo* de poluição será equivalente a um nível em que estejam satisfeitas as condições de maximização dos agentes. A Figura 1.4, a seguir, apresenta o conceito de Ótimo de Poluição, com base em Pearce e Turner (1990). Percebe-se que, como alertado anteriormente, estes autores consideram, por simplificação, que a relação entre “poluição por unidade produzida”, ou CMgE, é constante.

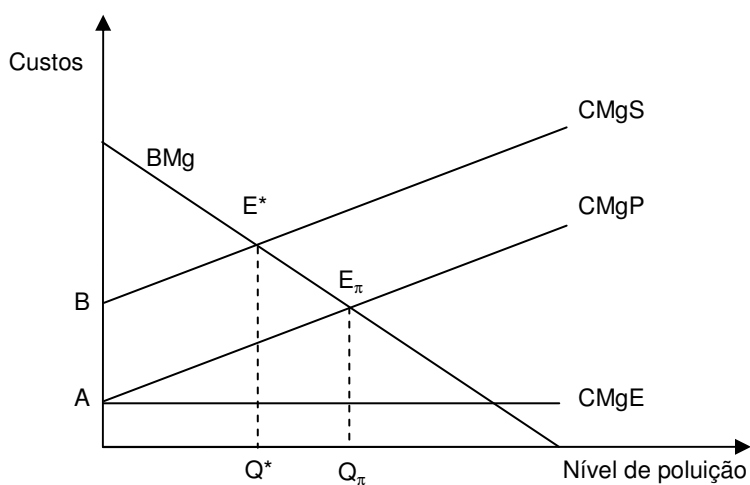


Figura 1.4: O Ótimo de Poluição

Onde:

E_{π} = Equilíbrio relativo ao ótimo privado

Q_{π} = Quantidade produzida referente ao ótimo privado

De acordo com a Figura 1.4, o poluidor incorrerá em custos crescentes e receitas decrescentes com o aumento da produção, e a diferença entre receitas e custos é o benefício privado líquido. O nível ótimo de produção para o produtor é exatamente o ponto em que seus níveis de BMgP e CMgP se igualam. O ponto E_{π} representa a otimização do ponto de vista da empresa, igualando seus custos e benefícios marginais. A esse ponto corresponde um nível de atividades e de poluição Q_{π} .

Contudo, para maiores níveis de produção, mantida constante a razão poluição por unidade produzida, o nível de poluição também será maior e isto onera o custo social. Assim, para qualquer nível de atividade Q , o ponto correspondente em CMgS será superior ao de CMgP, e essa diferença é representada pela distância entre os pontos A e B. Para a sociedade, a otimização ocorre no ponto E^* , onde se igualam CMgS e BMgP; a esse ponto, corresponde o nível de atividades Q^* .

Isto mostra que o ponto ótimo de produção socialmente aceito (Q^*) é inferior ao ponto ótimo de produção privado (Q_{π}), uma vez que o nível de produção que maximiza o lucro do produtor privado gera um ônus à sociedade.

Assim, e segundo Pearce e Turner (1990), Q^* é denominado o '**Ótimo de Poluição**' pois é este o nível de produção que internaliza os custos da poluição gerada. Isso significa dizer que o nível de poluição socialmente ótimo não é zero: mesmo produzindo a quantidade socialmente ótima, há um custo externo envolvido. E, conforme o raciocínio neoclássico, produzir menos que esse montante significaria abrir mão de benefícios em montante superior aos custos evitados; produzir além de Q^* significaria impor à sociedade um custo superior ao benefício proporcionado.

Alternativamente, o nível ótimo de poluição pode ser dado pelo confronto entre o CMgE e os **custos marginais de abatimento, CMgA** (ou custo de despoluição). Esses custos estão relacionados à tecnologia adotada na produção, como custos de instalação de equipamentos ou de alterações nos processos produtivos que reduzam as emissões de poluentes. Se esses forem inferiores à penalidade, será interessante para a firma adotá-los. Caso contrário, preferirá pagar a penalidade (PEARCE e TURNER, 1990).

A função custo total de abatimento (*função de dano*) é a diferença entre o lucro total máximo (mercado sem regulação) e o lucro total associado a um nível de poluição inferior ao de equilíbrio sem regulação. A reformulação da análise em termos da função CMgA torna evidente a idéia de que, em geral, os CMgA crescem de forma acelerada à medida que a poluição diminui (ver Figura 1.5) (PEARCE e TURNER, 1990; ALMEIDA, 1998; DUARTE, 2008).

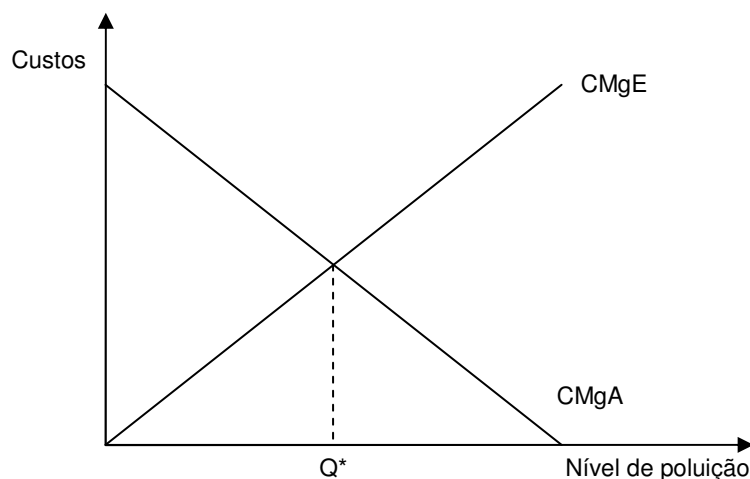


Figura 1.5: Curva de custo marginal de abatimento

Na Figura 1.5, a curva de CMgA é descendente, indicando que quanto mais baixo o nível de poluição, tanto mais caras as reduções adicionais¹⁹. Isso tem por base observações empíricas que revelam que é relativamente barato reduzir quantidades iniciais de poluição pesada, mas, à medida que se despolui, as tecnologias de controle de poluição tornam-se mais sofisticadas e caras (ALMEIDA, 1998).

O nível ótimo de poluição (Q^*) é o ponto de encontro das duas curvas (onde $CMgE = CMgA$). Para que este ponto seja ótimo, não deve compensar gastar uma unidade a mais nem a menos com tecnologias de controle de poluição. Para custos de abatimento menores do que o valor dos danos ambientais ($CMgA < CMgE$) – verificam-se níveis de poluição acima de Q^* . A situação se inverte quando o nível de poluição cai abaixo de Q^* e o incentivo passa a ser poluir mais (ALMEIDA, 1998).

¹⁹ Observa-se que se optou por uma função de CMgA linear por motivos de simplificação ilustrativa, porquanto as curvas podem não ser e provavelmente não serão lineares. Normalmente a curva de abatimento será exponencial com assíntota tendendo a infinito para poluição quase nula (ALMEIDA, 1998).

1.3 INSTRUMENTOS DE POLÍTICA AMBIENTAL

O enfoque típico de política ambiental, sugerido pela teoria econômica (*mainstream*) tem sido buscar meios para internalizar as externalidades no processo de decisão dos agentes poluidores. Ou seja, uma vez reconhecida a falha de mercado para evitar a degradação ambiental, a discussão relevante é escolher o meio mais eficiente economicamente (custo mínimo) para que os agentes poluidores considerem os custos sociais de degradação nos seus cálculos privados de custo-benefício e, com isto, corrijam sua ação (ALMEIDA, 1998).

De acordo com Almeida (1998), em geral, são consideradas duas categorias de mecanismos: a) instrumentos de comando e controle (ou de regulamentação direta); b) incentivos econômicos e fiscais (ou de mercado) para induzir o próprio poluidor a tomar a iniciativa de reduzir seus níveis de poluição.

Contudo, antes de apresentar cada um desses dois tipos de instrumentos, há que se mencionar um mecanismo de *livre negociação* entre os agentes – poluidores e vítimas da poluição – como uma medida de solução dos problemas ambientais. Esta proposta – dotada de extrema simplicidade – é baseada no “Teorema de Coase”, apresentada na subseção 1.3.1, a seguir (ALMEIDA, 1998).

Ainda, na subseção 1.3.4, serão apresentados os instrumentos de informação e atuação voluntária, considerados a “terceira geração de instrumentos de política ambiental”.

1.3.1 Livre negociação – O Teorema de Coase

Ronald Coase apresentou, em 1960, o raciocínio que ficou conhecido como ‘Teorema de Coase’, assim enunciado (PYNDICK e RUBINFELD, 2006):

“Suponha-se a definição de títulos de propriedade privada para o meio ambiente. Suponha-se que não existem custos de transação. Suponha-se que os indivíduos maximizem suas utilidades e suponha-se que seu comportamento é não-altruístico. Então, uma solução negociada entre diferentes usuários irá resultar em uma alocação Pareto-ótima para o meio ambiente. A alocação resultante independe da distribuição inicial dos títulos de propriedade.”

Os direitos de propriedade referem-se ao conjunto de leis que estabelece o que as pessoas ou as empresas podem fazer com as suas respectivas propriedades. Os direitos podem ser privados – em poder de indivíduos identificáveis – ou comunitários – quando o direito deve ser dividido por vários indivíduos (propriedade comum) (PEARCE e TURNER, 1990; PINDYCK e RUBINFELD, 2006).

Quando os direitos de propriedade são dados àqueles que sofrem os efeitos da poluição, estes têm o direito de não sofrer a poluição e o poluidor não tem o direito de poluir. O inverso também pode acontecer: o direito de propriedade dado ao poluidor lhe garante o direito de produzir com maiores níveis de poluição, sem ser penalizado ou cobrado para compensar a quem sofre os danos causados pela poluição por ele gerada (PEARCE e TURNER, 1990).

A Figura 1.6 ilustra o Teorema de Coase, em que BMgP representa o Benefício Marginal Privado, CMgE o Custo Marginal Externo e Q^* representa, novamente, o ‘Ótimo de Poluição’ (PEARCE E TURNER, 1990).

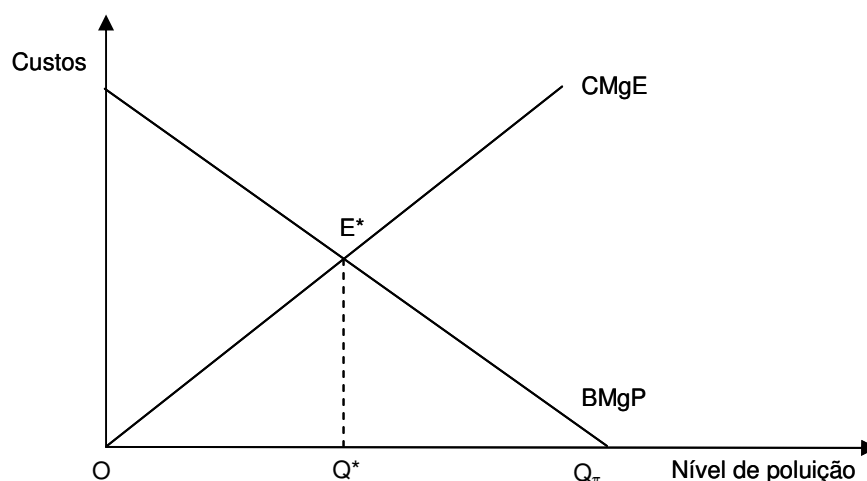


Figura 1.6: O Teorema de Coase

Se os direitos são atribuídos a quem sofre o dano, a tendência inicial seria fixar o nível de atividades em O, onde o Custo é minimizado. Todavia, o poluidor poderá oferecer-lhe compensação até o nível Q^* . Acima desse nível, o montante exigido para compensar o CMgE superaria o BMgP; o poluidor não tem interesse em produzir além desse patamar (PEARCE e TURNER, 1990).

Inversamente, se os direitos de propriedade são atribuídos ao poluidor, o ponto inicial de análise seria o nível Q_{π} que lhe maximiza o Benefício. As vítimas querendo minimizar seu Custo oferecerão compensações que serão interessantes para ambas as partes até que se atinja novamente o nível Q^* (PEARCE e TURNER, 1990).

Assim, independente de quem seja o direito de propriedade, em uma economia na qual todos os ativos fossem possuídos, todas as externalidades seriam “internalizadas e o ótimo social seria alcançado, em Q^* . Se correto o Teorema de Coase, não haveria necessidade de regulação governamental, pois o próprio mercado se autoregularia (PEARCE e TURNER, 1990; ALMEIDA, 1998).

A questão é que, segundo Almeida (1998), a solução do Teorema tende a não ser compatível com o *Princípio do Poluidor Pagador* (*Polluter-Pays Principle* – PPP), adotado pela OCDE²⁰ partir de 1972, como orientação preferencial de política ambiental em seus países membros.

O PPP surgiu inicialmente como um princípio econômico e veio, progressivamente, sendo reconhecido como um princípio legal, através da sua integração no Ato Único Europeu, em 1987 e no Tratado de Maastricht em 1992 (BENJAMIN, 1993).

Como mencionado por Benjamin (1993),

“O princípio do poluidor-pagador é aquele que impõe ao poluidor o dever de arcar com as despesas de prevenção, reparação e repressão da poluição. Ou seja, estabelece que o causador da poluição e da degradação dos recursos naturais deve ser o responsável principal pelas consequências de sua ação (ou omissão).”

O fato de uma vítima (da poluição) pagar a um poluidor para que polua menos pode acarretar um sério risco: atrair outros poluidores. Além da divergência em relação ao PPP, o Teorema de Coase apresenta, ainda, uma série de deficiências (ALMEIDA, 1998):

- 1) A maioria dos problemas ambientais surge em circunstâncias em que não se podem definir os direitos de propriedade.
- 2) Quando há muitas partes envolvidas, os custos de transação se tornam demasiadamente elevados, reduzindo a eficiência do processo de negociação. Para Pearce e Turner (1990), se os custos de transação (reunir as partes envolvidas, identificar e organizar aqueles que sofrem os danos, etc.) superam os benefícios esperados com a barganha, as partes envolvidas podem se retirar da negociação ou nem mesmo iniciá-la.

²⁰ A Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, ou OECD em inglês) é uma organização internacional dos países comprometidos com os princípios da democracia representativa e da economia de livre mercado.

- 3) Em uma perspectiva intergeracional, as barganhas ganham uma outra dimensão, sobretudo porque não é muito claro quem está apto a barganhar em nome da nova geração. Muitas substâncias poluentes permanecem no meio ambiente por longos períodos de tempo e podem afetar as pessoas que ainda nem existem (que, portanto, não podem realizar qualquer tipo de negociação). Neste sentido, estes indivíduos poderiam, no máximo, ser representados por membros da geração presente, algo que não é simples, e reflete um típico papel governamental²¹.
- 4) Nos casos de propriedade coletiva do meio ambiente, torna-se muito mais complexa uma livre negociação entre as partes.

Em suma, embora em alguns casos seja possível criar direitos de propriedade e promover (o próprio mercado, no caso) soluções negociadas destinadas a reduzir degradação ambiental, seu campo de aplicação é muito limitado (ALMEIDA, 1998).

1.3.2 Instrumentos de regulação direta ou comando e controle

As vantagens atribuídas aos instrumentos econômicos pelos economistas neoclássicos são normalmente apresentadas em contraposição aos mecanismos de regulação direta. Assim sendo, para uma melhor compreensão das propostas de política ambiental do *mainstream*, é necessário conhecer as regulações diretas (ou de comando e controle) aplicadas à área ambiental (ALMEIDA, 1998).

Os instrumentos de regulação direta correspondem à primeira geração de instrumentos, que acompanhou a fase inicial de desenvolvimento da política ambiental em vários países, sendo ainda hoje a categoria de instrumentos mais utilizada. Os principais instrumentos são as licenças, o zoneamento e os padrões. São regulamentações estabelecidas pelo poder público e que devem ser respeitadas pelos agentes econômicos sob pena de sanções. As **licenças** são autorizações necessárias ao início de determinadas atividades ou projetos. O **zoneamento** procura disciplinar o tipo de atividades segundo as características do território, considerando aspectos

²¹ As mudanças climáticas globais (MCG) são um típico exemplo de herança de poluição, deixadas por várias gerações desde meados do século XVIII, em que o agravamento do passivo ambiental recai sobre as gerações presentes e, possivelmente, com graves consequências para as futuras gerações. O segundo capítulo deste trabalho apresentará, em linhas gerais, políticas adotadas para mitigar as MCG.

econômicos, ambientais, culturais etc. Um **padrão de emissão de poluentes** é o limite legal de poluentes que uma empresa está autorizada a emitir (ANTUNES, 2002).

Esses instrumentos são também conhecidos como políticas de comando e controle, uma vez que impõem modificações no comportamento dos agentes poluidores por meio de (ALMEIDA, 1998):

- a) Padrões de poluição para fontes específicas (limites para emissão de determinados poluentes, por exemplo, de dióxido de enxofre);
- b) Controle de equipamentos: exigência de instalação de equipamentos anti-poluição (por exemplo, filtros); obrigatoriedade de uso de tecnologias “limpas” já disponíveis;
- c) Controle de processos (exemplo: exigência de substituição de insumos mais poluentes por outros menos poluentes);
- d) Controle de produtos: visa a geração de produtos “(mais) limpos”, estabelecendo normas para produtos cujo processo de produção ou consumo final acarrete alguma forma de poluição. Exemplos: especificação de quantidades de agrotóxicos em produtos agrícolas e proibição de fabricação de carros com baixo desempenho energético;
- e) Proibição total ou restrição de atividades em certos períodos do ano (por questões sazonais) e/ou em áreas específicas, por meio de: concessão de licenças (não comercializáveis), para instalação e funcionamento; fixação de padrões de qualidade ambiental em áreas de grande concentração de poluentes; e zoneamento.
- f) Controle do uso de recursos naturais por intermédio da fixação de cotas (não comercializáveis) de extração (exemplos: para extração de madeira e pesca).

Um conjunto adequado de padrões tende a definir níveis de concentração de poluentes, de acordo com o tipo de poluente e o corpo (meio) receptor. A Figura 1.7, baseada em Pindyck e Rubinfeld (2006), representa o efeito do estabelecimento de padrões.

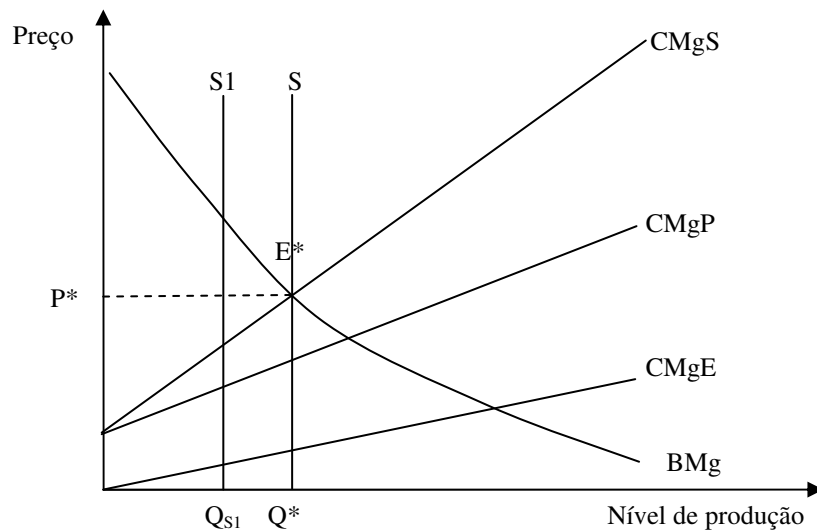


Figura 1.7: Efeito do Estabelecimento de Padrões Ambientais

Onde:

$E^* = \text{Ponto de Eficiência } (CMgS = BMg)$

$Q^* = \text{Nível de produção com padrão máximo de emissões } [S]$

$Q_{S1} = \text{Nível de produção com padrão de emissões aquém do nível ótimo}$

$P^* = \text{Preço de equilíbrio na presença de externalidades}$

No gráfico apresentado na Figura 1.7, a curva que representa o BMg de redução da poluição indica o valor de cada unidade de redução da poluição para os agentes que sofrem os danos causados pela poluição. Analogamente, o CMgP de redução da poluição é o custo de redução de cada unidade de poluição para o agente poluidor.

O poder público fixa um padrão máximo de emissões representado por uma curva S. O nível de atividades correspondente Q_S pode situar-se aquém ou além de Q^* . No exemplo da Figura 1.7, a S_1 corresponde ao nível Q_{S1} , inferior a Q^* , enquanto S representa o padrão que determina o nível ótimo de emissão Q^* . Isto, todavia, exigiria que o poder público conhecesse perfeitamente as trajetórias de BMgP e CMgE, o que dificilmente ocorre no mundo real (PINDYCK e RUBINFELD, 2006).

Segundo Almeida (1998), a principal característica da política de comando e controle é que esta, em base legal, trata o poluidor como “ecodelinquente” e, como tal, não lhe dá chance de escolha: ele tem que obedecer à regra imposta, caso contrário, se sujeita a penalidades em processos judiciais ou administrativos. A aplicação de multas em casos de não-cumprimento da obrigação é bastante usual.

Além disso, esses instrumentos caracterizam-se por efetuarem o controle pela quantidade, mostrando que não é dada ao agente econômico nenhuma unidade de valor

(i.e. preço) que lhe permita formular a sua estratégia de decisão quanto ao grau em que pretende reagir ao instrumento, de acordo com critérios de racionalidade econômica. Ou seja, não decide com base em padrões de eficiência econômica (ALMEIDA, 1998).

Como observa Almeida (1998), o fato de os poluidores não terem liberdade para selecionar e promover os ajustes no tempo que lhes convier é uma desvantagem desse tipo de instrumento. Esta regra não gera um resultado eficiente economicamente, uma vez que não leva em consideração as distintas situações (incluindo as distintas estruturas de custos) dos agentes individuais para cumprir a obrigação.

Disso resulta uma possível ineficiência dinâmica, devido ao reduzido incentivo à inovação e ao desenvolvimento tecnológico. Os agentes com menor nível de custos podem não se sentir estimulados a reduzir o seu nível de emissão caso atinjam muito rapidamente o nível de emissão permitido pela norma²². Isto é, do ponto de vista do controle de poluição, a meta se mantém e não há qualquer compensação por ir além do estabelecido.

Outras desvantagens normalmente apontadas para este tipo de instrumento relacionam-se ao elevado custo administrativo para fazer vigorar leis e normas. De acordo com Antunes (2002), para atender às diferenças na estrutura de custos no desenho de um instrumento de comando e controle é necessário o conhecimento dessa informação por parte do regulador, e a aplicação de instrumentos diferenciados de agente para agente (de setor para setor ou de região para região).

Em suma, os economistas *mainstream* destacam as principais desvantagens das políticas de comando e controle, em favor da aplicação de instrumentos econômicos (a serem abordados a seguir) (ALMEIDA, 1998):

- a) São ineficientes economicamente porque não consideram as suas diferentes estruturas de custo dos agentes privados para a redução da poluição;
- b) Seus custos administrativos são muito altos, pois envolvem o estabelecimento de normas/especificações tecnológicas por agências oficiais, bem como um forte esquema de fiscalização;
- c) Criam barreiras à entrada, pois a concessão de licenças não comercializáveis tende a perpetuar a estrutura de mercado existente;
- d) Uma vez atingido o padrão ou concedida a licença, o poluidor não é encorajado a introduzir novos aprimoramentos tecnológicos (antipoluição);

²² Como será visto na Figura 1.9, mais adiante, outros instrumentos econômicos podem ser utilizados para garantir a redução de emissão em situação de maior eficiência econômica

- e) Podem sofrer influência de determinados grupos de interesse.

Contudo, estes instrumentos têm algumas vantagens que justificam a sua ampla utilização. Sua grande vantagem é a elevada eficácia ecológica – uma vez fixada a norma (de modo apropriado), será cumprida (se os poluidores não violarem a lei). Além disso, mesmo quando introduzem instrumentos de mercado, as autoridades reservam à regulação direta um importante papel de complementaridade, sobretudo visando a garantia de objetivos mínimos de qualidade ambiental ou o cumprimento de objetivos no curto prazo (ANTUNES, 2002; ALMEIDA, 1998).

De um modo geral, os sistemas baseados em regulamentação funcionam satisfatoriamente nos casos em que existem objetivos ambientais bem estabelecidos, com significativo consenso político, custos de controle semelhantes para os diferentes agentes, relativa certeza acerca do que é emitido e fácil e eficaz possibilidade de verificar o cumprimento (ALMEIDA, 1998).

A boa aceitação pelos formuladores de política e agentes econômicos em geral, que geralmente os preferem aos instrumentos econômicos, justifica também a sua vasta utilização. A justificativa deste comportamento decorre da percepção por parte dos agentes de que os instrumentos de comando e controle lhes geram menores encargos financeiros. Por outro lado, assume-se que é mais fácil entender as implicações (ambientais e outras) que decorrem da sua aplicação (ANTUNES, 2002; ALMEIDA, 1998).

Não obstante, como antes se asseverou, os instrumentos de comando e controle podem gerar significativas ineficiências. Assim, do ponto de vista da eficiência econômica, os instrumentos econômicos e fiscais, como apresentados a seguir, podem gerar resultados bem diferentes.

1.3.3 Instrumentos Econômicos e Fiscais ou de Mercado

Os instrumentos econômicos caracterizam-se por atuarem como sinais de mercado. Os sinais são dados na forma de alterações dos preços relativos, isto é, da relação entre preços de bens e serviços, procurando influenciar o comportamento de produtores e consumidores. Assim, trata-se de um mecanismo atrelado a um componente monetário, que age via preço e não via quantidade. Outra característica diferenciadora dos instrumentos econômicos *vis-à-vis* as regulações diretas é a

flexibilidade permitida ao poluidor: este é livre para responder aos estímulos da maneira e no tempo que melhor lhe convier economicamente (ALMEIDA, 1998).

Isto é, os instrumentos econômicos não obrigam os agentes a cumprir uma meta estabelecida, a utilizar determinada tecnologia ou a adotar um dado comportamento. Pelo contrário, dão liberdade aos agentes para escolher a estratégia mais adequada de adaptação das suas atividades. Com esses sinais, pretende-se incentivar os agentes a incorporarem automaticamente os custos externos ambientais e o custo de escassez associado à utilização dos recursos, nas suas decisões. Os preços de bens e serviços passam, desta forma, a refletir a escassez dos recursos ambientais.

Estes instrumentos baseiam-se, assim, na correção de preços em mercados existentes que apresentam distorções, ou na criação de novos mercados que permitam internalizar as externalidades. Assim, para além da determinação do sinal de preço, realizada pela autoridade ambiental ou pelo próprio mercado, é fundamental, a montante, a atribuição de direitos de propriedade claros para estabelecer as regras de funcionamento dos mercados e para determinar a distribuição de rendimentos associada²³.

De acordo com Almeida (1998), estes instrumentos envolvem tanto transferências fiscais – impostos, taxas, subsídios – como a criação de mercados artificiais, a exemplo das permissões comercializáveis de poluição.

A criação de mercados para a compra e venda de direitos de poluir é um instrumento bastante sofisticado. Compreende instrumentos que têm a capacidade de criar (artificialmente) um “mercado para a poluição”, uma vez que permitem aos agentes: comprar ou vender direitos (cotas) de poluição de fato ou potencial; transferir riscos associados a danos ambientais para terceiros; e vender resíduos do processo de fabricação²⁴ (ALMEIDA, 1998).

Entre as vantagens associadas aos instrumentos de mercado, em estudos teóricos e empíricos, destaca-se a eficiência econômica, o incentivo à inovação tecnológica, o potencial de geração de receitas, a flexibilidade, o duplo dividendo e a fácil integração com outras políticas setoriais (ANTUNES, 2002), como descritos a seguir:

²³ Contudo, vale lembrar que, e como preconizado por Coase, a eficiência econômica dessa teoria independe da definição de posse do direito de propriedade. Apenas do ponto de vista distributivo a definição de tal direito torna-se determinante.

²⁴ Associado a esse instrumento está o conceito de “bolha”, segundo o qual se estabelece para certa região o nível total de emissões de poluentes da atmosfera; admitindo-se a livre negociação entre os emissores, no interior da “bolha”, que, voluntariamente, aderirem ao processo (LIMA, 2000).

- a) **Eficiência estática:** como sinais de mercado, permitem que cada agente escolha a melhor estratégia do ponto de vista da sua racionalidade econômica, podendo resultar em ganhos de eficiência, considerando todos os agentes envolvidos.
- b) **Incentivos à inovação (eficiência dinâmica):** os instrumentos econômicos fornecem um incentivo permanente à inovação e ao desenvolvimento tecnológico. Esse incentivo decorre do fato de os agentes terem a possibilidade de apropriar qualquer redução que obtenham nos custos de cumprimento, através do livre ajustamento da sua estratégia.
- c) **Eficiência na administração e na implementação:** permitem geralmente alcançar os mesmos objetivos com menores custos administrativos do que os instrumentos de comando e controle.
- d) **Eficácia ambiental:** a experiência mostra que os agentes econômicos reagem a este tipo de instrumento, adequando o seu comportamento de modo a alcançar os objetivos ambientais propostos. Contudo, para se obter este resultado, o preço de mercado tem que refletir, de uma maneira perceptível para os agentes, as vantagens de se adotar um comportamento ambiental mais favorável.
- e) **Geração de receitas:** alguns instrumentos econômicos, em determinadas circunstâncias, têm a faculdade de gerar receitas (ex. taxas ambientais, permissões de poluição), que podem ser aplicadas de diferentes formas, e constituir uma vantagem no financiamento de programas ambientais.
- f) **Duplo dividendo:** alguns instrumentos econômicos, sobretudo as taxas ambientais quando inseridas numa lógica de reforma fiscal, permitem alcançar, em determinadas situações, o que se designa por duplo dividendo. Isto é, uma melhoria da qualidade ambiental sem maiores ônus para a sociedade (por exemplo, considerando uma mudança na estrutura tarifária, em que se aumente a taxa ambiental diminuindo outros impostos, como os impostos de renda e outros impostos sobre o consumo) (MAGLIAVACCA, 2004).

O argumento do duplo dividendo fundamenta-se na constatação de uma simultânea subutilização do recurso trabalho e sobre-utilização do ambiente. Pretende-se, assim, mover a carga fiscal de recursos que se quer utilizar mais intensivamente para

aqueles cuja utilização se pretende desestimular, conseguindo um efeito positivo de redução do desemprego e de aumento do investimento em atividades menos intensivas do ponto de vista de utilização de recursos ambientais. Por outro lado, a designada reforma fiscal ecológica tem a vantagem de contribuir para a integração das políticas económica (incluindo a fiscal), ambiental e social (ANTUNES, 2002).

Apesar das vantagens enunciadas, os instrumentos de mercado são, frequentemente, difíceis de aplicar (ou de ser aplicados) de uma forma ótima do ponto de vista económico, e isto decorre de diversos aspectos. Nos países industrializados o sistema permanece sobrecarregado pelo grande número de substâncias que devem ser controladas. Além disso, em muitos países desenvolvidos a infra-estrutura regulatória está insuficientemente desenvolvida e/ou sujeita à corrupção e, nesses casos, fica ainda mais difícil de trabalhar adequadamente com as ferramentas de mercado (TIETENBERG, 1998).

As seções 1.4, 1.5 e 1.6 apresentarão alguns destes instrumentos económicos (taxas e tarifas, subsídios e permissões de poluição, respectivamente) de forma mais aprofundada.

1.3.4 Instrumentos de Informação e Atuação Voluntária

Após apresentados os instrumentos de comando e controle (subseção 1.3.2) e os instrumentos económicos (subseção 1.3.3), esta seção abordará o terceiro e último tipo de instrumento de política ambiental: as estratégias de divulgação, ou instrumentos de informação.

Entende-se por informação a cadeia de identificação, recolhimento, processamento, gestão e disseminação de dados em formas que permitam aos consumidores, produtores e autoridades públicas melhorar a qualidade das suas decisões. O *Teorema de Coase* foi a primeira teoria que salientou a necessidade de se ter informação adequada para se solucionar problema de externalidades (TIETENBERG, 1998).

Os instrumentos de informação caracterizam-se por envolverem tentativas públicas ou privadas de aumentar a disponibilidade de informação junto a trabalhadores e consumidores, no tocante à qualidade do meio ambiente e à poluição gerada, bem como sobre as características ambientais de atividades, produtos e/ou processos. Os

aspectos fundamentais na concepção destes instrumentos relacionam-se com a forma como deve ser gerada, distribuída e utilizada a informação, atendendo à sua natureza de bem público quando disponibilizada aos referidos agentes. A informação, seja produzida pelo governo, pela comunidade ou pelos poluidores/utilizadores de recursos, deve ser confiável, transparente, acessível e disponibilizada numa forma que permita a sua utilização (ANTUNES, 2002).

O papel crescente das estratégias de divulgação de informação parece emanar não só da percepção de uma necessidade crescente de melhorar a aplicação de outros tipos de instrumentos, mas também da diminuição verificada nos custos de recolhimento, tratamento e disseminação de informação (TIETENBERG, 1998).

De acordo com Tietenberg (1998), aumentar a disponibilidade de informação pode complementar ou substituir outras estratégias de regulação, devendo ser vista como parte de uma estratégia mais vasta de promoção de políticas ambientais eficientes. Contudo, observa-se que o esforço de provisão de informação deve ser, sobretudo, dirigido para áreas onde políticas corretivas não estão disponíveis, principalmente onde a internalização das externalidades relevantes não pode ser feita através de taxas.

Para os mercados funcionarem no interesse da sociedade, consumidores e produtores devem estar adequadamente informados. Desta feita, justifica-se a tendência geral observada para uma maior utilização de instrumentos de informação voluntária, e para a sua utilização em complementaridade com os instrumentos de regulação direta e de mercado. Segundo Tietenberg (1998), a complementaridade da disponibilização de informação sobre poluição com esquemas que criem a oportunidade e incentivem as vítimas a apresentarem ações judiciais contra os poluidores pode ser um meio eficaz de reduzir as emissões, aumentando o cumprimento da regulação existente.

Tendo visto os diversos tipos de instrumentos ambientais, nesta seção 1.3, as três seções subseqüentes apresentarão de forma mais detalhada três instrumentos de política ambiental. Na seção 1.4, serão apresentadas *taxas e tarifas*; na seção 1.5, os *subsídios*; e na seção 1.6, *permissões transferíveis*.

1.4 TAXAS E TARIFAS

Muitos pesquisadores²⁵ defendem um tipo específico de intervenção: a *taxa sobre emissões de poluentes* com base em estimativas dos danos (custos externos) causados. A taxa é arrecadada sobre cada unidade de poluente emitido por uma empresa e pode ser considerada – *latu senso* – um “preço” pago pela poluição (PYNDICK e RUBINFELD, 2006; ALMEIDA, 1998).

A sugestão de taxas para a política ambiental é profundamente inspirada na teoria econômica neoclássica. Seu instrumento econômico típico – aquele capaz de “internalizar” as externalidades – é a taxa. Assim, em seu trabalho *Economics of Welfare* (1920), Arthur C. Pigou propôs uma taxa que igualasse os custos sociais e privados, conhecida como *taxa pigouviana* (ALMEIDA, 1998; PEARCE e TURNER, 1990).

O cálculo da taxa tem que se basear nos custos de degradação ambiental causados pelo agente poluidor. De acordo com Pearce e Turner (1990), uma característica das taxas sobre emissões é que elas tendem a encorajar a instalação de equipamentos de redução da poluição (caso o CMgA da poluição seja menor do que a taxa sobre a unidade adicional de poluição emitida).

A Figura 1.8 ilustra a introdução de taxas ambientais como instrumento econômico de política ambiental para se alcançar o nível ótimo de poluição.

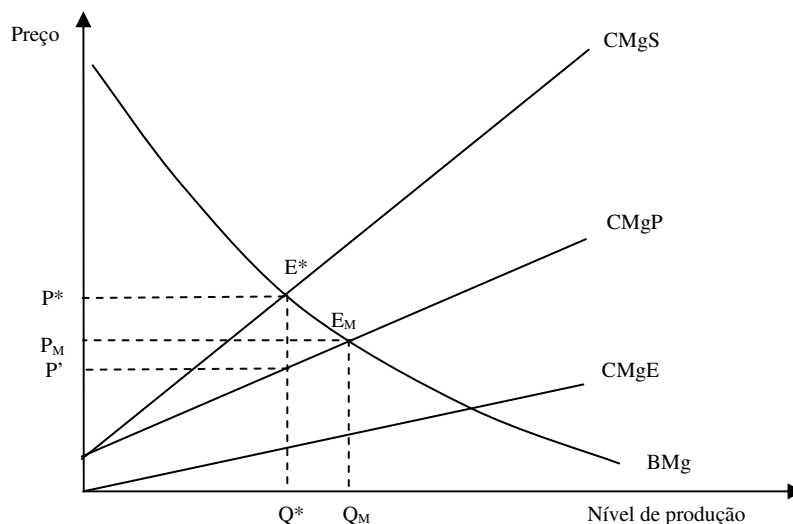


Figura 1.8: Alocação eficiente de recursos através das taxas pigouvianas

²⁵ Rich (2004); Carbon Tax Center (2009); USEPA (2009); Johansson (2000); Osborn (2009), Kelley (2006); Durning e Bauman (1998); Neuhooff (2007); Vehmas et al. (1999).

Onde:

$E^* = \text{Ponto de Eficiência (CMgS = BMg)}$

$Q^* = \text{Nível de produção com aplicação da taxa sobre poluição}$

$Q_M = \text{Nível de produção sem aplicação da taxa sobre poluição}$

$P_M = \text{Preço no equilíbrio de mercado}$

$P^* = \text{Preço de equilíbrio na presença de externalidades}$

$P' = \text{Preço (percebido pelo setor privado) referente ao nível ótimo } Q^*$

$t^* = [P^* - P'] = \text{Taxa por unidade de poluição produzida}$

A inclusão da taxa t^* (indicada pelo intervalo P^*-P'), sobre cada unidade de poluição, aumenta o custo adicional dos poluidores (CMgP de poluição) e induz as firmas a produzirem em Q^* , onde o CMgS é igual ao BMg. Caso não houvesse a cobrança desta taxa as firmas manteriam seu nível de produção em Q_M , levando ao equilíbrio E_M , onde o CMgP é igual ao BMg.

Isto é, percebe-se que, com a introdução da taxa t^* , é conveniente ao agente poluidor continuar expandindo o nível de atividade econômica e arcar com o pagamento desta até justamente o nível Q^* – que corresponde ao nível ótimo de atividade e ao nível ótimo de poluição (ALMEIDA, 1998).

A **taxa ótima pigouviana** é, por fim, a taxa que induz o nível de produção ao nível ótimo, e é igual ao Custo Marginal Externo (CMgE) – isto é, o custo marginal da poluição – no nível ótimo da poluição (PEARCE e TURNER, 1990). Ou seja:

$$CMgS = CMgP + CMgE$$

$$CMgE = t^*$$

Onde:

$CMgS = \text{custo marginal social}$

$CMgP = \text{custo marginal privado}$

$CMgE = \text{custo marginal externo}$

$t^* = \text{taxa ótima pigouviana}$

Além disso, como o preço é definido no ponto em que CMgS e BMg são iguais, pode-se dizer que o nível de preços (p) será dado por:

$$P = BMg = CMgS$$

$$P = CMgP + t^*$$

Segundo Pearce e Turner (1990), uma grande dificuldade encontrada neste tipo de solução é a definição do nível socialmente ótimo de poluição. Para encontrar este nível, devem ser considerados todos os custos e benefícios decorrentes da redução da poluição (derivados das *políticas de “comando e controle”*).

A subseção a seguir apresentará os resultados comparativos, quando aplicados instrumentos econômicos (ex: taxas) e/ou de comando e controle (ex: padrões).

1.4.1 Taxas ‘*versus*’ Padrões de poluição

As taxas e os padrões são os principais instrumentos das distintas tipologias de instrumentos ambientais – quais sejam: instrumentos econômicos e de comando e controle. Por vezes contrapostos, tais instrumentos disputam espaço nas políticas ambientais, tendo em vista suas vantagens e desvantagens relativas. Essa seção discutirá a prevalência, em distintas situações, de cada um desses dois tipos de instrumento.

A Figura 1.9 representa o equilíbrio privado, o equilíbrio social e a internalização dos custos de poluição através da taxa pigouviana e do padrão de emissões de poluentes. Por hipótese simplificadora, a função CMgA (abatimento ou despoluição) é linear, como em outras figuras já apresentadas neste capítulo (DUARTE, 2008).

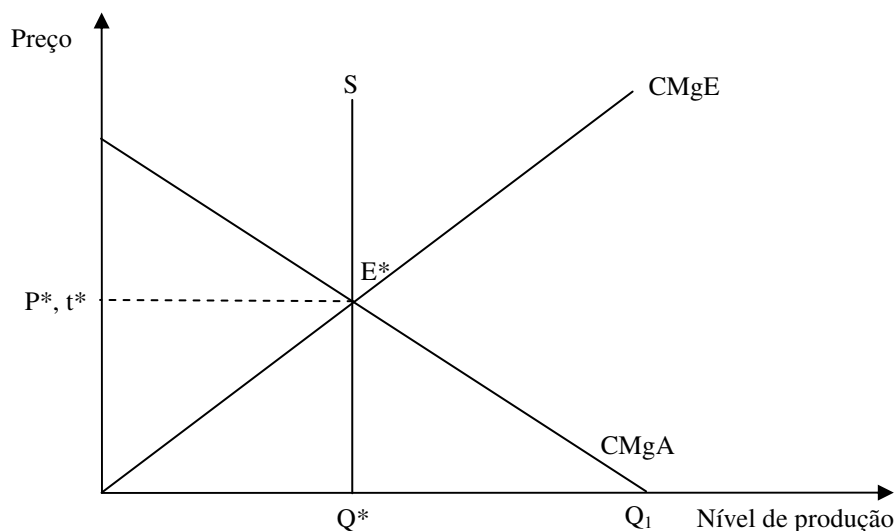


Figura 1.9: Equivalência entre taxa pigouviana e padrão de emissão

Em um mercado não regulado, o nível de poluição de equilíbrio é Q_1 , o qual corresponde a CMgA nulos. Com regulação, contudo, o nível ótimo de poluição Q^* pode ser alcançado por meio de uma taxa sobre emissões ou por meio da fixação de um

padrão de emissões. Se o instrumento utilizado for o padrão, o produtor tem interesse em cumprí-la, senão pagará a multa, P^* . O nível ótimo é também atingido se o instrumento utilizado for a taxa pigouviana. Para o nível da taxa t^* , o nível ótimo de poluição é Q^* . É importante realçar que o nível ótimo de poluição é positivo e corresponde à igualdade entre o CMgA e o CMgE (DUARTE, 2008).

Contudo, e como será visto a seguir, comparando-se o uso de *taxas* e *padrões*, observa-se que as vantagens e desvantagens de cada sistema dependem do volume de informações disponíveis aos responsáveis pela formulação de políticas, bem como do custo real para controlar as emissões. Por simplificação, supõe-se que o órgão regulador define a mesma taxa ou o mesmo padrão para todas as empresas.

Quando as taxas são mais adequadas

Considere duas empresas que estejam localizadas próximas uma da outra, de tal modo que o custo social de suas emissões seja o mesmo, independentemente de qual empresa reduza suas emissões. Entretanto, como as duas possuem diferentes processos produtivos e custos distintos de redução de emissões, suas respectivas curvas de CMgA não são iguais (PYNDICK e RUBINFELD, 2006).

A Figura 1.10 mostra porque, neste caso, as taxas tornam-se preferíveis aos padrões. CMgA₁ e CMgA₂ são, respectivamente, as curvas de redução de emissão das duas empresas. Cada empresa gera, inicialmente, 14 unidades de emissão de poluentes (PYNDICK e RUBINFELD, 2006).

Supondo que se esteja interessado em reduzir em 14 unidades as emissões totais, observa-se que a maneira mais barata é fazer com que a Empresa 1 reduza suas emissões em 8 unidades e a Empresa 2, em 6 unidades. Com essas medidas, as duas empresas possuem custos de redução de \$3,00 (PYNDICK e RUBINFELD, 2006).

Contudo, caso o órgão regulador exigisse que ambas as empresas reduzissem 7 unidades, o CMgA₂ (da Empresa 2) aumentaria de \$3,00 para \$3,75, enquanto que o CMgA₁ (da Empresa 1) diminuiria de \$3,00 para \$2,50. Isso não seria uma minimização de custos, pois a segunda empresa conseguiria reduzir suas emissões de forma menos dispendiosa do que a primeira. Somente quando o CMgA for igual para as duas empresas é que as emissões serão reduzidas em 14 unidades com o mínimo custo (PYNDICK e RUBINFELD, 2006).

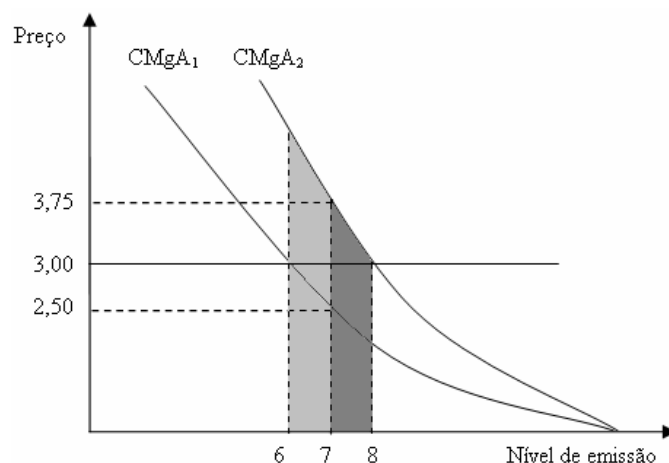


Figura 1.10: Quando as taxas são mais adequadas do que os padrões

Assim, fica fácil entender porque uma taxa de \$3 para emissões seria preferível a um padrão de 7 unidades. Diante da taxa de \$3, a Empresa 2 reduziria suas emissões em 6 unidades, e a Empresa 1, em 8 unidades, o que é um resultado eficiente. Por outro lado, sob o padrão de emissões, a Empresa 2 incorreria em custos adicionais de redução, representados pela área situada entre 7 e 8 unidades (área hachurada mais escura). No entanto, a Empresa 1 teria CMgA menores, representados pela área entre 6 e 7 unidades (área hachurada mais clara). Fica claro que o acréscimo nos CMgA da Empresa 2 é maior do que a diminuição nos custos da Empresa 1. Portanto, a taxa para emissão de poluentes alcança o mesmo nível de emissões por um custo mais baixo do que o padrão de emissão igual para todas as empresas (PYNDICK e RUBINFELD, 2006).

Em geral, as taxas são preferíveis aos padrões por diversos motivos. O primeiro deles é que, enquanto os padrões precisam ser fixados de modo igual para todas as empresas, as taxas alcançam a mesma redução de emissões com custos mais baixos. A segunda razão é que as taxas estimulam fortemente as empresas a instalar novos equipamentos que permitam reduzir, ainda mais, seus níveis de poluição. Se os equipamentos forem relativamente baratos, a empresa deve instalá-los, pois reduzirão o custo que terá para satisfazer o padrão. (PYNDICK e RUBINFELD, 2006).

Quando os padrões são mais adequados

A Figura 1.11, a seguir, representa a situação em que os padrões são mais apropriados do que as taxas. Enquanto a curva de CMgS é bastante inclinada, a curva de CMgA é relativamente plana, de tal modo que a taxa eficiente é \$8. Contudo, suponha que em razão de informações limitadas, seja decidido cobrar uma taxa de \$7 (o que corresponde a 12,5% de redução). Em virtude de a curva de CMgA ser menos inclinada,

as emissões da empresa aumentarão de 8 unidades (no ponto ótimo) para 11 unidades (no ponto ineficiente). Esse aumento diminui de alguma maneira os custos de redução da empresa, mas, como a curva de CMgS possui inclinação muito acentuada, haverá substanciais custos sociais adicionais. A diferença entre o aumento dos custos sociais e os custos de redução de emissões é representada por toda a área do triângulo *ABC* (área hachurada) (PYNDICK e RUBINFELD, 2006).

Entretanto, se um erro comparável ocorresse na determinação de um padrão, o resultado final seria diferente. O padrão eficiente sendo de 8 unidades emitidas, suponha que ele fosse ampliado em 12,5%, passando de 8 para 9 unidades. Da mesma maneira que antes, essa mudança resultaria em um aumento substancial dos custos sociais, bem como um decréscimo nos custos de redução. Contudo, o aumento líquido dos custos sociais, representado pelo triângulo *ADE*, é substancialmente menor do que antes (PYNDICK e RUBINFELD, 2006).

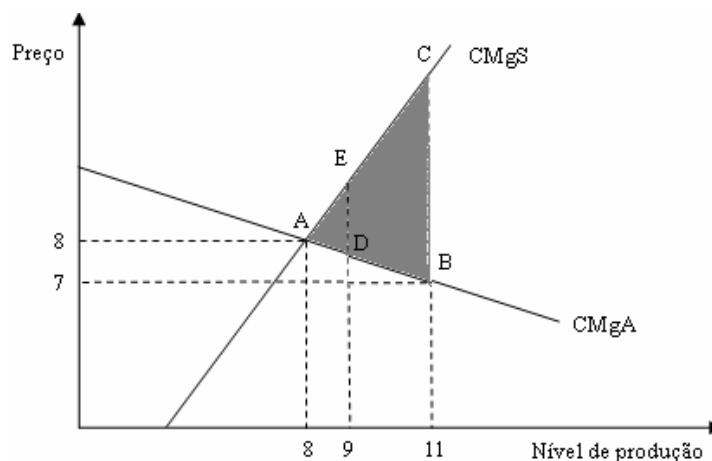


Figura 1.11: Quando os padrões são mais adequados do que as taxas

Esse exemplo ilustra a diferença entre padrões e taxas. Quando a curva do CMgS for relativamente inclinada e a curva de CMgA de emissões, relativamente plana, o custo da não-redução das emissões se eleva. Nesses casos, um padrão é preferível a uma taxa (PYNDICK e RUBINFELD, 2006).

Com informações incompletas, os padrões oferecem maior grau de certeza a respeito dos níveis de emissão de poluentes, porém apresentam um maior grau de incerteza em relação aos custos de redução. Por outro lado, as taxas oferecem certeza a respeito dos custos de redução, mas deixam incerteza em relação aos níveis de redução de emissão de poluentes que serão obtidos. Portanto, a preferência entre as duas políticas dependerá da natureza da incerteza e dos formatos das curvas de custos (PYNDICK e RUBINFELD, 2006).

Considere agora que existe incerteza sobre a função CMgE da poluição e admita que os custos estejam sobreestimados de tal forma que qualquer que seja o nível de poluição aqueles custos são sempre superiores aos custos verdadeiros. Assim, como a taxa pigouviana (t^*) é equivalente ao CMgE e o nível ótimo de poluição está associado à igualdade entre o CMgA e o CMgE de poluição, a taxa t^* será elevada relativamente ao nível ótimo por conta do CMgE sobreestimado. Nestas condições, o nível de abatimento exigido ao produtor é excessivo e o prejuízo social associado será suportado pelo produtor. Resultado contrário será obtido se os formuladores de política subestimarem os CMgE. O nível de abatimento exigido ao produtor será, neste caso, insuficiente, e o prejuízo social será suportado por todos aqueles que sofrem os danos da poluição.

Tal como afirmam os economistas neoclássicos que aceitam sistemas mistos taxa-padrão como opção de política ambiental, “a taxa é o meio mais eficaz de atingir um padrão previamente estabelecido” (ALMEIDA, 1998). Isso significa que a taxa deixa de ter seu valor determinado pelo dano marginal causado, podendo assumir distintas bases de cálculo, podendo ser, por exemplo, taxas cobradas proporcionalmente às emissões de poluentes.

Assim, abandona-se a idéia da taxa pigouviana ótima e passa-se a descrever os vários tipos de taxas que podem ser aplicadas na área ambiental, com distintas bases de cálculo, algumas já razoavelmente difundidas em países avançados (ALMEIDA, 1998). De acordo com a Agência Européia de Ambiente (EEA, 1996 *apud* ANTUNES, 2002) existem três tipos de taxas quanto ao objetivo:

- a) **Taxas sobre efluentes (relacionadas a fins específicos):** correspondem à primeira categoria de taxas ambientais, que têm sido aplicadas, sobretudo, desde o início dos anos 70, mantendo atualmente um elevado nível de utilização. O seu objetivo é, essencialmente, o de gerar os meios financeiros para a construção, operação e manutenção de infra-estruturas ambientais através da geração de receitas. A cobrança é por unidade de lançamento de determinados poluentes no meio (água, ar, solo). Consiste em um tratamento caso a caso, mas não diferencia as fontes poluidoras de acordo com os seus respectivos danos ambientais e sim pela quantidade e/ou qualidade dos poluentes lançados. Nesse sentido, não exerce estímulos à realocação espacial de atividades poluidoras, uma vez que a taxa paga por lançamento

de poluente é a mesma, quer a fonte se localize num grande centro industrial (altamente poluído) ou numa região cujo meio ambiente apresente uma maior capacidade de absorção;

- b) **Taxas (de incentivo) sobre usuário:** esta categoria de taxas apareceu, essencialmente, nos anos 80, tendo como objetivo incentivar a alteração de comportamentos nos agentes econômicos, no sentido de diminuir o dano ambiental. Para ser eficaz, o valor da taxa deve ser fixado tendo em vista o dano ambiental, bem como a estrutura de custos de controle / cumprimento dos agentes. Além disso, o valor da taxa tem de ser elevado para ter incentivo econômico, permitindo, assim, obter bons resultados de eficácia ambiental. Em geral, são tarifas cobradas uniformemente ou diferenciadas de acordo com a quantidade de efluente tratado;
- c) **Taxas fiscais:** estas taxas correspondem à terceira geração de taxas ambientais e aparecem nos anos 90, sobretudo no âmbito de propostas de reforma fiscal ecológica. Caracterizam-se essencialmente por estarem integradas no sistema fiscal, gerando, por essa razão, receitas fiscais. Incidem sobre o preço de produtos que geram poluição no momento da sua produção e/ou consumo, para os quais tenha sido implementado um sistema de remoção. Podem ser baseadas em especificações do produto (exemplo: sobre o conteúdo de enxofre em óleos minerais) ou no produto como um todo (sobre o óleo mineral). Esse tipo de taxa será amplamente discutido no segundo capítulo, pelo exemplo da taxa de carbono sobre a emissão de carbono de combustíveis fósseis..

Por fim, como os instrumentos de mercado têm normalmente que coexistir com instrumentos regulamentares, também se torna essencial uma boa articulação. Deste modo, por exemplo, os ganhos de eficiência dos instrumentos econômicos podem ser associados à capacidade de garantir objetivos mínimos de eficácia ambiental por parte dos instrumentos de comando e controle. Como observa Pearce e Turner (1990), o ideal é uma política que mescle a imposição de taxas e padrões. Os padrões são essenciais para que se garanta o alcance das metas ambientais, enquanto que as taxas garantem que os ajustes do nível da produção possam ser feitos com maior eficiência econômica (pois as taxas são soluções de menor custo do que os padrões).

1.5 SUBSÍDIOS

De acordo com Almeida (1998), “subsídio” é a denominação genérica para várias formas de assistência financeira cujo objetivo é incentivar os poluidores a reduzir os níveis de poluição. Os principais tipos de subsídios são:

- a) *Subvenções*: formas de assistência financeira não-reembolsáveis oferecidas para poluidores que se prontifiquem a implementar medidas para reduzir seus níveis de poluição;
- b) *Empréstimos subsidiados*: empréstimos a taxas de juros abaixo das de mercado oferecidos a poluidores que adotem medidas anti-poluição;
- c) *Incentivos fiscais*: depreciação acelerada ou outras formas de isenção ou abatimentos de impostos em caso de serem adotadas medidas anti-poluição.

Os subsídios acima são, sem exceção, oferecidos pelo governo aos agentes econômicos que adotem medidas de redução da degradação ambiental. Assim, os subsídios utilizados em política ambiental devem incentivar os produtores a investirem equipamentos e tecnologias que aumentem o nível de abatimento. Dessa forma, a análise da política ambiental baseada em subsídios é, em parte, semelhante à política baseada em taxas, visto que também oferece incentivos para que as firmas reduzam a quantidade de emissões. Contudo, existe uma diferença fundamental entre estes dois instrumentos referente ao seu impacto sobre os lucros das firmas e conseqüentemente sobre suas decisões de entrada e saída do mercado: enquanto os impostos desestimulam o aumento da produção, os subsídios podem estimular (PEARCE e TURNER, 1990).

Assim, com a presença de subsídios para o controle da poluição, mesmo que cada firma tenha um nível de emissões inferior ao que teria sem este incentivo, existe a possibilidade de que o volume total de emissões eventualmente cresça devido ao maior número de firmas desejosas de entrar neste mercado, interessadas em tirar vantagem dos subsídios concedidos. Isto mostra o efeito perverso dos subsídios, uma vez que deturpam a percepção do produtor quanto ao seu custo real de produção e poluição (PEARCE e TURNER, 1990).

No gráfico apresentado na Figura 1.12, o intervalo CB representa a diferença entre o benefício marginal social e o benefício marginal privado. Ao subsidiar esta atividade geradora de externalidades positivas, o governo está pagando esta diferença, e

a quantidade produzida Q^* será então a quantidade socialmente eficiente (SANTOS, 2005).

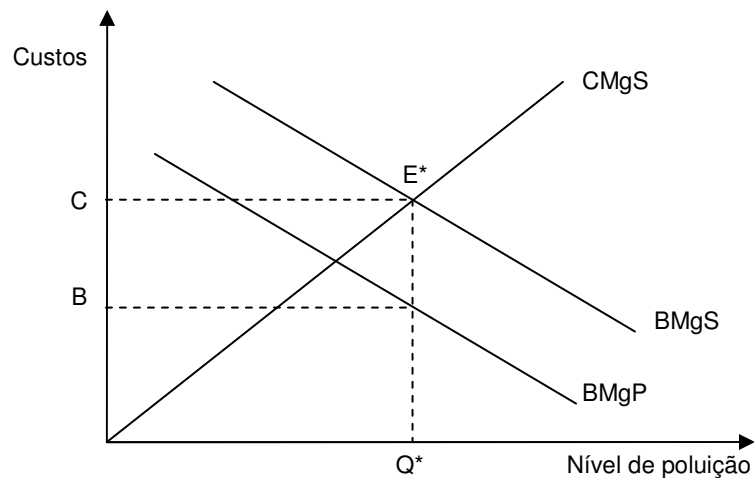


Figura 1.12: Alocação eficiente de recursos através de subsídios

Onde:

E^* = Ponto de eficiência ($CMgS = BMgS$)

Q^* = Nível de produção socialmente ótimo

CB = Subsídio por unidade produzida

1.6 PERMISSÕES OU DIREITOS DE POLUIÇÃO

Segundo Pearce e Turner (1990), a idéia das permissões ou direitos de poluição foi introduzida através do economista canadense John Dales (1968), com o objetivo de reduzir os custos econômicos de controle da poluição. Tal como a política de padrões, a autoridade reguladora permite apenas certo nível de emissão de poluentes e de certificados de emissões. O mercado de certificados negociáveis pode ser aplicado como uma alternativa ao uso de taxas sobre emissões, para isso, o governo deve definir o nível aceitável de poluição e então emitir os certificados (SANTOS, 2005).

Com este tipo de instrumento realiza-se o controle simultaneamente pela quantidade e pelo preço, permitindo agregar algumas vantagens já referidas para os instrumentos de comando e controle (ex. eficácia ambiental) com vantagens de outros instrumentos econômicos como as taxas ambientais (ex. eficiência econômica) (ANTUNES, 2002).

Sob este sistema, cada empresa deve receber uma permissão para emitir poluentes. Cada permissão especifica, com exatidão, a quantidade de poluentes que a

empresa pode emitir. Qualquer empresa que faça emissões de poluentes e não possua a permissão adequada torna-se sujeita a substanciais multas. As permissões são distribuídas entre as empresas de modo que se estabeleça um nível máximo específico de poluentes. Essas permissões são negociadas entre as empresas que emitem poluentes, isto é, podem ser compradas e vendidas (PINDYCK e RUBINFELD, 2006).

De acordo com Pearce e Turner (1990) existem seis atrativos principais para negociação de certificados: minimização de custos, novos entrantes, oportunidades para não-poluidores, inflação e ajuste de custos, dimensão espacial e “trancamento” (*lock-in*) tecnológico.

A aplicação de mercados de direitos transacionáveis para o controle de poluição exige a realização seqüencial de diversas fases: a definição do objetivo de controle, a aferição inicial dos direitos e a organização do mercado, incluindo os aspectos operacionais essenciais ao seu funcionamento, tal como abordados nas subseções a seguir (ANTUNES, 2002):

1.6.1 Definição de um critério para a distribuição inicial dos direitos entre os agentes.

Em termos gerais, considera-se que a distribuição do número e tipo de direitos que a autoridade ambiental decidiu disponibilizar pode ser realizada por distribuição gratuita (*grandfathering*), venda, leilão, ou através de uma combinação de várias destas opções (ANTUNES, 2002; BURTRAW, 1999).

A distribuição gratuita é normalmente favorecida do ponto de vista da aceitação política e por parte dos agentes, tendo a vantagem de ser o único sistema que assegura que as fontes não incorrem em custos mais elevados com o sistema de direitos transacionáveis do que com a abordagem de comando e controle equivalente.

Contudo, é de se esperar que, na prática, os sistemas evoluam gradualmente da distribuição gratuita, numa primeira fase, para a venda e leilão, e que apresentem numa forma final uma solução mista (BURTRAW, 1999)²⁶. A venda e, sobretudo, o leilão permitem dar um sinal de preço e aproximar a alocação inicial dos direitos à correspondente solução de custo-eficácia. No caso do leilão há ainda a vantagem

²⁶ No original: “Recognizing that there may political obstacles to a revenue- raising carbon policy, a hybrid system involving an auction of some portion of the permits and grandfathering the remaining may be a useful compromise” (BURTRAW, 1999).

adicional, em relação à venda, do preço ser desde logo colocado pelo próprio mercado e não pela autoridade ambiental.

Ainda, critérios de equidade e de garantia de criação de um mercado concorrencial são os principais argumentos para defender os sistemas mistos, em que há lugar a pelo menos uma parcela de alocação gratuita, de acordo com critérios transparentes e objetivos. Além disso, o leilão ou a imposição de uma taxa de venda podem colocar uma carga financeira pesada nas fontes, muitas vezes até superior aos custos de controle (TIETENBERG, 1998). Desta situação pode resultar a oposição dos agentes a este sistema, a menos que as receitas do leilão (ou taxa) sejam, de alguma forma, restituídas ou redistribuídas.

Saliente-se por último, que os direitos não têm necessariamente que ser todos atribuídos aos poluidores, podendo sê-lo igualmente às vítimas, associações de defesa do ambiente, ou mesmo ficarem parcial e temporariamente cativos no regulador, dependendo desta decisão, em grande parte, a distribuição final de custos e benefícios entre vítimas e poluidores.

1.6.2 Criação do mercado

Permite que os agentes transacionem entre si os direitos que possuem, de acordo com as regras de troca definidas, que contemplam os objetivos de qualidade ambiental adotados. Como os direitos distribuídos são em número escasso para as necessidades (caso contrário não teriam efeito como instrumento de política ambiental), cria-se um incentivo à troca.

Compreende instrumentos que têm a capacidade de criar (artificialmente) um “mercado para poluição”, uma vez que permitem aos agentes comprar ou vender direitos (cotas) de poluição de fato ou potencial; transferir riscos associados a danos ambientais para terceiros; e vender refugos/resíduos do processo de fabricação. São eles (ALMEIDA, 1998):

a) *Licenças de poluição negociáveis:*

Recebem outras denominações como direitos de poluição e créditos de redução de emissão (CRE, *REC em inglês*). Tem-se preferido esta última pra evitar a insinuação de que as pessoas possam adquirir direitos a poluir – o que certamente enfurece os grupos ambientalistas.

Este é um instrumento que atua via quantidade e não via preço (custo) de poluição, contornando uma grande dificuldade das “taxas verdes” que é justamente determinar e manter a taxa ao nível ótimo. Opera da seguinte forma: o governo predetermina o nível máximo de poluição agregado permitido e divide esse total em cotas que assumem a forma jurídica de licenças alocadas ou leiloadas entre os agentes envolvidos. Para que o mecanismo seja eficiente, estes não apenas podem como devem comercializar suas licenças. Nesse caso, as companhias optam pelo que é mais vantajoso em termos de custo: despoluir e vender [as licenças], ou continuar sujando e comprando créditos (ALMEIDA, 1998).

Há várias formas de regulamentar a comercialização das licenças de poluição:

- Política de compensação (*offset policy*): em áreas consideradas “sujas” (aquelas onde a qualidade do ar não atende aos padrões ambientais) admite-se a entrada de novas empresas poluidoras ou expansão das antigas desde que adquiram CRE de empresas já existentes na área. Ou seja, ao invés de impor uma lei de zoneamento rígida, barrando a expansão de atividades na área, permite-se o ingresso de novas empresas, uma vez que não seja prejudicada a qualidade ambiental local;
- Política de bolha (*bubble policy*): recebe essa denominação porque trata múltiplos pontos de emissão (que lançam o mesmo poluente) de uma planta poluidora existente em determinada área como se estivesse envoltos numa bolha. O que se controla é o total de emissões de cada poluente (dióxido de enxofre, por exemplo) lançado pela bolha. Enquanto esse total estiver abaixo (em muitos casos exige-se que esteja 20% abaixo) do total permitido – que resulta da somatória dos padrões de emissões de todos os pontos de descarga da bolha –, alguns pontos de descarga podem não estar atingindo o padrão fixado, mas são compensados por CRE de outros pontos mais “limpos” que melhor lhes convier, desde que cumprido o padrão de emissão total da bolha;
- Política de rede ou emissão líquida (*netting policy*): permite a empresas já existentes – que queiram promover alguma reestruturação ou expansão – escapar dos controles mais rigorosos que incidem sobre novas fontes de poluição, desde que o aumento líquido das emissões (podendo descontar os CRE obtidos em outros pontos da planta) esteja abaixo de um teto

estabelecido. Esta política propriamente mais alivia o agente poluidor de uma regulamentação do que exerce efeitos regulatórios;

- Câmara de compensação de emissões (*emissions banking*): permite às empresas estocar CRE para subsequente uso nas políticas de *offset*, *bubble*, *netting* ou vendê-los para terceiros.

b) Seguro ambiental obrigatório:

Criação de um mercado no qual os risco de penalidades (multas, indenizações) por danos ambientais são transferidos para as companhias de seguro. Os prêmios refletiriam os prováveis riscos ambientais da atividade *vis-à-vis* os controles de poluição necessários. A busca de prêmios mais baixos atua como um incentivo para o agente poluidor reestruturar sua atividade a fim de torná-la menos ofensiva ao meio ambiente.

c) Sustentação de mercados:

Manutenção e/ou criação pelo governo de mercados para resíduos industriais – potencialmente rentáveis, que podem ser reciclados a baixo custo ou diretamente reutilizados – por intermédio de: preço mínimo garantido (pelo governo) ou subsídios no caso de o preço de mercado ficar abaixo de certo valor.

Como destacado por Antunes (2002), o mercado de certificados negociáveis de poluição surge porque os poluidores possuem diferentes custos de abatimento. Como visto na subseção 1.4.1, para aqueles cujos CMgA são elevados, haverá interesse em comprar títulos daqueles que têm interesse em vendê-los, cujos CMgA são, relativamente, mais baixos.

Para entender seu funcionamento, suponha que as empresas 1 e 2, da Figura 1.13, recebessem permissões para emitir até 7 unidades. A Empresa 2, defrontando-se com um CMgA₂ relativamente alto, estaria disposta a pagar até \$3,75 para adquirir uma permissão para uma unidade de emissão. Todavia, o valor de tal permissão é de apenas \$2,50 para a Empresa 1. Portanto, a Empresa 1 poderia vender sua permissão para a Empresa 2 por um preço entre \$2,50 e \$3,75 (PINDYCK e RUBINFELD, 2006).

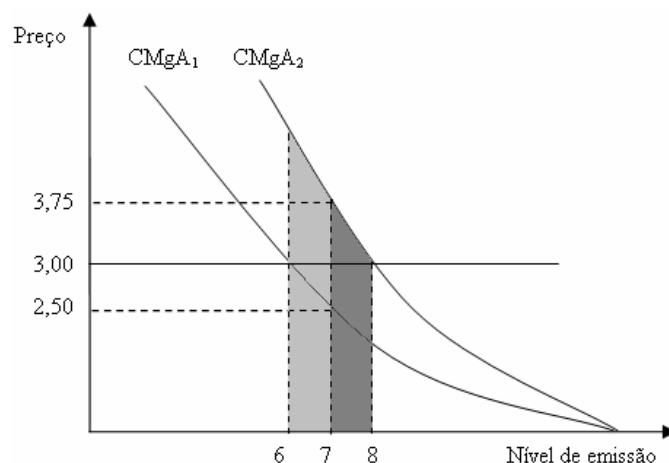


Figura 1.13: Taxas e permissões de emissões

Se houver quantidades suficientes de empresas e permissões, será desenvolvido um mercado competitivo para essas permissões. No equilíbrio desse mercado, o preço de uma permissão é igual ao CMgA para todas as empresas; de outro modo, elas poderiam achar mais conveniente adquirir mais permissões. O nível de emissões permitido pelo governo será atingido ao mínimo custo. As empresas com curvas relativamente baixas de CMgA procurarão reduzir ao máximo suas respectivas emissões, enquanto aquelas com curvas relativamente altas de CMgA procurarão adquirir mais permissões e reduzirão menos suas emissões de poluentes (PINDYCK e RUBINFELD, 2006).

A oportunidade criada para os não-poluidores não é, a princípio, um objetivo do mercado de certificados negociáveis, mas, apesar disso, constitui uma característica deste sistema. Dado que o mercado de compra e venda de certificados é aberto a qualquer agente que queira comprá-los ou vendê-los, grupos de conservação ambiental podem comprar certificados apenas para retirá-los do mercado e reduzir o nível de poluição existente. Mesmo revelando uma preferência de mercado pelo controle da poluição, esta solução pode ser anulada pela autoridade ambiental, que pode decidir que o nível de poluição deve ser mais alto e elevá-lo através da emissão de novos certificados. Na prática, os grupos ambientais poderiam fazer *lobby* para que o Governo emitisse apenas um pequeno número de certificados, assim o nível de qualidade ambiental não seria enfraquecido (PEARCE e TURNER, 1990).

Uma importante característica dos certificados negociáveis é evitar alguns problemas das taxas sobre emissões, tais como o ajuste de custos e efeito da inflação sobre seu valor. O ajuste de custos é necessário para que a taxa acompanhe a entrada e

saída de competidores no mercado. Além disso, na presença de inflação, o valor real das taxas muda constantemente e tem efeitos sobre sua eficácia (SANTOS, 2005).

Teoricamente, quando a dimensão do mercado é suficiente, a informação existente é adequada e todos os agentes têm comportamento de tomadores de preço, o custo marginal de todos os agentes iguala-se ao preço de equilíbrio obtido no mercado, que tende a aproximar-se da solução de eficiência. Desta forma, realiza-se, simultaneamente com o controle pela quantidade da primeira fase, um controle pelo preço, obtido automaticamente pelo funcionamento do mercado dos direitos transacionáveis, sem necessidade de o regulador colocar um preço na utilização do ambiente, como acontece nas taxas ambientais.

Em um mercado competitivo é, ainda, possível provar teoricamente que a solução eficiente pode ser obtida independentemente da aferição inicial dos direitos (que pode corresponder a uma solução politicamente aceitável) e do conhecimento pela entidade gestora dos custos de controle de poluição dos vários agentes econômicos. A agência gestora do programa apenas tem que organizar o mercado.

Contudo, para mercados maiores, com dimensão suficiente para justificar a presença de agentes de intermediação/corretagem, a atuação da agência gestora facilita a relação entre compradores e vendedores e diminui os custos de transação no mercado.

Como observam Pearce e Turner (1990), a autoridade ambiental também tem o papel de regular o tamanho do mercado. A entrada de novas firmas no mercado automaticamente elevaria o nível de poluição. Entretanto, se a autoridade ambiental desejar manter o mesmo nível de poluição existente, pode simplesmente manter o mesmo nível de oferta de certificados.

Agindo deste modo, os novos entrantes terão que comprar certificados (no caso de possuírem um CMgA elevado), ou investir em equipamentos de controle da poluição. Seguindo este raciocínio, a autoridade ambiental pode também relaxar ou restringir o controle do nível de emissões através da emissão ou retirada de certificados do mercado (SANTOS, 2005).

Uma das vantagens do sistema de certificados negociáveis sobre as taxas diz respeito ao “trancamento” tecnológico. As tecnologias que normalmente se tornam *lock-in* são aquelas de controle da poluição (*end-of-pipe*), diferentemente das tecnologias de processos mais limpos. Para que ajustes nas taxas surtam efeito, devem ser comunicados com antecedência e baseados na garantia de que estas se manterão estáveis no curto e médio prazo. Além disso, as taxas podem também subestimar os custos de

abatimento, levando os poluidores a preferir pagar a taxa ao invés de investir em equipamentos de abatimento de poluição. De um modo geral estes problemas são evitados por um sistema de certificados negociáveis. Isto porque os certificados são emitidos em quantidades iguais ao padrão requerido, e são os seus preços que se ajustam (PEARCE e TURNER, 1990).

De acordo com Duarte (2008), em um contexto de plena informação sobre a curva do CMgA, a taxa pigouviana é equivalente ao título de poluição em termos de aplicação do princípio o poluidor pagador (porém, não é equivalente em termos de redistribuição de rendimentos). No caso da taxa pigouviana, é fixada a taxa e há, em seguida, um ajustamento das quantidades. No caso do mercado de emissões a quantidade total de títulos é fixada e, depois, há um ajustamento de preços.

1.7 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DOS INSTRUMENTOS

Dada a natureza diversificada dos problemas ambientais e do contexto socioeconômico, não é possível identificar *a priori* um instrumento ótimo, que seja sempre superior aos restantes. Em cada situação há que escolher um (ou uma combinação) entre muitos instrumentos possíveis, de acordo com os critérios que se adotem para a sua seleção.

Em termos gerais, os critérios para a avaliação dos instrumentos de política ambiental devem traduzir os aspectos fundamentais de natureza estratégica consubstanciados em grandes princípios de orientação, bem como aspectos de natureza prática associados à implementação. De uma forma sintética, descrevem-se os principais critérios que se podem adotar (ANTUNES, 2002):

a) Eficácia ambiental: está relacionada com o impacto e desempenho ambiental de um instrumento, i.e., em que medida o instrumento contribui para o cumprimento dos objetivos de política (quando estes estão definidos) ou para a redução nas emissões (nos casos em que não está estabelecido um objetivo específico) (OCDE, 1997).

b) Eficiência econômica (estática): refere-se à maximização da diferença entre o dano ambiental evitado com a implementação de um determinado instrumento e os custos de controle de poluição. Contudo, os custos de cumprimento, para obter uma mesma meta

ambiental, são freqüentemente muito diferentes entre empresas, setores ou regiões. Torna-se assim fundamental encontrar instrumentos com a máxima eficiência.

c) Eficiência dinâmica/incentivo à inovação: é fundamental considerar a evolução temporal dos custos de cumprimento, bem como dos benefícios ambientais que daí resultam. A capacidade de obter soluções eficientes do ponto de vista dinâmico está relacionada com a magnitude do incentivo à inovação dado pelo instrumento.

d) Equidade/justiça e aceitação política: a distribuição de custos e benefícios entre os membros da sociedade deve ser uma preocupação fundamental na implementação da política ambiental. O seu sucesso depende da capacidade de envolvimento da opinião pública e da aceitação pelos agentes, o que por sua vez depende da sua justiça distributiva.

A aferição de custos e benefícios varia significativamente com o tipo de instrumento utilizado, estando dependente da definição e atribuição do *direito de propriedade* e da forma de atuação do instrumento. Por exemplo, um subsídio para a redução de emissões coloca o *direito* do lado do poluidor, freqüentemente com o argumento de proteger o crescimento econômico e garantir o emprego, enquanto uma taxa de emissão coloca o *direito* do lado das vítimas da poluição. Estes dois instrumentos, que no curto prazo podem ser igualmente eficientes, geram uma distribuição de rendimentos distinta e efeitos de longo prazo também diversos.

As condições de funcionamento dos mercados, principalmente o seu grau de competitividade e a elasticidade das curvas de oferta e demanda, são também determinantes da distribuição dos custos e benefícios.

e) Geração de receitas: a questão fundamental não é tanto avaliar a capacidade de gerar receitas em si mesma, mas antes associar essa capacidade à decisão de como alocar essas receitas, uma vez que a forma como estas são utilizadas tem profundas implicações na distribuição de rendimentos, sendo um aspecto essencial, principalmente no caso das taxas ambientais.

As receitas geradas podem ser consignadas ao financiamento de fundos ambientais ou a investimentos específicos, ou utilizadas para pagar os custos de operação e manutenção de determinadas infra-estruturas. Outra alternativa é considerar as receitas geradas como receitas fiscais, sendo depois alocadas de acordo com as prioridades definidas, mas sem que possa ocorrer uma prévia consignação. Por último,

as receitas geradas podem ser reembolsadas aos setores/agentes que para elas contribuíram, privilegiando o efeito de incentivo à inovação e à eficiência, a correção de efeitos indesejáveis na distribuição de rendimentos e aumentando a aceitação dos agentes.

f) Capacidade de cumprimento (*enforcement*): a capacidade de execução (*enforcement*) é essencial na cadeia de implementação da política ambiental, constituindo os custos de fiscalização e cumprimento uma parte significativa dos custos associados à aplicação de políticas ambientais. Assim, muitos aspectos devem ser considerados para assegurar a capacidade de execução: a) a capacidade de verificação das ações dos agentes e da qualidade ambiental; b) a regulamentação de leis; c) a aplicação de esquemas de penalidades que desestimulem comportamentos de não cumprimento; d) a disseminação de informação permitindo a participação dos cidadãos e incentivando o auto-controle.

g) Integração com outras políticas setoriais: a integração da política ambiental com outras políticas setoriais (ex. transportes, energia, agrícola, industrial) é um requisito básico para o seu sucesso. Por outro lado, uma política ambiental desintegrada e desenvolvida de uma forma setorial está condenada ao fracasso.

h) Efeitos induzidos na economia: a aplicação de instrumentos de política ambiental pode induzir diversos custos e benefícios econômicos, para além dos decorrentes diretamente dos custos de controle de poluição e de fiscalização e da melhoria da qualidade do ambiente. Estes efeitos induzidos podem incidir sobre diversos aspectos, nomeadamente: o nível de preços, a competitividade, os padrões de comércio, o emprego, a distribuição dos rendimentos, o crescimento económico e a taxa de inovação (OCDE, 1997).

i) Mudança de atitude (*soft effects*): a OCDE (1997) considera ainda relevantes um conjunto de efeitos agrupados na designação de “*soft effects*” que dizem respeito às mudanças de atitude e à maior conscientização ambiental dos agentes. Assim, por exemplo, uma taxa de valor reduzido imposta a um determinado bem, pode constituir um “sinal” alertando os consumidores sensibilizados para os seus custos ambientais, podendo induzir uma alteração de comportamento por esta via, mais do que pelo efeito direto de incentivo da taxa.

j) Outros critérios: um vasto conjunto de outros critérios de avaliação do desempenho dos instrumentos de política ambiental pode ainda ser considerado, tais como a sua flexibilidade, simplicidade, custos de transação, comportamento perante situações de incerteza, requisitos mínimos de informação e viabilidade administrativa. A relevância destes critérios em cada caso depende da especificidade do problema ambiental em causa.

Em suma, é clara a impossibilidade de escolher um instrumento que verifique todos os critérios, em qualquer situação. Assim, torna-se fundamental indicar, em cada caso, os critérios que se pretende privilegiar, estabelecendo prioridades, de modo a ser possível seleccionar o (pacote de) instrumento(s) mais adequado(s).

1.8 SÍNTESE

Buscou-se nesse primeiro capítulo apresentar as teorias económica e ambiental que fornecem a base conceitual para os instrumentos e políticas ambientais. Verifica-se que existe grande diversidade de instrumentos disponíveis, divididos entre instrumentos de comando e controle, económicos e de atuação voluntária. Dentre os instrumentos mais utilizados estão normas/padrões (instrumentos de comando e controle) e taxas/tarifas (instrumentos de mercado).

Embora a teoria económica favoreça a adoção de instrumentos económicos, (dadas as suas vantagens, sobretudo, em termos de eficiência estática e dinâmica), não existe um instrumento considerado ótimo em todas as circunstâncias. Como foi visto, os instrumentos de comando e controle garantem maior eficácia no atendimento às metas ambientais (como nível máximo permitido de emissões), a despeito de uma maior eficiência económica para o alcance de tal meta. Os instrumentos económicos, por sua vez, garantem maior eficiência económica ao permitir que os agentes ajustem seus níveis de poluição às suas diferentes estruturas de custo. Contudo, neste caso os limites máximos de poluição poderão não ser alcançados uma vez que o poluidor pode optar por poluir mais (mesmo que isso signifique maiores custos para ele).

Assim, a fim de exemplificar melhor os conceitos discutidos, o próximo capítulo aprofundará a questão específica dos instrumentos de mercado, tendo como pano de

fundo o estabelecimento de políticas ambientais e o Protocolo de Quioto. Será apresentado o *cap-and-trade*, como exemplo de mercado de transação de permissões de poluição; e a taxa de carbono, tal como uma taxa pigouviana, como um instrumento fisco-ambiental, alternativo ao mercado.

Pretende-se, assim, apresentar os dois instrumentos e discutir dois pontos fundamentais para se atingir as metas de redução dos GEE: i) aventar a possibilidade da incidência da taxa de carbono como um instrumento adequado para se atingir os objetivos das políticas climáticas; ii) discutir sobre os impactos distributivos (em termos de renda) sofridos por diferentes agentes com estruturas de custo, renda e despesas distintas.

2. O MERCADO E A TAXA DE CARBONO

Analizados os diversos instrumentos de política ambiental, no primeiro capítulo deste trabalho, este segundo capítulo visa tratar da questão específica das políticas ambientais voltadas para a mitigação da emissão de gases de efeito estufa, como medida para combater o aquecimento global.

Nesse sentido, serão apresentados os dois instrumentos econômicos mais discutidos: i) o *cap-and-trade*, como um mercado de troca de permissão de poluição; e, ii) a taxa de carbono, como uma taxa pigouviana, funcionando como um *imposto específico*²⁷ (adicionado sobre a quantidade) sobre o preço dos combustíveis fósseis²⁸. Espera-se, assim, apresentar os principais instrumentos ambientais que são bastante utilizados para mitigar os efeitos das mudanças climáticas.

Este capítulo se divide em cinco seções. Inicialmente, serão apresentados o Protocolo de Quioto e seus Mecanismos de Flexibilização. Em seguida, serão examinadas as principais características do Mercado Internacional de Carbono e da Taxa de Carbono. Por fim, apresentar-se-á uma síntese com as principais propostas e perspectivas para o pós-2012 (quando termina o período de vigência do Protocolo).

Pretende-se, assim, apresentar o pano de fundo do tema principal deste trabalho (a ser discutido no quinto capítulo), qual seja a possível incidência da taxa de carbono sobre os combustíveis fósseis automotivos, como um instrumento de política fisco-ambiental, e seus efeitos distributivos sobre a renda, no Brasil.

2.1 O PROTOCOLO DE QUIOTO

Na década de 1980, evidências científicas relacionando as emissões de gases de efeito estufa (GEE) provenientes das atividades humanas à mudança do clima global começaram a despertar a preocupação pública e inspiraram uma série de conferências

²⁷ Imposto sobre a quantidade é uma taxa cobrada para cada unidade vendida ou cobrada de um bem (ex: taxa de carbono). Pode ser expresso pela seguinte expressão: $P_D = P_S + t$ (VARIAN, 2003).

²⁸ A taxa de carbono é o principal instrumento alternativo ao mercado de carbono nas discussões Pós-2012 – ano que termina a vigência do Protocolo de Quioto (BODANSKY, 2007; RICH, 2004; BERNIER, 2007; VEHMAS et al, 1999; CARBON TAX CENTER, 2009).

internacionais que apelavam para a urgência de um tratado mundial para enfrentar o problema (CONVENÇÃO DO CLIMA, 1995).

A abordagem deste problema tem sido realizada, desde 1988, pelo Painel Intergovernamental sobre as Mudanças do Clima²⁹ (IPCC, sigla em inglês). O alarme dado pela comunidade científica levou a Assembléia Geral das Nações Unidas a estabelecer, em 1990, o Comitê Intergovernamental de Negociação para a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (CQNUMC).

Assim, de acordo com o objetivo declarado na Convenção do Clima (1995), para “alcançar (...) a estabilização das concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera num nível que impeça uma interferência antrópica perigosa no sistema climático”, várias políticas de mitigação desses gases vêm sendo discutidas em âmbito global. As principais propostas de mitigação incluem eficiência energética, tecnologias que emitem menos carbono (*carbon-saving technologies*) e substituição de combustíveis fósseis³⁰ (carvão, petróleo e gás natural) por combustíveis não-fósseis, como os renováveis³¹.

Os GEE emitidos em razão das atividades do homem decorrem principalmente da queima de combustíveis fósseis em usinas termoeletricas, indústrias, veículos em circulação e sistemas domésticos de aquecimento, além de atividades agro-pastoris, lixões e aterros sanitários (LOPES, 2002).

A partir da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente, realizada no Rio de Janeiro, em 1992, os países foram divididos em dois grupos distintos: países que constavam no Anexo I³² do texto da Convenção-Quadro, e países que não estavam listados no Anexo I (países “Não-Anexo I”). Essa Convenção criou a Conferência das Partes (COP) – corpo administrativo responsável por tomar as decisões necessárias para promover a implementação efetiva da Convenção (GODOY e PRADO Jr, 2008).

Na tentativa de definir diretrizes claras e objetivas para a redução das emissões de GEE, realizou-se a 3ª Conferência das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima, na

²⁹ O IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) é um grupo criado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e pela *World Meteorological Organization* (WMO) em 1988 para o fornecimento de informações relevantes que levem ao entendimento das bases científicas do risco da ação humana sobre as mudanças climáticas.

³⁰ Estes levam milhões de anos para se formar e são chamados de não-renováveis, exatamente por que não fecham seu “ciclo” de carbono em prazos compatíveis com as necessidades humanas e com o equilíbrio ambiental do planeta (FONTENELE et al, 2008).

³¹ A Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (UNFCCC) fixava como meta “estabilizar as concentrações de gás de efeito estufa na atmosfera”, mas sem indicar os meios para isso, nem objetivos precisos. Essa fase operacional teve prosseguimento em um tratado, o Protocolo de Quioto, cujas primeiras negociações começaram em dezembro de 1997 (BERNIER, 2007).

³² Fazem parte desta lista os países da Comunidade Européia, os países industrializados que eram membros da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) em 1992, países industrializados do leste europeu e da antiga União Soviética.

cidade de Quioto, no Japão. Nesta Conferência, os países industrializados decidiram adotar um protocolo a fim de reduzirem, entre os anos de 2008 a 2012, suas emissões combinadas de GEE em, pelo menos, 5% em relação aos níveis de 1990 (ONU, 2008)³³.

A Tabela 2.1, a seguir, mostra a meta de emissão de CO₂e, relativo ao nível de 1990, que cada país pode praticar, entre 2008 e 2012.

Tabela 2.1: Metas Percentuais de Emissão de CO₂e (2008 – 2012), base 1990 = 100

País	Meta %	País	Meta%
Alemanha	92	Islândia	110
Austrália	108	Itália	92
Áustria	92	Japão	94
Bélgica	92	Letônia	92
Bulgária	92	Liechtenstein	92
Canadá	94	Lituânia	92
Comunidade Européia	92	Luxemburgo	92
Croácia	95	Lituânia	92
Dinamarca	92	Noruega	101
Eslováquia	92	Nova Zelândia	100
Eslovênia	92	Polônia	94
Espanha	92	Portugal	92
Estônia	92	Reino Unido	92
EUA	93	República Tcheca	92
Finlândia	92	Romênia	92
França	92	Rússia	100
Grécia	92	Suécia	92
Holanda	92	Suíça	92
Hungria	94	Ucrânia	100
Irlanda	92		

Fonte: ONU (2008).

Nota: Os países da União Européia têm metas específicas, mas, em seu conjunto, assumiram o compromisso de redução de 8% das emissões de GEE em relação a 1990.

De acordo com a Tabela 2.1, os países da União Européia podem emitir 92% de GEE, relativamente ao que emitiam em 1990 (ou seja, uma meta de 8% de redução das emissões), enquanto que a Islândia, por exemplo, pode aumentar o seu nível de emissão em cerca de 10%, relativamente ao que emitia em 1990 (ONU, 2008).

A fim de definir as modalidades e procedimentos dos Mecanismos Suplementares de Flexibilização previstos no Protocolo de Quioto, a sétima Conferência das Partes (COP-7) foi realizada no Marrocos, em 2001, onde foi celebrado o Acordo de

³³ O Protocolo de Quioto, entre março/98 e março/99, foi assinado por 84 países. Os 38 países industrializados (mais a UE) que aceitaram limitar as suas emissões de GEE, no período entre 2008 e 2012, integram o Anexo I do Protocolo³³. Em 16 de fevereiro de 2005 o tratado entrou em vigor, com a ratificação da Federação Russa, mas sem a participação dos Estados Unidos e da Austrália (ANTUNES, 2002; FONTENELE et al, 2008).

Marraqueche. Tais mecanismos oferecem diferentes oportunidades de medidas e projetos, principalmente aos países Anexo I, para alcançar as metas de redução de emissão de GEE (ONU, 2001). A seção 2.2 apresentará as principais características de cada um desses mecanismos.

2.2. MECANISMOS DE FLEXIBILIZAÇÃO DE QUIOTO

O Protocolo de Quioto consagra alguma flexibilidade na escolha da estratégia de atuação a ser adotada pelos países signatários. Para além do desenvolvimento de políticas, medidas e instrumentos nacionais, o Protocolo prevê três mecanismos (internacionais) adicionais para atingir o objetivo de redução das emissões de GEE: o Comércio de Emissões, a Implementação Conjunta e o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo. Esses três mecanismos possibilitam a criação e o desenvolvimento do mercado de carbono, funcionando como fundamental elo de ligação entre ofertantes e demandantes de créditos de carbono (ONU, 2001; GODOY e PRADO Jr, 2008).

2.2.1. Comércio de Emissões – CE

Este mecanismo baseia-se na transação internacional de direitos de emissão ou, tal como definido na letra do Protocolo, “unidades de quantidade atribuída” (em inglês, *assigned amount units, AAU*), entre os países que integram o Anexo I. Através do CE, cada país do Anexo I poderá converter a sua “quantidade atribuída” (QA) em direitos de emissão transacionáveis, que podem negociar entre si (ANTUNES, 2002).

Ao criar-se um mercado de direitos de emissão, incentiva-se a obtenção de uma solução eficiente, podendo, cada país, vir a alcançar ganhos através da transação. Conforme a análise teórica do capítulo 1 desta dissertação, serão compradores de direitos os países que tiverem um custo marginal de redução e controle das emissões de GEE superior ao preço de mercado dos direitos e vendedores os que tiverem um custo marginal de controle inferior a esse preço.

2.2.2. Implementação Conjunta – IC

Segundo o mecanismo de Implementação Conjunta – IC – (em inglês, *Joint Implementation*), proposto pelos Estados Unidos e constituído na COP-3, países pertencentes ao Anexo I podem transferir ou adquirir entre si “unidades de redução de emissões” (em inglês, *emission reduction units*: ERU) obtidas a partir de projetos de investimento realizados por países do Anexo I em outros países do Anexo I (ANTUNES, 2002).

Cada projeto gera ERU que poderão ser, posteriormente, utilizadas pelo país (empresa) investidor(a). Assim, as ERU adquiridas pelo país investidor serão adicionadas à sua quota de emissão e deduzidas da quota de emissão do país beneficiado pelo projeto (ANTUNES, 2002; CAMPOS, 2001).

2.2.3. Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL

O MDL foi criado a partir de uma proposta brasileira, que previa, originalmente, a adoção de um Fundo de Desenvolvimento Limpo que seria constituído pelo aporte financeiro de países emissores que não atingissem as suas metas de redução. Em 2001, na COP-7, a proposta do Fundo se transformou no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (ONU, 2002; SANTOS, 2005).

Este mecanismo baseia-se na transação de “reduções certificadas de emissão” (em inglês, *certified emission reductions*: CER) obtidas a partir de projetos de investimento realizados por países do Anexo I em países “não-Anexo I”. Trata-se de um mecanismo semelhante à IC e, como tal, também os CER gerados são adicionados às quotas do país investidor. Contudo, importa observar que o MDL é o único dentre os três mecanismos de flexibilização definidos pelo Protocolo de Quioto que permite a participação de países em desenvolvimento (ONU, 2002).

De acordo com Lopes (2002), o objetivo final de mitigação de GEE é atingido mediante investimentos em: tecnologias mais eficientes; fontes de energia renováveis; racionalização do uso da; energia; florestamento³⁴ e reflorestamento³⁵, entre outras.

³⁴ É a conversão, diretamente induzida pelo homem, de terreno que não foi floresta por um período de pelo menos 50 anos para floresta, através da plantação, sementeira, ou promoção induzida pelo homem de fontes naturais de sementes (KRUG, 2008).

³⁵ É a conversão, diretamente induzida pelo homem, de terreno não florestal para terreno florestal através da plantação, sementeira, ou promoção induzida pelo homem de fontes naturais de sementes, em terreno que foi floresta, mas que foi convertido para terreno não florestal. Para o primeiro período de compromisso, as

Para que os projetos se qualifiquem como atividades válidas no sentido da mitigação das emissões de GEE dentro do contexto do MDL, os seguintes requisitos devem ser observados: ser voluntário (com a aprovação de países não-Anexo I); promover o desenvolvimento sustentável (incluindo transferência de tecnologia); estar apto a demonstrar benefícios mensuráveis e de longo prazo em mudança do clima; e apresentar adicionalidade em relação à linha de base (MAROUN, 2008; MICHAELOWA, 2000; LOPES, 2002).

Apresentados os Mecanismos Suplementares de Flexibilização do Protocolo de Quioto, a seção 2.3 a seguir abordará, mais profundamente, os principais aspectos do mercado de carbono, como consequência da criação do comércio de redução de emissões.

2.3. O MERCADO DE CARBONO

O mercado de créditos de carbono é um típico exemplo de mercado de permissões (ou direitos) de poluição, como visto no capítulo anterior (na seção 1.6), e surgiu em decorrência dos limites impostos pelo Protocolo de Quioto aos países desenvolvidos na emissão de GEE. Este mercado, muitas vezes chamado de comércio de redução de emissões (no inglês, *cap-and-trade*), estimula a realização de atividades de projeto em locais (países) cujo custo marginal de abatimento (CMgA) seja relativamente mais baixo do que em outros locais (países) (DEL VIGNA, 2007; FONTENELE et al, 2008; BANCO MUNDIAL, 2009).

Neste mercado são feitas negociações de emissões sob o esquema de “limitar e negociar” (*cap-and-trade*) ou através de *créditos* que pagam ou compensam as reduções de GEE. A comissão que organiza o mercado primeiro fixa um *limite* sobre as emissões permitidas e, a seguir, distribui ou leiloa *licenças de emissões* que totalizam o limite. Observa-se que os esquemas de “limitar e negociar” podem ser obrigatórios ou voluntários (DOWDEY, 2008).

Como citado na seção 2.1, sob o Protocolo, membros do Anexo I receberam metas específicas de redução, contudo, o Protocolo não administra o modo como os membros devem reduzir estas emissões. Nesse contexto, o mercado de carbono se insere

atividades de reflorestamento se limitarão a reflorestamentos em terrenos que não continham floresta em 31 de dezembro de 1989 (KRUG, 2008).

como uma oportunidade para os países que possuem metas compulsórias de redução de emissão de GEE (DOWDEY, 2008).

Segundo Maroun (2008), um crédito de carbono equivale à redução de emissão para a atmosfera de uma tonelada de CO₂e, que é uma medida da redução de emissão de GEE em geral. Há diferentes créditos de carbono no mercado e cada um deles apresenta características próprias, como se observa a seguir:

- ***Reduções Certificadas de Emissões (RCE ou em inglês, Certified Emission Reductions - CER)*** – São os créditos do MDL. Os riscos relacionados às RCE tendem a zero quando o crédito de carbono já é uma RCE, isto é, a redução de emissão já aconteceu em um projeto registrado no Comitê Executivo do MDL.
- ***Emission Reduction Units (ERU)*** – São os créditos da IC. Observa-se, ainda, que este crédito é muito semelhante ao RCE, pois também é baseado em projetos de redução de emissão (entre países Anexo I).
- ***European Union Allowance (EUA)*** – São os crédito do Mercado Europeu de Emissões. Uma permissão (*allowance*) representa o direito de emitir uma tonelada de CO₂e. Inicialmente, essas permissões foram distribuídas gratuitamente (*grandfathering*) aos Estados Membros da União Européia³⁶.
- ***Verified Emission Reductions (VER)*** – Os VER são os créditos de carbono do mercado voluntário, não vinculado ao Protocolo de Quioto e negociados através de regras próprias. Os mercados voluntários mais estruturados são a Bolsa de Chicago (*Chicago Climate Exchange – CCX*) e o Esquema de Abatimento de GEE de *New South Wales (NSW)*, da Austrália.

Como destaca Maroun (2008), o EU-ETS é o primeiro mercado no mundo a reconhecer esses créditos, excluindo o VER, como equivalentes em termos de redução de emissão ($1 RCE = 1 ERU = 1 EUA$)³⁷. A seguir serão apresentadas as principais características do mercado de carbono, abordando a sua realidade atual e o funcionamento do mercado mundial de carbono³⁸,

³⁶ Na primeira e na segunda fase no EU ETS as distribuições das permissões de emissão de cada país se deu de forma gratuita (*grandfathering*). Na terceira fase do EU ETS, as distribuições de permissões se darão via leilão.

³⁷ Só não são aceitos créditos de usinas nucleares e uso do solo, mudanças no uso do solo e florestamento.

³⁸ Para mais informações sobre o mercado de carbono, ver o Anexo I.

2.3.1. O crescimento do mercado de carbono

Segundo a publicação *State and Trends of Carbon Market* do Banco Mundial (BANCO MUNDIAL, 2009), o mercado de carbono foi avaliado em US\$ 126 bilhões em 2008 (veja Tabela 2.2). Sua grande utilidade está relacionada ao envio de sinais ao mercado, definindo o preço da mitigação das emissões de carbono. O preço, por sua vez, tem estimulado inovações e abatimento de carbono em escalas mundiais, assim como a sociedade, em geral, têm cooperado para a redução das emissões.

Tabela 2.2: Mercado de Carbono – Volumes & Valores em 2007 e 2008

	2007			2008		
	Volume (MtCO ₂)	Valor (MUS\$)	Preço médio (US\$/tCO ₂)	Volume (MtCO ₂)	Valor (MUS\$)	Preço médio (US\$/tCO ₂)
I – Permissões (<i>Allowances</i>)						
EU ETS	2.060	49.065	23,82	3.093	91.910	29,72
New South Wales	25	224	8,96	31	183	5,90
Chicago Climate Exchange – CCX	23	72	3,13	69	309	4,48
Outros mercados (*)	nd	nd	nd	83	457	5,51
Subtotal	2.108	49.361	23,42	3.276	92.859	28,35
II – Transações por Tipo de Projeto Base (<i>Project-Based Transactions</i>)						
MDL – Primário	552	7.433	13,46	389	6.519	16,76
IC	41	499	12,17	20	294	14,70
Outros compulsórios & Transações voluntárias	43	263	6,12	54	397	7,35
MDL – Secundário	240	5.451	22,71	1.072	26.277	24,51
Subtotal	876	13.646	15,58	1.535	33.486	21,81
Total	2.984	63.007	21,11	4.811	126.345	26,26

Fonte: Banco Mundial (2009), p. 1.

Notas: Os títulos **primários de MDL** referem-se à primeira emissão do título, vendida pelo proprietário do projeto ao comprador da permissão. Os títulos **secundários de MDL** referem-se à troca de propriedade das permissões de emissão, após a aquisição do RCE primário.

(*) Outros Mercados: i) RGGI (*Regional Greenhouse Gas Initiative*); e ii) AAU (*Assigned Amount Units*) associados a “investimentos verdes” (*Green Investment Schemes - GIS*).

Tendo por base a Tabela 2.2, observa-se que o Mercado Europeu de Emissões (EU ETS) dominou o mercado de permissões de emissões, com um volume de 3.093 milhões de tCO₂e (tonelada de dióxido de carbono equivalente), em 2008 (um volume físico 50% superior ao negociado em 2007), representando 73% do valor total negociado no mercado de carbono mundial. Além disso, o valor total do mercado ficou 87% maior do que o registrado em 2007, alcançando, em 2008, um valor total de mais de US\$ 92 bilhões. Os demais mercados obtiveram resultados muito inferiores aos do

EU ETS, pois, dentre outros motivos, são mercados voluntários e não possuem quaisquer obrigações de troca de permissões de emissões.

Ainda de acordo com a Tabela 2.2, projetos dos mecanismos flexíveis de Quioto – especialmente o MDL – cresceram além do esperado para 2008. A maior parte das reduções de emissões, em 2008, derivou de projetos de MDL (1461 milhões de tCO₂, em torno de 95% do volume negociado através dos diferentes mecanismos). Contudo, em relação às reduções derivadas de IC, o volume de permissão transacionado se reduziu à metade, em relação ao volume negociado em 2007, mas o valor total negociado não se reduziu tanto por conta da elevação dos preços médios do crédito de carbono neste mercado. Os mercados voluntários, considerando atividades para reduzir emissões não obrigatórias, também aumentaram o volume transacionado, alcançando um patamar de 54 MtCO₂e, e o valor negociado chegou a US\$397 milhões em 2007.

Observa-se, por fim, que os preços médios dos créditos de carbono possuem diferenças significativas entre os três principais tipos de mercado, a saber: **compulsórios** (EU ETS), **voluntários** (New South Wales, CCX e Outros mercados) e o **MDL**.

De acordo com a Tabela 2.2, o preço do crédito de carbono é maior em mercados com metas compulsórias de redução da emissão (no EU ETS, o preço médio dos EUA³⁹, em 2008, foi de US\$ 29,72/tCO₂).

Em seguida, os projetos de MDL possuem o segundo maior preço para os créditos de carbono (o preço médio das RCE⁴⁰, em 2008, foi de US\$ 22,45/tCO₂). Como se pode observar, os preços das RCE primárias (US\$ 16,76/tCO₂) – adquiridas diretamente de quem desenvolveu o projeto de redução de emissões – são mais baixos do que os preços das RCE secundárias (US\$ 24,51/tCO₂) – em que há troca de propriedade das permissões de emissão, após a aquisição inicial do título no mercado primário (Tabela 2.2).

Ainda em relação ao MDL, a situação de 2008 resulta da diminuição no número de créditos de carbono aprovados pelas Nações Unidas. Em 2007, os novos projetos submetidos ao Quadro Executivo de Mudanças Climáticas da ONU incluíram grandes indústrias de gás (que emitem HFC e N₂O). No ano passado, o número de projetos que aguardavam o aval da instituição era maior, porém a grande maioria era de pequeno porte (principalmente relacionados a energias renováveis e eficiência energética). Além disso, apesar da redução do ritmo em relação aos anos de 2007 e 2008, a previsão para

³⁹ EUA = European Union Allowance. É o crédito de carbono vinculado ao Mercado Europeu de Emissões.

⁴⁰ RCE = Reduções Certificadas de Emissões. É o crédito de carbono vinculado aos projetos de MDL.

2009 é de uma continuidade no crescimento do mercado, devido principalmente ao aumento da liquidez no mercado de RCE secundárias, com mais aprovações e melhorias nos registros para transferências destes créditos. Finalmente, o futuro do MDL também parece mais seguro depois dos comprometimentos de melhorias na transparência e eficiência do mecanismo, firmados durante as negociações climáticas internacionais em Poznan, em dezembro/2008 (SCHEIDT, 2009).

Por último, os créditos mais baratos estão relacionados aos mercados voluntários. Em 2008, o preço médio dos VER⁴¹ US\$ 5,19/tCO₂, para os mercados identificados na Tabela 2.2 (*New South Wales*, CCX e Outros mercados).

Ainda em relação à definição dos preços dos créditos de carbono, uma elevada volatilidade atingiu o mercado de carbono em meados de 2008 até o início de 2009, por conta da crise econômica mundial, que afetou essencialmente o mercado financeiro e seus mecanismos de crédito. Enquanto que o mercado de carbono operava em uma banda de preços médios, entre € 10-15/tCO₂, (US\$ 13,86- 20,78/tCO₂), este nível caiu 75% por cerca de 7 a 8 meses, a partir de um preço recorde de € 28,73 (US\$ 39,81/tCO₂), em julho de 2008, para um patamar mínimo de € 7,96 (US\$ 11,03/tCO₂), em fevereiro de 2009⁴². Declínio semelhante ocorreu nos preços dos contratos de futuro dos EUA e dos RCE secundários⁴³ (veja a Figura 2.1).

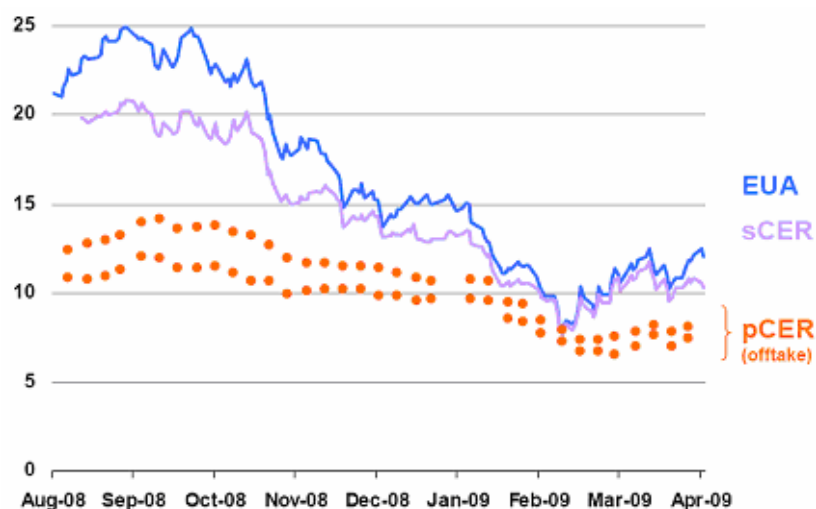


Figura 2.1: Preços dos créditos de carbono, em resposta à recessão de 2008 – 2009 (em €/tCO₂)

Fonte: Banco Mundial (2009), p. 6.

⁴¹ VER = *Verified Emission Reductions*. É o crédito de carbono vinculado aos mercados voluntários.

⁴² Em 31 de dezembro de 2008, € 1,00 era igual a US\$ 1,3856.

⁴³ As variações dos preços dos créditos de carbono podem estar associadas a diversos fatores: metas ambiciosas de redução, alocação / distribuição das permissões, taxa de crescimento da economia, condições climáticas, diferencial de preços dos combustíveis, nível de abatimento, sistemas de flexibilidade e a viabilidade os custos dos instrumentos de política ambiental (BANCO MUNDIAL, 2009).

A Figura 2.2, a seguir, mostra o aumento expressivo do volume de emissões transacionadas, a partir de 2004. Entre 1998 e 2001, o volume transacionado restringia-se ao mercado voluntário. Em 2002 outros mecanismos começaram a ser utilizados e, a partir de 2003, a maior parte do volume transacionado correspondia aos projetos de MDL. Entre 2004 e 2005 o volume total transacionado quase quadruplicou, respondendo ao intenso investimento em projetos de MDL (principalmente na China, como será visto na subseção Figura 2.2, a seguir). Em 2008, contudo, houve um arrefecimento das transações no mercado primário, revelando um declínio em relação à 2007 – a despeito de um aumento das transações no mercado secundário, que mais do que compensaram o enfraquecimento do mercado primário de MDL (BANCO MUNDIAL, 2009).

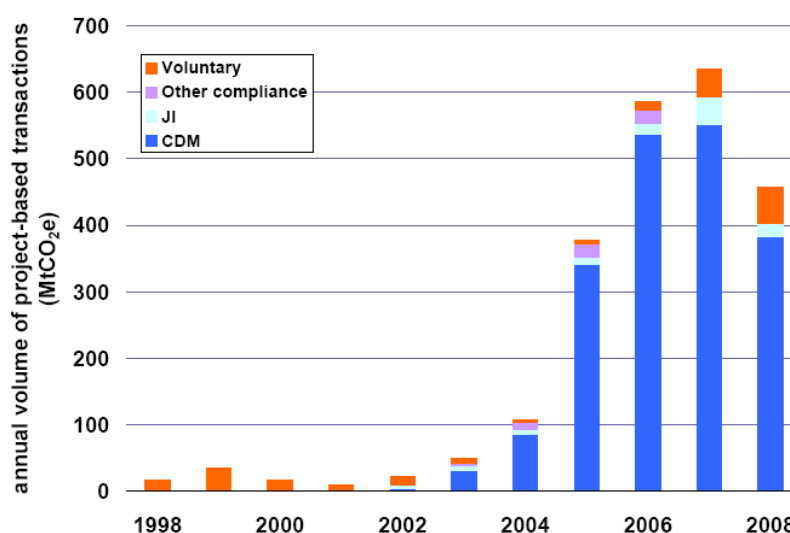


Figura 2.2: Volume de Emissões Transacionadas Anuais (em MtCO₂e), de 1998-2008.

Fonte: Banco Mundial, 2009, p.32.

2.3.2. Instituições e mercados mundiais de créditos de carbono

O mercado mundial de carbono, presente em vários países do mundo, possui a participação de importantes instituições, como o Banco Mundial e a Bolsa do Clima de Chicago. A seguir, será apresentada a participação dessas instituições no mercado, bem como uma breve caracterização dos principais mercados de carbono (Comércio de Emissões do Reino Unido, Mercado Europeu de Emissões, Esquema de Abatimento da Austrália, entre outros mercados).

2.3.2.1. Banco Mundial

Diversos fundos de carbono são criados para gerir as carteiras de cotas, em particular aqueles liberados através dos projetos MDL. O Banco Mundial é o principal gerenciador de ativos de carbono, participando ativamente do mercado de carbono por meio principalmente de seus fundos de captação de recursos, financiando assim muitos projetos de reduções de emissão dos países em desenvolvimento. Os seus principais fundos relacionados com o mercado de carbono são: *The Prototype Carbon Fund* (PCF); *The Netherlands Clean Development Facility*; *The Italian Carbon Fund*; *The Bio Carbon Fund*; *Danish Carbon Fund* (BANCO MUNDIAL, 2008).

2.3.2.2. Bolsa do Clima de Chicago (*Chicago Climate Exchange* - CCX)

Nos Estados Unidos, a despeito de uma posição historicamente contrária ao Protocolo de Quioto, existem diversas iniciativas de organizações não-governamentais (ONG) e empresas privadas para criar um mercado nacional de carbono. Nesse contexto, podem-se citar iniciativas de estados norte-americanos, de empresas do país e, principalmente, o projeto *Chicago Climate Exchange* (CCX), criado em 2003 (CCX, 2008; POPPE e LA ROVERE, 2005).

Esta bolsa é resultado de uma associação de empresas de diversos setores (como *Rolls-Royce*, *Ford Motor Company*, *Bayer*, *Motorola*, *International Paper*, *Stora Enso North América* e *Dow Corning*⁴⁴) que se anteciparam à implantação do Protocolo de Quioto, na tentativa de criar um mercado de carbono próprio e alternativo àquele Protocolo. Por meio da CCX, as empresas fazem um *comprometimento voluntário* para reduzir as suas emissões de GEE, e as que não conseguirem baixar os índices pré-estabelecidos, no período de um ano, podem compensar com a aquisição de créditos de carbono (CCX, 2008; GODOY e PRADO Jr, 2008).

A CCX foi a primeira do mundo a negociar reduções certificadas de emissões de GEE no *mercado voluntário* e é também a única que engloba todos os seis GEE. Trata-se de uma mercado auto regulado, auditada e acompanhada pelos mesmos organismos e autoridades que realizam essas tarefas no mercado financeiro americano, incluindo a CBOT (*Chicago Board of Trade*) e a *New York Stock Exchange*. Observa-se que a CCX possui menos restrições do que a compra e venda de créditos certificados sob as normas estabelecidas pelo Protocolo de Quioto e, portanto, o mercado da CCX caracteriza-se

⁴⁴ Para ver a lista completa das empresas-membro do CCX, ver CCX (2008).

como não-Quioto (voluntário, não complacente) (CCX, 2008; GODOY e PRADO Jr, 2008; CARBONO BRASIL, 2009).

2.3.2.3. O Comércio de Emissões do Reino Unido (UK ETS)

Um importante mercado a se destacar é o do Reino Unido (*UK Emissions Trading Scheme – UK ETS*), criado em 2002 e projetado para acontecer até 2006. O Governo do Reino Unido lançou seu mercado de carbono, não-Quioto (voluntário), por meio de um leilão de mais de 4 milhões toneladas de CO₂e (tCO₂e). Trinta e quatro empresas participaram voluntariamente desse leilão e teriam a incumbência de cumprir com as reduções propostas, negociando entre si as permissões de modo a atingirem as metas estabelecidas (4 milhões tCO₂e) (DEFRA, 2006).

Durante a vigência do regime os participantes diretos do programa atingiram reduções de mais de 7,2 milhões de tCO₂e. Com isso, adquiriram valiosa experiência no desenvolvimento de estratégias de redução de emissões, além de aprender sobre os mecanismos de negociação dentro do mercado (DEFRA, 2006).

2.3.2.4. O Mercado Europeu de Emissões (EU ETS)

Um outro mercado na mesma linha do mercado UK ETS é o europeu, *European Union Emission Trade Scheme – EU ETS*, que começou a operar em janeiro de 2005. A primeira fase de cumprimento de reduções foi de 2005 a 2007 e a segunda é de 2008 a 2012, coincidindo, esta, com a primeira fase do Protocolo de Quioto (DEFRA, 2008).

Segundo Hennessey (2007), o EU ETS foi desenvolvido, em parte, para ajudar a cumprir metas estabelecidas pelo Protocolo de Quioto. Contudo, ao distribuir um número excessivo de permissões (pelo sistema *grandfathered*), o sistema começou a passar por dificuldades pela queda do valor dos créditos, no mercado.

O EU-ETS é o principal dos mercados de carbono, onde cada país-membro desenvolve um plano nacional de alocações (NAP – *National Allocation Plan*) no qual determina certa quantidade de permissões de emissão de GEE para suas plantas e usinas de energia (EU-ETS, 2008; CARBONO BRASIL, 2009).

O principal “produto” comercializado são *European Union Allowances – EUA*, títulos emitidos pelos organismos públicos europeus competentes em cada país e por eles atribuídos às grandes empresas emissoras. É sobre estes títulos que é exercido o grosso das transações (ROSA, 2008).

Os principais compradores de licenças são agentes governamentais comprometidos com o Protocolo de Quioto e agentes privados interessados no esquema europeu; bem como corporações japonesas, norte-americanas e australianas, antecipando um esquema de comércio nacional ou regional (como ocorre em iniciativas no Nordeste dos EUA) (ROSA, 2008).

Existe, segundo Rosa (2008), um número crescente de corretores tradicionais e emergentes para atuarem no EU-ETS. Grandes bancos de investimento, fundos e outras instituições se tornaram os principais atores nas plataformas de transação de carbono. Se alguns bancos representam grandes e pequenos operadores industriais, outros atuam como corretores de fundos e especuladores.

Ainda de acordo com Rosa (2008), desde o início, os protagonistas principais neste mercado foram companhias do setor energético, pela experiência que detêm na transação de eletricidade e gás, e pela proximidade às oportunidades de negócio.

No tocante aos principais “vendedores” do mercado do carbono, até meados de 2006, a Ásia, através da China e da Índia, assegurou a maior fatia de contratos baseados na implementação de projetos, seguida da América Latina, através do Brasil e do México. Contudo, é importante destacar que nem todos os grupos de países apresentam participações significativas nesse mercado: a contribuição dos países “em transição” foi muito modesta, enquanto que a África se mantém muito sub-representada no mercado do carbono (ROSA, 2008).

Em 2008, o volume total transacionado foi de 3.093 MtCO₂, totalizando US\$ 91.910 milhões (BANCO MUNDIAL, 2009).

2.3.2.5. Esquema de Abatimento da Austrália – *New South Wales* (NSW)

O esquema de abatimento de GEE australiano de *New South Wales* (NSW), iniciado em janeiro de 2003 e que deve continuar atuante até 2012, consiste em um programa que impõe padrões às empresas de energia elétrica para emissões de GEE cujas metas são estabelecidas anualmente. Às emissões acima das metas devem corresponder a permissões a serem adquiridas no mercado, sob pena de uma multa. O sistema requer que distribuidores de energia com participação compulsória reduzam as emissões de GEE em 5% abaixo do nível de 1990 per capita e mantenham as emissões nesse novo nível, ou abaixo dele, até 2012 (POPPE e LA ROVERE, 2005).

Devido ao aumento da população haverá um aumento nas metas de 2007 até 2012. Em 2008, o volume total transacionado foi de 31 MtCO₂, totalizando US\$ 183 milhões (BANCO MUNDIAL, 2009).

2.3.2.6. Outros Mercados

Nessa categoria de mercado estão iniciativas nacionais (públicas e privadas) que estão sendo desenvolvidas, independentemente de estarem ou não visando o Protocolo de Quioto. Um bom exemplo são os programas que vêm sendo desenvolvidos pelo governo holandês: ERUPT e CERUPT.

O *Emission Reduction Unit Procurement Tender* (ERUPT), criado em 2000 pelo governo holandês, enfoca em projetos de Implementação Conjunta, principalmente no Leste Europeu, enquanto que o *Certified Emission Reduction Unit Procurement Tender* (CERUPT), criado em 2001, resulta do interesse do Governo holandês em investir em projetos de MDL por meio da compra de RCE. A Holanda espera que 50% do total de suas metas de redução propostas pelo Protocolo de Quioto sejam cumpridas por meio da utilização dos mecanismos de flexibilização (ROSALES e PRONOVE, 2003; GODOY e PRADO Jr, 2008).

O CERUPT objetiva investir em projetos de carbono com alta qualidade, em áreas tais como de eficiência energética, transporte, geração de energia (incluindo renováveis, biomassa e lixo), substituição de combustíveis e outros tipos de projetos. Contudo, não investirá em projetos de seqüestro de carbono – como florestamento e reflorestamento (ROSALES e PRONOVE, 2003).

Como relatado na seção 2.2, o surgimento das políticas de mitigação dos GEE e o desenvolvimento dos mecanismos de flexibilização culminaram na criação do mercado de carbono (discutidos nesta seção 2.3). A seção 2.4, a seguir, apresentará as recentes discussões referentes a outras políticas e instrumentos para o Pós-2012 – em que se destaca a proposta da *taxa de carbono*, incidindo sobre os combustíveis fósseis.

2.4. TAXA DE CARBONO

Em paralelo à vigência do Protocolo de Quioto, discussões sobre políticas pós-2012 vêm se tornando constantes no cenário mundial⁴⁵. Prevalece a idéia de que a estrutura deva ser flexível, no tocante às responsabilidades de países e/ou setores de consumo, de forma a ser consistente com o “princípio das responsabilidades comuns, porém diferenciadas”, permitindo que países em desenvolvimento tenham compromissos diferentes dos assumidos pelos países desenvolvidos, com alternativas para os limites de emissões quantificadas⁴⁶ (BODANSKY, 2007).

Segundo Lewis e Dirigir (2007), para que os países em desenvolvimento assumam parte do problema da mitigação das mudanças climáticas globais, os países desenvolvidos deveriam dar suportes e incentivos tais como:

- Tornar os países em desenvolvimento capazes de desenvolver e avaliar políticas e implementar medidas de mitigação;
- Facilitar o acesso a tecnologias necessárias para alcançar as metas estabelecidas;
- Prover oportunidades de mercado para financiar as políticas direcionadas às reduções de emissão.

Além disso, como destaca Bernier (2007), nenhuma solução eficaz pode realmente existir sem questionar os sistemas de produção e as regras do comércio internacional. Sem instituir, por exemplo, novos impostos de importação que levem em conta o conteúdo energético e carbônico dos produtos.

Nesse sentido, muitos países Anexo I têm implementado **taxas sobre o carbono** com o intuito de reduzir as emissões de dióxido de carbono (ver a subseção 2.4.2.2). De acordo com a OCDE (1997), a principal razão da taxação de carbono/energia é aumentar os preços de acordo com a quantidade de energia e/ou teor de carbono contido nas diferentes fontes de combustíveis.

Essa seção 2.4 discutirá o conceito e a forma de implementação da taxa de carbono. Para tanto, inicialmente, serão apresentados os conceitos gerais de uma taxação ecológica, em seguida, sobre a taxação de carbono e, por último, uma comparação entre taxas de carbono e o sistema de troca de permissões de emissões.

⁴⁵ USEPA (2009), Finlândia (2009), Johansson (2000), Osborn (2009), Fouché (2008), Rodgson (2005), Myer (2005), Makower (2005), Kelley (2006), DEFRA (2008), Vehmas et al (1999), e Carbon Tax Center (2009).

⁴⁶ Ver também Bodansky (2007), sobre políticas de metas setoriais para mitigação de GEE.

2.4.1. Taxação ecológica

A introdução de taxas ecológicas, como instrumentos de políticas ambientais, pretende promover atividades ecologicamente sustentáveis via incentivos econômicos. Desta forma, este tipo de política pode complementar ou evitar necessidade de políticas de regulação direta (ou de comando e controle).

As taxas podem atuar de diversas formas, como através da mudança de hábitos, promovendo estilos de vida mais sustentáveis, ou em investimento em tecnologias mais eficientes (como veículos eficientes e “construções verdes”). Alguns exemplos de taxas ecológicas são (CARBON TAX CENTER, 2009):

- Taxa de carbono (*carbon tax*) sobre os combustíveis fósseis: utilizada como uma das medidas mitigadoras das mudanças climáticas globais, uma vez que onera o uso de combustíveis que emitem GEE.
- Taxas sobre a extração de minerais, energia e silvicultura (*severance taxes*).
- Cobrança sobre a entrada em certos locais (*license fees*) para exercer atividades como *campings*, montanhismo, pesca e caça.
- Taxas específicas sobre determinada tecnologia e produtos cujos usos estejam associados a atividades que geram externalidades negativas.
- Taxas sobre descarte de efluentes e outros tipos de resíduos (*waste disposal taxes*).

Todos esses tipos de taxa têm embasamento teórico na *taxa pigouviana* (como visto na seção 1.4, do primeiro capítulo) cujo objetivo é internalizar os custos externos gerados por uma determinada atividade, tal que o nível de produção seja equivalente ao nível socialmente ótimo (ponto em que CMgS se iguala ao BMg). Na subseção 2.4.2, a seguir, segue uma análise mais aprofundada da *taxa de carbono*.

2.4.2. Taxação de carbono

2.4.2.1. Definição

Uma “taxa de carbono” é uma taxa sobre o carbono proveniente da queima de combustíveis fósseis⁴⁷. O teor de carbono de todas as formas de combustíveis fósseis é conhecido e, por isso, uma taxa de carbono é facilmente medida, e os diversos combustíveis podem ser diferentemente taxados, de acordo com as diferentes quantidades relativas de carbono de cada um⁴⁸ (CARBON TAX CENTER, 2009; DURNING e BAUMAN, 1998; RICH, 2004).

Assim, a taxação de carbono tem o objetivo de corrigir imperfeições de mercado, incorporando externalidades negativas no preço dos combustíveis fósseis, “remediando” parte dos custos sociais gerados pela queima destes (RICH, 2004).

Por unidade de energia, o gás natural, quando queimado, é o combustível fóssil que libera a menor quantidade de CO₂ e o carvão é o que mais libera, restando aos derivados de petróleo, como gasolina e diesel, as posições intermediárias em termo dos níveis de emissão. Geralmente, uma unidade de energia a partir do carvão produz 30% mais CO₂ do que uma unidade de energia de petróleo, e 80% mais do que a partir gás natural. Uma taxa de carbono segue estas proporções, taxando o carvão mais do que os produtos petrolíferos, e muito mais do que o gás natural⁴⁹ (CARBON TAX CENTER, 2009).

Algumas preocupações, entretanto, giram em torno da questão dos “vazamentos de carbono” (*carbon leakage*), que é a tendência das indústrias energo-intensivas de migrarem das nações com incidência da taxa de carbono para outras nações sem tal taxação. Para alguns processos produtivos com persistentes diferenças no preço do CO₂ pode haver ocorrência de “vazamentos”. Se a produção total de determinado produto for mantida, as emissões globais não serão reduzidas. Além disso, como o “vazamento”

⁴⁷ Átomos de carbono estão presentes em todos os combustíveis fósseis (carvão, petróleo e gás) e são liberados na forma de CO₂ após serem queimados. O CO₂ se acumula na atmosfera e permanece nela retendo o calor irradiado pela superfície da Terra, provocando, assim, o aquecimento global e outros problemas ligados às mudanças climáticas. A taxa de carbono é, assim, uma taxa que incide somente sobre o uso de combustíveis fósseis (CARBON TAX CENTER, 2009).

⁴⁸ Observa-se que se todos os tipos de combustíveis fossem taxados igualmente, não haveria incentivo ao uso de fontes mais limpas como sobre as fontes mais sujas e mais baratas (CARBON TAX CENTER, 2009).

⁴⁹ O carbono contido em produtos como o plástico, que não são queimados, não será tributado. Da mesma forma, o carbono utilizado para produzir energia que é permanentemente capturado e não liberado na atmosfera, não será tributado ou será passível de um crédito fiscal (CARBON TAX CENTER, 2009).

altera o preço de escassez das permissões de emissões, o risco de “vazamento” aumenta o preço do CO₂ e a incerteza para execução de investimentos (NEUHOFF, 2007).

Uma possibilidade de conter esse “vazamento” (e de garantir a competitividade dos países que taxam o carbono) é, para as nações com incidência da taxa, tributar os produtos importados dos países sem taxação, com uma taxa de carbono-equivalente às aplicadas aos produtos domésticos (MAGLIAVACCA, 2004).

Esta forma de incidência da taxa de carbono – sobre o consumo – revela uma importante diferença deste instrumento em relação ao mercado de carbono – que está diretamente relacionado à produção. No primeiro caso, produtos importados (consumidos em países onde há taxação de carbono) também são taxados, e isto ajuda a reduzir o “vazamento de carbono”.

Em muitos países (ver, a seguir, a subseção 2.4.2.2), os combustíveis já são taxados para influenciar o comportamento dos consumidores no setor de transportes e para aumentar a receita do governo.

Observa-se que, historicamente, utiliza-se a taxação sobre combustíveis como fonte geral de receita, uma vez que a experiência detecta a inelasticidade⁵⁰ dos preços dos combustíveis. Isto é, com baixa elasticidade, os governos percebem que variações dos preços dos combustíveis não resultarão em queda considerável do consumo e isso garante a receita governamental da taxa ambiental que incide sobre o consumo de combustíveis. Nesse caso, a política ambiental por trás da taxa de carbono pode se tornar menos transparente.

De acordo com OCDE (1997), a taxação sobre gasolina e diesel é considerada eficiente do ponto fiscal. Tem-se *eficiência*, no sentido *fiscal*, quando a taxa aumenta com um impacto tão pequeno quanto possível sobre os padrões de consumo ou de produção (distorção mínima de mercado ou “perda de peso morto”). *Eficiência*, no sentido *ambiental*, se refere às políticas que induzem os agentes a reduzirem seus níveis de emissão até o nível socialmente ótimo.

2.4.2.2. Onde se taxa o carbono?

Por causa da estreita relação com a questão do aquecimento global, uma taxação é muitas vezes adotada como mais um instrumento de mitigação dos GEE. Assim, muitos países da OCDE vêm taxando diretamente os combustíveis, de forma a assegurar

⁵⁰ Sobre a inelasticidade do preço dos combustíveis, ver Balestra e Nerlove (1966), Bentzen (1994), Dahl e Sterner (1991), Eltony e Mutairi (1995), Liu (1983), Ramanathan (1999), Alves e Bueno (2003).

que o conteúdo de carbono dos diferentes combustíveis seja tratado com equivalência (OCDE, 1997; VEHMAS et al, 1999).

A **Finlândia**, em 1990, foi o primeiro país a decretar uma taxa de carbono, inicialmente de US\$ 1,2 por tCO₂ (tonelada de CO₂) (OCDE, 1997). Embora inicialmente baseado apenas no teor de carbono, foi posteriormente alterado para uma combinação de taxa de carbono/energia (em uma proporção de 60/40 carbono/energia). O governo finlandês defende a idéia de que a taxa vem estimulando investimentos em energias renováveis (USEPA, 2009). A taxa, atualmente, é US\$ 24,39 por tCO₂ (US\$ 89,39 por tonelada de carbono – tC) – as taxas correntes estão resumidas no Ministério do Ambiente (FINLÂNDIA, 2009).

A **Noruega**, em 1991, decretou, como principal instrumento de política ambiental, a taxa de carbono, inicialmente de US\$ 40 por tCO₂ sobre a gasolina (equivalente a US\$ 147 por tC) – uma das maiores do mundo (OCDE, 1997). A taxa sobre a gasolina é a mais alta dentre os combustíveis taxados no país: US\$ 51 por tCO₂ (em 1999). Para os demais combustíveis, os valores da taxa de carbono eram: carvão (US\$ 24 por tCO₂); diesel e óleo combustível leve (US\$ 22 por tCO₂); óleo combustível pesado e coque (US\$ 19 por tCO₂). No período de 1990-1999, o total de volume de carbono emitido por unidade do PIB diminuiu 2% por conta da taxa de carbono (BRUVOLL e LARSEN, 2004; GODAL e HOLTSMARK, 2001). A taxa de carbono norueguesa incide sobre cerca de 60% de toda emissão de CO₂ (OCDE, 1997).

A **Suécia** decretou a taxa sobre as emissões de carbono em 1991. Em 2000, o imposto era de aproximadamente de US\$ 150 por tCO₂ (36,5 öre/kg CO₂), mas não há incidência sobre os combustíveis utilizados para a geração de eletricidade, e as indústrias são obrigadas a pagar, apenas, 50% do imposto (JOHANSSON, 2000; OSBORN, 2009). No entanto, os demais consumidores pagam uma taxa separada sobre a eletricidade, e os resíduos de fontes renováveis como o etanol, metano, biocombustíveis, turfa, são isentos. Como resultado, as taxas conduziram à expansão pesada do uso de biomassa para usos de aquecimento e outros usos industriais (JOHANSSON, 2000; OSBORN, 2009). Entre 1990 e 2006, a Suécia diminuiu suas emissões de carbono em 9% (em relação ao nível de emissão de 1990), muito acima da meta de redução definida pelo Protocolo de Quioto, de 4%, em grande parte por conta da taxa de carbono (FOUCHÉ, 2009).

Os **Países Baixos** introduziram duas taxas: sobre a energia e sobre o carbono. A primeira foi introduzida em 1988 e cresceu consideravelmente em 1992, quando passou

a ser uma combinação de taxa de carbono/energia (em uma proporção de 50/50 carbono/energia). Esta taxa, referenciada por “taxa ambiental sobre combustíveis”, também incide sobre o urânio utilizado na geração elétrica. O valor atual desta taxa é 0,3906 Dfl por gigajoule e 5,16 Dfl por tCO₂. Outra taxa carbono/energia, a “taxa regulatória sobre energia”, foi introduzida em 1996 para ajudar a atingir os objetivos de redução de emissão de CO₂, e seu valor atual é 27,00 Dfl (\$16,4) por tonelada de CO₂ e 1,506 Dfl (\$0,91) per gigajoule (OCDE, 1997; USEPA, 2009).

De acordo com OCDE (1997), a taxa sobre energia no setor residencial existe na **Dinamarca** desde 1977, e cresceu significativamente em 1986, contrabalançando a diminuição do preço do petróleo. Em 1993, foi introduzida uma taxa de carbono, como parte de um pacote que visava incentivar a produção de eletricidade e de calefação com combustíveis com menor teor de carbono, promovendo o aumento da eficiência energética. Para o setor residencial, uma parte da taxa de energia foi convertida para uma taxa de carbono de 100 DK / tCO₂ ou US\$ 15 / tCO₂ (ou US\$ 54 por tC). A partir de 1996, um esquema de taxação mais novo e mais compreensivo, foi introduzido, consistindo principalmente em três taxas:

1. Sobre a indústria pesada: a taxa aumentaria de 5 até 25 DK, entre 1996-2000. Se estas firmas decidissem aderir a um acordo voluntário para melhorar a eficiência energética, e se este fosse implementado com sucesso, a taxa efetiva seria de 3 DK / tCO₂;
2. Processos mais leves sofreriam um aumento da taxa de 50 DK até 90 DK entre 1996-2000. Acordos voluntários para melhorar a eficiência energética, se bem sucedidos, resultariam em diminuição da taxa para 68 DK, em 2000.
3. A energia utilizada para calefação possuiria a maior taxa, aumentaria de 200 DK para 600 DK entre 1996-2000.

Na **Itália**, a taxa de carbono foi introduzida através do artigo 8º da lei 23 de dezembro 1998, n. 448, de acordo com as conclusões da Conferência de Quioto, em dezembro de 1997. Em janeiro de 1999, a taxa de carbono foi introduzida, e esta cresceria anualmente até 2004. Em 2005, a taxa sobre o petróleo subiria 7%, sobre o diesel, 12%, sobre o carvão, 42%, e sobre o gás natural, 2% (HEADY et al, 2000).

Na **Alemanha**, o primeiro estágio da “reforma fiscal ecológica” foi introduzido em 1999. Os principais objetivos dessa reforma eram (HEADY et al, 2000):

- Taxar o uso de energia, propriamente dito;

- Utilizar a receita adicional da taxa para aumentar a contribuição da previdência nacional, dada a redução da carga tributária sobre custos relacionados à renda;
- Incentivar investimentos em tecnologias e equipamentos com maior eficiência energética, e;
- Fortalecer a posição alemã no mercado de produtos verdes.

As principais medidas dessa reforma eram (HEADY et al, 2000):

- Introdução de uma taxa de 0,02 DM/kWh sobre o uso de eletricidade, repassado ao consumidor. Essa taxa inclui a energia importada (ex: da França);
- Aumento da taxa sobre óleo mineral de 0,06 DM/litro para o setor de transporte, 0,04 DM/litro calefação, e 0,0032 DM/kWh para gás natural;
- Reduções na contribuição da Pensão Nacional em 0,8% (cerca de DM 9 bilhões), igualmente divididos entre empregadores e empregados.

O **Reino Unido** introduziu uma "taxa de mudança climática" em 2001 sobre a utilização de energia na indústria, no comércio e no setor público. A arrecadação é utilizada em cortes compensatórios na tributação sobre os trabalhadores e para investimentos em eficiência energética e energias renováveis. Existem diversas isenções para a eletricidade gerada incluindo energias novas renováveis e combustíveis utilizados em ciclo combinado de aquecimento e geração elétrica (DEFRA, 2008; HEADY et al, 2000).

A **Nova Zelândia** fez planos em 2005 para aprovar uma taxa de carbono equivalente a US\$ 10,67 / tC. A taxa teria que ser *imposto-neutro (revenue-neutral)*, com sua arrecadação sendo utilizada para reduzir outros impostos. Foi prevista para abril de 2007 a introdução da taxa de carbono, a uma taxa de US\$ 15 / tC. Estimou-se, ainda, que essa taxa adicionaria cerca de 1 centavo ao custo de uma unidade de energia, cerca de 4 centavos ao litro do petróleo, 46 centavos ao botijão de 9kg GLP e 68 centavos para cada 20kg carvão (RODGSON, 2005). No entanto, um novo governo determinou, em dezembro de 2005, que as reduções de emissão de CO₂ não seriam suficientes para justificar os custos da taxa de carbono, e considerou que outras medidas – incluindo o uso de energias renováveis – deveriam ser tomadas para assegurar o alcance da meta de redução da Nova Zelândia (MYER, 2005).

Em 1993, o presidente dos **Estados Unidos** Bill Clinton propôs uma taxa que nunca foi aprovada. Em abril de 2005, Paul Anderson, presidente da Duke Energy, apelou à introdução de uma taxa de carbono (MAKOWER, 2005). Em janeiro de 2007, economista Carlos Komanoff lançou o *Carbon Tax Center* para dar voz aos americanos que acreditam que taxar as emissões de carbono é imperativo para reduzir o aquecimento global (CARBON TAX CENTER, 2009). Nesse sentido, o município de Boulder (no Colorado) implementou uma taxa sobre emissão de carbono, na geração de eletricidade, em abril de 2007. A taxa é aproximadamente equivalente a US\$ 7 / tC, e sua receita será utilizada para financiar fundos de ações climáticas do município para reduzir o consumo de energia (KELLEY, 2006).

Quebec, a segunda maior província do **Canadá**, começou a receber uma taxa de carbono sobre petróleo, gás natural e carvão, em outubro de 2007. Quebec introduziu a primeira taxa de carbono do Canadá, obrigando os produtores de energia, os distribuidores e os refinadores a pagar cerca \$200 milhões (dólares canadenses) por ano em impostos como uma parte de um plano ambicioso para combater o aquecimento global (CARBON TAX CENTER, 2009). Em 2008, a província canadense da **British Columbia** anunciou a sua intenção de implementar taxa de carbono a \$10 (dólares canadenses) / tCO₂, para começar em julho de 2008. O imposto registrará um aumento de \$5/tCO₂ por ano até atingir \$30/tCO₂ em 2012. Assim, em 2008 o valor estimado da taxa de carbono era de \$2,41 por litro de gasolina, aumentando gradualmente até \$7,24 por litro de gasolina, em 2012. Para o diesel, aumentaria de \$2,76, em 2008, para \$8,27, em 2012, por litro de diesel. Ao contrário das propostas anteriores, a legislação vai manter suspensas as receitas fiscais das taxas de carbono a fim de neutralizar a incidência destas taxas pela redução de outros tributos para a sociedade (BRITISH COLUMBIA, 2009).

Contudo, além das diferentes regras de aplicação e de sua aceitação, a aplicação da taxa de carbono gera discussões sobre o *efeito regressivo* sobre a renda, comum a todos os impostos indiretos que incidem sobre o consumo de mercadorias e serviços. A subseção 2.4.2.3, a seguir, discutirá essa questão da *regressividade* da taxa de carbono.

2.4.2.3. Regressividade ‘versus’ Progressividade

Normalmente, a poluição e outros danos causados ao meio ambiente atingem, com maior intensidade, os mais pobres, que não podem pagar pelos danos de serem os receptores dos diversos tipos de poluição.

Segundo CALLAN (2009), famílias pobres seriam mais atingidas pelas taxas ambientais, pois utilizam maior proporção de recursos naturais como o gás, eletricidade e água, o que significa que teriam de enfrentar uma maior taxa ambiental, em relação ao total da renda. Em outras palavras, como energia é um bem necessário, este tipo de política climática pode ser regressiva, pois pode causar danos desproporcionais às famílias mais pobres. Por essa razão, há que se realizar políticas adicionais para compensar os efeitos negativos da política climática na distribuição de renda, caso contrário, taxas de carbono poderão promover piores distorções na distribuição de renda.

Assim, as taxas ecológicas são criticadas por serem fiscalmente regressivas (uma vez que a taxa marginal da tributação decresce, enquanto a renda marginal dos consumidores aumenta⁵¹) (CARBON TAX CENTER, 2009). Isto ocorre porque a taxa sobre as externalidades negativas está normalmente vinculada a um custo indireto sobre o consumo. Os pobres, por sua vez, possuem uma propensão marginal a consumir maior do que os mais ricos. Isso faz com que eles paguem proporcionalmente mais tributos ou, em outras palavras, utilizem maior parte de seu orçamento ao pagamento de tributos do que os mais ricos (REZENDE, 2001).

Especificamente para os países regulados pelo Mercado Europeu de Emissões (EU ETS), a Figura 2.3, a seguir, mostra o impacto da taxa de carbono por famílias, distribuídas em décimos da renda (CALLAN, 2009).

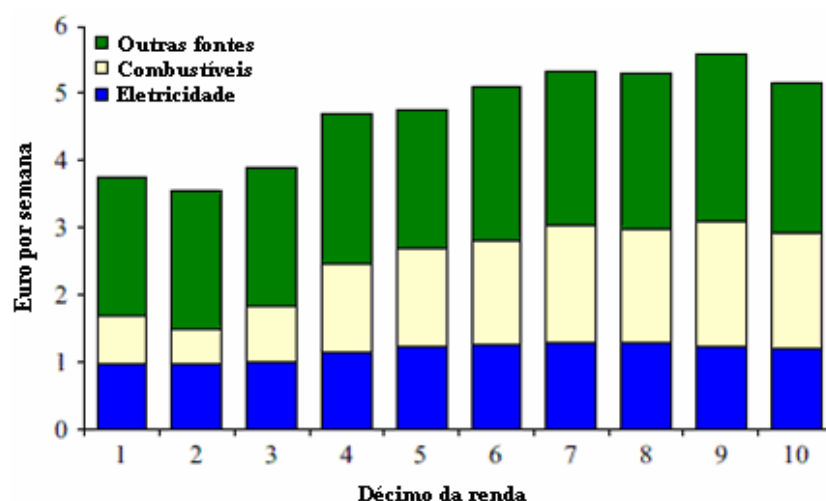


Figura 2.3: O impacto (euro por família por semana) de uma taxa de carbono de €20/tCO₂ por décimo da renda, dividido entre eletricidade, combustíveis e outras fontes de energia.

Fonte: Callan (2009).

⁵¹ Para maiores informações sobre regressividade e progressividade de impostos, ver ANEXO II, com base em Rezende (2001).

De acordo com a Callan (2009), as famílias do último décimo de distribuição da renda (mais ricos) emitem, apenas, 37% mais dióxido de carbono do que as famílias do primeiro décimo de distribuição da renda (mais pobres) – enquanto que a renda disponível do último décimo é oito vezes maior do que a do primeiro décimo.

Ainda sobre a Figura 2.3, observa-se que a eletricidade, já regulada sobre o EU ETS, é apenas uma pequena parte da base tributada pela política climática. O uso de energia é quase o mesmo para todas as classes de renda: o último décimo utiliza apenas 26% de eletricidade a mais do que o primeiro décimo. A distribuição de “outras energias”, majoritariamente para calefação, também se mostra bem parecida entre os diferentes décimos da renda: o último décimo utiliza apenas 8% de outras fontes de energia a mais do que o primeiro décimo. A grande diferença entre os décimos da renda está nos combustíveis utilizados para veículos: o último décimo utiliza 132% de combustíveis a mais do que o primeiro décimo.

Entretanto, estimar corretamente os impactos distributivos de qualquer taxaço requer analisar corretamente os aspectos específicos dos instrumentos de política ambiental. Por exemplo, um projeto de taxaço ambiental pode definir uma taxa menor (às vezes zero) para níveis modestos de consumo e taxas maiores para níveis de consumo maior. Ademais, uma reforma fiscal que inclua as taxas ecológicas pode promover a reciclagem de renda para reduzir ou eliminar regressividade, pois um aumento da taxa ecológica pode ser mais do que compensado pela diminuição em uma taxaço (regressiva) sobre o consumo (DURNING e BAUMAN, 1998).

Em 1991, Pearce definiu o “duplo dividendo” como um resultado de uma estrutura específica de taxaço ambiental que pode gerar um duplo benefício: de um lado desestimula atividades poluidoras (reduz a emissão de poluentes) e, do outro lado, pode restituir a renda da população (melhoria do bem-estar geral da população), através de *dividendos* ou de *taxas substitutas* (BOSQUET, 2000; MAGLIAVACCA, 2004; TIEZZI, 2005;).

Nenhum aumento de carga tributária? Como?

Uma taxa de carbono pode ser *imposto-neutra* (*revenue-neutral*). *Imposto-neutra* significa que pouco ou nenhuma arrecadação tributária aumenta com a taxaço do carbono e que o governo deve manter um mesmo nível de arrecadação tributária. A grande maioria da arrecadação seria devolvida ao público, com uma pequena parte

sendo utilizada para mitigar os impactos negativos da taxa de carbono sobre as famílias de baixa-renda (DURNING e BAUMAN, 1998; CARBON TAX CENTER, 2009).

Duas principais formas de compensação vêm sendo discutidas. Uma forma de compensação seria diretamente por restituições a créditos regulares (ex: mensais), como *dividendos*, em que todos os residentes receberiam valores iguais. Um programa assim funcionou no Alasca por três décadas, dando aos residentes dividendos anuais provenientes das receitas de petróleo do estado do North Slope (CARBON TAX CENTER, 2009).

Na outra maneira de compensar, a receita fiscal da taxa de carbono arrecadada proporcionaria uma redução no valor de outros impostos existentes, como sobre os salários e sobre as vendas. Como as receitas das taxas de carbono são introduzidas gradualmente (com crescimento gradual a taxas constantes, para permitir uma transição suave), taxas existentes serão removidas gradualmente e, em alguns casos, eliminadas. A presente abordagem de *taxação substituta* (*tax shift carbon*)⁵², embora menos direta do que o método do dividendo, também asseguraria que a taxa de carbono seria imposto-neutra (CARBON TAX CENTER, 2009). Em suma, a idéia básica da *taxação substituta* é substituir parte da tributação sobre o trabalhador por uma taxa sobre a poluição (MAGLIAVACCA, 2004).

O “duplo dividendo”, assim, consiste do fato de, em primeiro lugar, se ganhar qualidade ambiental e, em segundo lugar, de diminuir o ônus sobre a renda (aumenta a renda disponível com diminuição de tributos indiretos sobre o consumo) e sobre a empregabilidade (o que pode aumentar oportunidades de emprego) (TIEZZI, 2005; MAGLIAVACCA, 2004).

Cada recebimento dos indivíduos de *dividendos* ou *taxas substitutas* deve ser independente das taxas que se paga. Ou seja, os benefícios das pessoas não devem estar vinculados aos seus consumos e nem condicionados à sua taxa de carbono. Esta separação entre benefícios e pagamentos preserva os incentivos criados por uma taxa de carbono para reduzir a utilização de combustíveis fósseis e emitir menos CO₂ na atmosfera (CARBON TAX CENTER, 2009).

O fato de ser *imposto-neutra* revela uma proteção dos mais pobres, além de não se ampliar a carga tributária. A restituição da taxa de carbono ao público também favoreceria aumentos contínuos da taxa ao longo do tempo (RAGAN, 2008).

⁵² *Tax shift* é uma mudança na taxa que elimina (ou reduz) uma ou várias taxas e estabelece (ou aumenta) outras, enquanto se mantém constante o nível total da carga tributária (DURNING e BAUMAN, 1998).

Especificamente para os países regulados pelo Mercado Europeu de Emissões (EU ETS), a Figura 2.4, a seguir, mostra a taxa de carbono relativa ao total de benefícios recebidos e o total de impostos diretos pagos⁵³, para 2005. A taxa de carbono é medida em euros por semana, enquanto que os benefícios e os impostos são medidos em centenas de euros por semana. Para o primeiro décimo da distribuição da renda, a taxa de carbono representa, em média, 2,0% do total dos benefícios. Para os quatro maiores décimos de distribuição da renda, a taxa de carbono representa, em média, 2,6% do total dos benefícios (CALLAN, 2009).

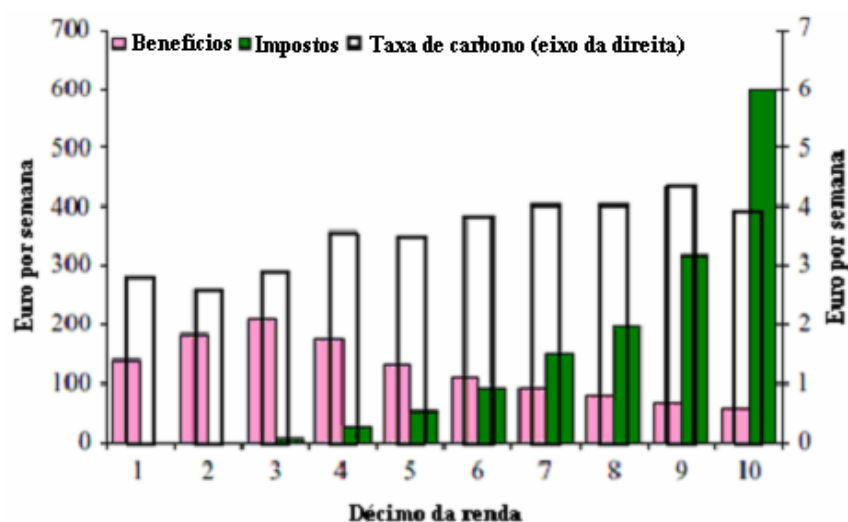


Figura 2.4: O impacto de uma taxa de carbono de €20/tCO₂, o total de benefícios recebidos e o total de taxas diretas pagas (euro por família por semana) por décimo da renda, exceto para eletricidade.

Fonte: Callan (2009).

Suavizando o impacto

Uma taxa de carbono, como qualquer plano fiscal, é regressiva — por si mesma. No entanto, a regressividade de uma taxa de carbono pode ser minimizada, e talvez eliminada, limitando a incidência fiscal de modo que proteja os menos abastados (DURNING e BAUMAN, 1998).

Geralmente, as famílias mais prósperas usam mais energia, pois viajam mais, têm maiores (e por vezes múltiplas) casas, e compram mais bens que precisam de energia para a fabricação e utilização. Como resultado, a maior parte da arrecadação da taxa de carbono adviria de famílias com rendimentos acima da média, juntamente com empresas e o poder público (OCDE, 1997).

⁵³ Antes de qualquer política de restituição da renda, como medida de política compensatória (CALLAN, 2009).

Desta feita, as formas de restituição discutidas acima — os *dividendos* ou a *taxa substituta* — podem tornar a taxa de carbono um imposto progressivo. Uma vez que consumo de energia e renda estão estreitamente correlacionados, a maioria das famílias pobres irá receber mais em *dividendos* de carbono do que pagam pela taxa. Assim, o efeito global de uma *taxa substituta* de carbono poderia ser, no mínimo inócuo em relação à renda, mas com possíveis tendências a resultados mais progressivos, ao beneficiar famílias de baixa-renda (DURNING e BAUMAN, 1998; CARBON TAX CENTER, 2009).

Uma ilustração numérica pode contribuir para se ter uma idéia do impacto progressivo da restituição da taxa de carbono das receitas fiscais, distribuídas igualmente entre os residentes dos EUA (CARBON TAX CENTER, 2009):

- Estima-se que as receitas provenientes de uma taxa de US\$ 37/tC emitido seria cerca de US\$ 55 bilhões por ano.
- Assumindo que toda essa quantia seria restituída aos 300 milhões de residentes nos EUA, o valor do dividendo distribuído seria de US\$ 183 (por pessoa, por ano).
- Cerca de 9% das despesas com gasolina são feitas pelas famílias de baixa-renda (primeiro quinto da renda), representando um total de US\$ 4,8 bilhões arrecadados com a taxa de carbono pagos pelos 60 milhões de pessoas que compõem este quinto.
- Em média, cada um desses 60 milhões de indivíduos gastaria US\$ 80 por ano com as taxas de carbono.
- Confrontando os US\$ 80 per capita pagos por famílias de baixa renda e os US\$ 183 de dividendos recebidos por pessoa, conclui-se que, na média, cada pessoa do quinto mais baixo da renda ganharia, em média, US\$ 100 por ano, com uma taxa de US\$ 37/tC. Além disso, os reajustes anuais no valor da taxa apenas aumentariam os ganhos do grupo da baixa-renda.

Com a mesma metodologia, podem-se calcular os pagamentos da taxa de carbono pelo último quinto da renda (os 20% mais ricos). Para este grupo, cada pessoa paga, em média, US\$ 290 por ano em taxas de carbono. Uma vez que neste grupo cada pessoa receberia também US\$ 183 de dividendos, conclui-se que cada pessoa teria um custo anual líquido de mais de US\$ 100, com uma taxa de US\$ 37/tC (CARBON TAX CENTER, 2009).

Contudo, deve-se observar que alguns indivíduos da baixa-renda podem estar sujeitos a taxas de carbono superiores à média, por terem carros antigos e ineficientes, por percorrerem longas distâncias para chegarem ao trabalho, ou por terem fornos antigos e ineficientes (cujo combustível seja carvão vegetal ou lenha, em detrimento de gás). Nestes casos, uma parcela da receita fiscal das taxas de carbono poderia ser utilizada para ajudar a reduzir o elevado consumo de energia e o elevado nível de emissões de carbono dessas famílias, ajudando-as, assim, a diminuir o ônus do pagamento do carbono (CARBON TAX CENTER, 2009).

Estas observações são preliminares, mas pode-se observar que o ônus da taxa de carbono pode se reverter em benefícios sociais, principalmente no que tange a diminuição da emissão de GEE e a redistribuição da renda, como resultado secundário da incidência de tal taxa.

2.4.3. Taxação de Carbono ‘*versus*’ Comércio de Emissões

O uso de mecanismos de preços tem sido um importante instrumento para a redução de carbono, entre os quais a *taxa de carbono* vem sendo frequentemente defendida como um instrumento eficaz economicamente. Alguns países na Europa, como os Países Baixos, Dinamarca, Suécia, Finlândia e Noruega, implementaram *taxas de carbono* desde o início da década de 90, enquanto que Itália, Alemanha e Reino Unido, implementaram-nas entre 1999-2001 (LEE et al, 2008).

Além das *taxas de carbono*, o *comércio de emissões* também vem sendo recomendado para reduzir as emissões de GEE. A União Européia introduziu o comércio de emissões (EU ETS) no início de 2005, como forma de alcançar as metas de redução comprometidas no Protocolo de Quioto. Contudo, o EU ETS vem apresentando um custo muito elevado com resultados pouco expressivos de redução de emissões (LEE et al, 2008; WITTNEBEN, 2009).

Assim, esta seção destina-se a comparar esses dois instrumentos de mercado, que já vêm sendo adotados por diversos países para a mitigação dos GEE.

Como destacado pelo *Carbon Tax Center* (2009), diferentemente do comércio de emissões, a taxação tem a vantagem de ser facilmente entendida e de poder se tornar popular com o público – seja por algum tipo de restituição da receita obtida para a

sociedade; ou pela utilização da verba arrecadada para criação de fundos destinados a projetos ambientais.

Além disso, diferentemente do preço do carbono definido pelo mercado de carbono, a taxa de carbono garante maior previsibilidade. No mercado de carbono os preços podem flutuar com as mudanças da economia e do clima, pois para este tipo de instrumento importa estabelecer um limite definido sobre as emissões, e não um preço definido sobre o carbono. Por outro lado, a taxa de carbono define diretamente o custo da emissão e, por isso, é mais estável, dando maior previsibilidade aos investidores para planejarem melhor seus investimentos (CARBON TAX CENTER, 2009).

Em suma, especificamente em relação ao comércio de emissões, a taxa de carbono pode ser mais eficaz por algumas razões fundamentais (GREEN et al, 2007; CARBON TAX CENTER, 2009):

- **Incentivos econômicos:** a incidência da taxa de carbono leva a aumentos dos preços finais, criando inúmeros incentivos para redução do uso de fontes de energia intensivas em carbono. Em todos os níveis da economia, a taxa de carbono pode gerar esse tipo de incentivos: desde o produtor até o consumidor final. Isso gera possibilidade de resultados mais amplos na economia como um todo.
- **Eficiência:** com a incidência da taxa de carbono sobre fontes mais sujas de energia (e com maior teor de carbono), fontes de energia alternativas mais limpas e menos carbono-intensivas se tornam mais competitivas. Os resultados obtidos podem ser mais eficientes do que aqueles obtidos pelo mercado de carbono (cujo resultado depende do custo de projetos que estão submetidos a uma análise mais subjetiva para definição de preços).
- **Menos corrupção:** taxas de carbono podem ser implementadas com muito menos possibilidade de manipulação, enquanto que a complexidade de um comércio de emissões abre a exploração por interesses particulares e incentivos perversos que podem minar a confiança do público e diminuir sua eficácia.
- **Transparência:** uma taxa de carbono é transparente e fácil de entender; o governo simplesmente impõe um imposto por tonelada de carbono emitido. Em contrapartida, os preços de carbono fixados no âmbito de um comércio de emissões ficam a mercê das flutuações do mercado. Um comércio de

emissões implica uma estrutura de mercado mais complexa, com muitos interesses concorrentes.

- **Menor custo administrativo e regulatório:** como a taxa de carbono exige menos regulação do que o mercado de carbono, seus custos administrativos são menores. Além disso, há aproveitamento de toda administração tributária, evitando maiores gastos para o governo central.
- **Estabilização de preços:** as taxas de carbono podem favorecer a previsibilidade dos preços de energia. Em contrapartida, o comércio de emissões tende a exacerbar a volatilidade dos preços de energia, uma vez que o preço do carbono é dado pelas forças do mercado. Com preços voláteis não há estímulo para investimentos em geração de energia mais limpas (menos carbono-intensivas), em eficiência energética com redução de carbono e em energias renováveis que substituam o carbono.
- **Imparcialidade:** As taxas de carbono podem ser concebidas e aprovadas rapidamente e com imparcialidade, resultando numa implementação muito mais rápida do que o complexo comércio de emissões.
- **Reciclagem de receita fiscal:** receitas fiscais do carbono podem ser restituídas ao público através de dividendos ou “taxas alternativas”, enquanto que os custos do comércio de emissões são suscetíveis de se tornar um imposto indireto, que onera toda a cadeia de produção até chegar aos consumidores finais.
- **Manutenção das receitas nos países:** diferentemente do mercado de carbono, em que há transferência de recursos entre países ofertantes e demandantes de permissões de emissão, a receita gerada pela taxa de carbono é mantida naquele país. Por um lado, isso pode significar menos transferência de renda aos países em desenvolvimento (no caso de projetos de MDL); por outro lado, contudo, isso mostra como uma vantagem para sua implementação, com maior apoio popular. Além disso, no caso dos países em desenvolvimento, a adoção da taxa de carbono não gera risco de evasão de recursos, além de criar possibilidades de se conciliar políticas de redistribuição de renda (e diminuição de desigualdades).
- **Diminuição de “vazamentos de carbono”:** Taxas de carbono incidem sobre o consumo do produto final e, mesmo que tal produto seja produzido

em um país onde não haja a taxaço de carbono, países com taxaço poderão diminuir a possibilidade de ocorrência de “vazamentos de carbono” (*carbon leakage*) taxando produtos importados.

No início do ano de 2009, o presidente do grupo da Exxon Mobil (a maior companhia de petróleo do mundo), Rex Tillerson, deu uma declaração a favor da taxaço do carbono frente ao comércio de emissões, por acreditar que as taxas de carbono são as medidas mais diretas, transparentes e efetivas para diminuir a emissão de GEE (WITTNEBEN, 2009):

"Uma taxa de carbono é também o meio mais eficiente de se refletir o custo do carbono em todas as decisões econômicas – desde os investimentos feitos pelas empresas até o total de combustível requerido, e pelas escolhas de produtos feitas pelos consumidores" (FOLEY, 2009)⁵⁴

E, segundo Wittneben (2009), são sete as diferenças entre a taxa de carbono e o comércio de carbono, que tornam a taxa mais interessante como política climática para redução dos GEE:

1. Primeira diferença: quantidade de emissão reduzida:

Uma taxa de carbono é, normalmente, negociada em nível nacional e, por isso, depende da política ambiental nacional. As emissões serão reduzidas enquanto o valor da taxa forem maiores do que os custos marginais de abatimento. No mercado de carbono, os preços variam constantemente e é mais difícil de se assegurar um bom nível de abatimento de emissão de GEE.

2. Segunda diferença: fluxo da receita governamental

Tanto a taxa de carbono quanto o mercado de carbono (que vendem os certificados em leilão) geram receitas para o governo, e esta renda pode ser utilizada para incentivar projetos ecologicamente sustentáveis. A taxa de carbono gera um fluxo contínuo de receita para o governo, mas em quantias incertas, pois com o passar do tempo os consumidores podem ajustar seus processos e substituir suas tecnologias para reduzir a emissão de gases (e, conseqüentemente, diminuir o pagamento da taxa). Além disso, o nível de emissão também varia com o nível da atividade econômica: quanto mais aquecida estiver a economia, maior tende a ser o nível de emissão (e, conseqüentemente, maior será a receita da taxa de carbono). O mercado de carbono, por

⁵⁴ No original: "A carbon tax is also the most efficient means of reflecting the cost of carbon in all economic decisions – from investments made by companies to fuel their requirements, to the product choices made by consumers" (FOLEY, 2009).

outro lado, garante maior certeza sobre a quantidade de recursos alocados, mas grande incerteza sobre o preço por unidade de carbono, uma vez que este é definido em leilão. Além disso, no mercado de carbono, a receita governamental é gerada, em grande volume, apenas no momento do leilão.

3. Terceira diferença: custo do sistema para o público

A maioria dos governos possui um complexo sistema fiscal e não haveria custo administrativo adicional para se implementar uma nova taxa. Por outro lado, o mercado de carbono requer que o governo (ou outro agente central) tome medidas mais burocráticas. Deve-se fazer um planejamento para cada participante do mercado, incluindo as alocações dos certificados de permissões de emissão, as unidades devem ser comercializadas sem demora e cada participante deve manter o compromisso até o final do período assumido no comércio. Para um efetivo controle desse comércio, instituições devem ser criadas especificamente para gerir o sistema e isto resulta num elevado custo para os países.

4. Quarta diferença: custo marginal de redução de emissão para a firma

Com a taxa de carbono, as firmas reduzem as emissões enquanto os custos de abatimento forem menores do que a taxa. Para isso, há um constante estímulo à eficiência das firmas para manterem baixos níveis de custos. O comércio de permissões apresenta uma rápida redução de emissões, inicialmente, referente a projetos mais baratos, por serem altamente rentáveis. Com o passar do tempo, os projetos mais caros se tornam mais difíceis de serem implementados por apresentarem elevado custo marginal, e isto dificulta que o compromisso de redução dos países seja alcançado.

5. Quinta diferença: geração de excedente de renda

O mercado de carbono apresenta elevada flutuação dos preços, abrindo espaço para especulação, além de criar possibilidades de arbitragem financeira. A arbitragem pode ocorrer na compra e na venda de certificados de sistemas diferentes, podendo gerar ganhos financeiros. Como o fluxo da renda não é intermediado por nenhum órgão público, não fica claro em que projeto de redução de emissão o dinheiro será gasto. A taxa de carbono, por sua vez, não permite a criação desse ambiente especulativo existente no mercado de carbono.

6. Sexta diferença: mecanismo de ajuste pelo preço e a estabilidade do sistema

A taxa de carbono provê uma sinalização clara do preço do carbono, e este preço é estável até que haja mudança na política fiscal nacional. Este preço pode ser ajustado ao longo do tempo, mas não apresentará a flutuação do mercado de carbono. O mercado de carbono, entretanto, apresenta um ajuste de preços definido pelas forças de oferta e demanda do mercado, podendo ser influenciado, ainda, por algum tipo de barganha política.

7. Sétima diferença: duração e comprometimento

Uma taxa é aplicada por um tempo definido e, ao final do período, é renovada, ajustada, ou rejeitada, e isso depende da política climática do país. Um mercado de carbono, apesar de poder ser instalado localmente, é mais comum que seja um sistema internacional, e por ser um mecanismo organizado internacionalmente, fica mais difícil de se definir um período de término de funcionamento do sistema. Há grande pressão internacional para que as partes integrantes permaneçam atuantes no processo: uma vez que o regime de comércio esteja funcionando, é mais difícil de abandoná-lo, considerando a grande quantia de dinheiro gasto para criar sua estrutura administrativa e para a contratação de empregados.

Em suma, o que se deseja é um sistema cujo resultado seja o menor nível e emissão com o menor custo possível para a sociedade, garantindo-se a integridade ambiental. Os setes pontos discutidos acima revelam que a taxa de carbono reduz as emissões mais rapidamente do que o mercado de carbono, com um nível de custo menor (WITTNEBEN, 2009).

O comércio de emissões poderá trabalhar em prol da mitigação das mudanças climáticas se forem definidas metas mais ousadas que forcem as partes compromissadas a reduzirem seus níveis de emissão. Contudo, não é isso que vem acontecendo no mercado de carbono, como o EU ETS. Por isso, torna-se mais preeminente a adoção de taxas de carbono a fim de ajudar os países a se tornarem mais independentes dos combustíveis fósseis (WITTNEBEN, 2009).

Além das divergências entre as taxas de carbono e o mercado de carbono, apresentadas acima, outras críticas surgem na comparação entre as taxas ambientais e as taxas sobre energia.

Segundo Rich (2004), taxas sobre o carbono também vêm se mostrando mais vantajosas do que as taxas sobre energia. Os países que adotaram a taxa de carbono

(como Dinamarca, Suécia, Noruega, Finlândia, Itália, Países Baixos e Reino Unido) vem conseguindo resultados mais eficazes do que os países que aderiram à taxação sobre energia (Alemanha, Áustria, Bélgica e Japão). Por exemplo, a taxa de carbono da Dinamarca, desde sua adoção em 1992, reduziu 4% da emissão de CO₂ entre 1992 e 2000. Na Finlândia, a redução das emissões, entre 1990 e 1998, foi de 7%, enquanto que na Suécia, estima-se que a redução das emissões gire em torno de 20%, no período de 1991 e 2000, em parte pela substituição de combustíveis fósseis por biomassa.

Ainda de acordo com Rich (2004), ao se onerar os combustíveis com maior quantidade relativa de carbono, pode-se provocar, em tese, um estímulo à substituição de combustíveis fósseis, como carvão e petróleo, por outros mais limpos, como gás natural e fontes renováveis de energia. Assim, espera-se alcançar níveis mais baixos de emissão de CO₂.

Conforme destacado por Kahn e Franceschi (2006), a taxa de carbono pode criar incentivos tanto para os países desenvolvidos quanto para os países em vias de desenvolvimento. Entre outras medidas, uma forma de incentivar os países em desenvolvimento seria estipular taxas de carbono menores do que dos países desenvolvidos, aliviando, assim, temores quanto a impactos negativos sobre o desenvolvimento econômico.

De acordo com Baranzini et al (2000), as evidências mostram que a taxa de carbono pode ser uma opção interessante de instrumento de política ambiental, e seus pontos negativos podem ser compensados por medidas que não permitam o aumento da carga fiscal e aliviem a desigualdade de renda. Contudo, esses autores acrescentam que a introdução da taxa de carbono deve ser acompanhada de uma reforma tributária geral, principalmente no tocante a três pontos principais: *i)* remoção de subsídios sobre energia, ainda amplamente utilizados em muitos países; *ii)* eliminação do sistema tributário de subsídios a atividades que causam elevados danos ambientais; *iii)* reciclagem das receitas oriundas da taxa de carbono, através da diminuição da incidência de outros tributos e/ou via reembolso, conforme a teoria do duplo-dividendo.

Em suma, por causa de suas vantagens, espera-se que a taxa de carbono se torne uma das principais medidas a serem adotadas para reduzir emissões de GEE, alinhada às medidas adotadas pelo Protocolo de Quioto.

2.5. SÍNTESE E PERSPECTIVAS PÓS-2012

Este capítulo abordou o caso específico da poluição atmosférica por GEE, advinda da queima de combustíveis fósseis.

Inicialmente apresentou-se o Protocolo de Quioto e seus Mecanismos de Flexibilização. Segundo Greenpeace (1998), apenas o cumprimento das metas do Protocolo não conseguirá levar, realmente, a uma redução do impacto humano sobre as mudanças climáticas do planeta.

Como ressaltam Mckibbin e Wilconxen (2003), frente às incertezas relacionadas às variações da temperatura e do clima no futuro, torna-se difícil estipular metas para o Protocolo de Quioto, pois estas são previstas para um determinado intervalo de tempo que os países participantes concordam ao ratificá-lo.

Em meio a essas incertezas, o Comércio de Emissões de Carbono surgiu como uma oportunidade de os países Anexo I atingirem suas metas de redução de emissões, no âmbito do Protocolo de Quioto. Os mercados de carbono, criados desde o início desta década, ganharam mais força a partir de 2007, com esquemas de comercialização presentes em diversas partes do mundo. O mercado mais importante é o Mercado Europeu de Emissões (EU ETS), cujo volume transacionado, em 2008, chegou a US\$ 92 bilhões, com 3.093 MtCO₂ de permissões de emissões de GEE (BANCO MUNDIAL, 2009).

Contudo, paralelo ao mercado de carbono, a taxa de carbono se mostra como um importante instrumento no combate à emissão de CO₂ na atmosfera, nas recentes discussões de políticas pós-2012. Como visto no final da seção 2.4, a taxa de carbono apresenta diversas vantagens em relação ao comércio de troca de permissão de emissões de GEE. Além disso, a possibilidade de implementação da taxa de carbono pode auxiliar a contornar parte destes problemas, uma vez que se padroniza a política ambiental. Ao se taxar os combustíveis fósseis, eliminam-se as questões das regras de comércio e estabelece-se um instrumento mais simples e objetivo para se precificar os custos sociais das emissões.

Inicialmente, a taxa de carbono acordada deve estar em um nível suficiente para atrair a atenção para medidas efetivas de redução das emissões de GEE, de aproximadamente US\$ 50 / tC (aproximadamente, US\$ 14 / tCO₂) (COOPER, 2005).

Como alerta Hsu et al (2008), apesar de possuir elevada eficácia econômica, a taxa de carbono é tida como uma medida impopular, seja pela suspeita de que o governo

faria mau uso da receita dessa taxa, seja pelas privações causadas aos grupos atingidos diretamente pelas taxas.

Ainda de acordo com Hsu et al (2008), a taxa que apresenta a maior aversão é a taxa sobre a gasolina, embora seja altamente efetiva e o caminho mais desejável para se reduzir as emissões de CO₂ dos veículos. Contudo, medidas compensatórias que façam dessa taxação imposto-neutra, através da restituição de renda, ajudam a reduzir a oposição à taxa de carbono.

Observa-se, ainda, que as discussões de políticas para o “pós-2012” vêm dando importante destaque a políticas implementadas em âmbito setorial. A Convenção das Nações Unidas e, posteriormente, o Protocolo de Quioto definiram políticas e metas para um grupo de países. Contudo, uma nova forma de pensar tais políticas julga ser melhor tratar distintamente cada setor, como os setores energético e de transporte, ao invés de se distinguir metas entre países (BODANSKY, 2007).

Um dos fatores que estimula e modificação metodológica da definição de políticas ambientais globais é o fato de o Protocolo de Quioto ter desconsiderado a significativa contribuição da poluição gerada por meios de transporte internacionais (como aviação e navegação) (BODANSKY, 2007).

De acordo com Neuhoﬀ (2007), acordos setoriais podem incentivar outros países a adotar uma política rigorosa para setores específicos. Enfocar em setores específicos ao invés de focar em uma política de ampla cobertura pode facilitar o alcance das metas acordadas.

Segundo Bodansky (2007), algumas vantagens surgem do fato de se trabalhar alternativamente (ou complementarmente a outros tipos de políticas) com definições de comprometimentos setoriais:

- a. **Aumentando a participação:** ao passo que muitas economias não estão preparadas para assumirem compromissos com políticas ambientais globais, adotar políticas setoriais pontuais pode representar uma forma alternativa de fazer com que mais países estejam comprometidos com a mitigação das mudanças climáticas globais;
- b. **Simplificação de negociações:** em setores com uma quantidade relativamente menor de agentes, pode ser mais fácil de se implementar e executar políticas de metas ambientais. Incluem-se nesse contexto setores como mineração, siderurgia, metalurgia e automobilístico;

- c. **Concentrando esforços:** acordos setoriais permitem aos estados direcionar os esforços primeiramente aos setores mais críticos. Além disso, com acordos setoriais, os governos podem escolher o tipo de comprometimento para cada setor – padrões de eficiência para automóvel, limites de emissão para a geração de eletricidade, entre outros;
- d. **Por questões de competitividade:** numa abordagem não setorial, os estados podem defender a competitividade de determinados setores das requisições de redução de emissão concentrando os esforços de mitigação em outros setores. Assim, o setor protegido ganharia uma vantagem competitiva frente aos países estrangeiros que não recebem uma proteção similar. Contudo, numa abordagem setorial, uma política internacional pode assegurar que todos os competidores de um dado setor podem estar submetidos aos mesmos esforços de mitigação, assegurando, assim, condições igualitárias de competição. Isto se aplica, especialmente, aos setores energo-intensivos, como os que produzem aço e alumínio.

Em suma, acordos setoriais possuem vantagens tanto políticas como práticas. Observa-se, por fim, que há uma estreita relação entre políticas setoriais e a incidência da taxa de carbono que, por sua vez, é um instrumento essencialmente setorial. Isto é, uma vez que a taxa de carbono incide sobre combustíveis fósseis e seu valor varia proporcionalmente com o teor de carbono contido nos combustíveis, todo setor que usar, em média, os mesmos combustíveis estará contribuindo igualmente com a taxa de carbono⁵⁵.

O terceiro capítulo, a seguir, apresentará a constituição do mercado de combustíveis automotivos no Brasil, especialmente no tocante à estrutura de mercado e à formação do preço desses combustíveis. Espera-se, com isso, criar o pano de fundo para se avaliar a incidência da taxa de carbono sobre os combustíveis fósseis no Brasil, como instrumento de política fisco-ambiental voltado especificamente para o setor de transporte de passageiros.

⁵⁵ A taxa sobre o combustível tende ser a mesma para produtos com igual teor de carbono. Contudo, a carga tributária depende do montante total de combustível que se utiliza.

3. O MERCADO DE COMBUSTÍVEIS AUTOMOTIVOS NO BRASIL

Os capítulos anteriores apresentaram os fundamentos da política ambiental (primeiro capítulo) e os mecanismos de mercado, taxas e certificados, para lidar com a mitigação de emissões de GEE, recentemente utilizados em âmbito internacional (segundo capítulo).

Este terceiro capítulo, por sua vez, apresenta as principais características do mercado de combustíveis automotivos no Brasil. Quanto ao preço desses combustíveis, serão apresentados fatores relativos à sua formação e às suas variações. O objetivo, com isso, é compreender de que maneira os preços dos combustíveis podem variar frente à existência de forças exógenas (como política fiscal)⁵⁶ que afetam as decisões do mercado de combustíveis automotivos.

Define-se, dessa forma, um pano de fundo para que se possa, no quinto capítulo, avaliar a incidência da taxa de carbono sobre os combustíveis automotivos e estudar as possíveis consequências dessa política sobre o setor de transporte de passageiros.

3.1. COMPOSIÇÃO DO MERCADO DE COMBUSTÍVEIS E DA FROTA DE VEÍCULOS NO BRASIL

3.1.1. A demanda de combustíveis automotivos

Segundo Szklo e Uller (2008), em nível mundial, à exceção dos Estados Unidos, o perfil de demanda por derivados de petróleo tende a se concentrar em cortes médios, especialmente em diesel, tanto em função do transporte de carga quanto em função da crescente *dieselização* de frotas de veículos leves, especialmente na Europa e no

⁵⁶ As forças exógenas do mercado atuam sobre o ambiente global, atingindo indistintamente todas as empresas. É o caso de variáveis como liquidez da economia, taxa básica de juros, sistema cambial, inflação, legislação fiscal, influências da economia internacional, nível de emprego e política econômica em geral. As firmas e os setores nada podem fazer a não ser tentarem prever como estas forças atingirão seus negócios, buscando uma adaptação às novas condições.

Sudeste Asiático. No Brasil, especificamente, em relação ao transporte de passageiros⁵⁷ em veículos leves, parte do consumo da gasolina perde espaço para o álcool hidratado e para o álcool anidro, adicionado à gasolina⁵⁸.

De acordo com Borba (2008), a frota nacional de veículos automotores inclui todos os veículos leves, ônibus, caminhões e motos, cujo crescimento e perfil se encontram sob influência de diversos fatores: demografia, poder aquisitivo, infraestrutura disponível, cultura, estilo de vida e o grau de industrialização e de desenvolvimento do país. Pode-se dizer, assim, que a forma como a frota evolui repercutirá, entre outras questões, na qualidade de vida da população, na dinâmica e competitividade do comércio, no consumo de combustíveis e no impacto ambiental.

De acordo com dados da Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores (ANFAVEA, 2009), a frota total de automóveis, independentemente do tipo, era de 27,5 milhões de unidades em 2008, em que os automóveis representam quase 80% da frota nacional (Tabela 3.1).

Tabela 3.1: Frota Nacional de veículos, em 2008 – mil unidades

Tipo	Quantidade	Participação %
Automóveis	21.884	79,6
Comerciais leves	3.596	13,1
Caminhões	1.565	5,7
Ônibus	435	1,6
Total	27.481	100,0

Fonte: ANFAVEA (2009).

No Brasil, com a redução do IPI (imposto sobre produto industrializado), desde dezembro de 2008 – como medida para combater o desaquecimento da economia –, houve um expressivo aumento da demanda de veículos. A redução do IPI⁵⁹ sobre veículos leves resultou em um aumento de 134% das vendas de automóveis e comerciais leves no primeiro semestre de 2009 (DOU, 2009; EBC, 2009).

Observa-se que, com a redução do IPI na compra de carros novos, a Receita Federal deixaria de arrecadar R\$ 1,8 bilhão. Contudo, a desoneração, ao elevar a venda

⁵⁷ Sobre a demanda por veículos automotivos, ver De Negri (1998).

⁵⁸ A gasolina A, que sai da refinaria, transforma-se em gasolina C, sendo formulada com 20 a 25% de etanol anidro. É esta gasolina C que é consumida no Brasil. Isto significa que, *mutatis mutandi*, a cada quatro ou cinco carros rodando no Brasil, um, na verdade, roda inteiramente a etanol anidro e os outros, à gasolina A (SZKLO e ULLER, 2008).

⁵⁹ A alíquota do imposto caiu de 7% para zero em carros de até mil cilindradas. Para automóveis de mil a duas mil cilindradas, movidos à gasolina, o índice diminuiu de 13% para 6,5% e, para os bicompostíveis e exclusivamente a álcool, de 11% para 5,5%. Automóveis com mais de duas mil cilindradas não sofreram alteração na alíquota, que foi mantida em 25% (DOU, 2009).

de veículos, levou à arrecadação de mais R\$ 1,2 bilhão. Dessa maneira, o custo real da redução do IPI, levando em conta apenas a arrecadação desse tributo, seria de pouco menos de R\$ 600 milhões. Além disso, pode-se observar que, nesse período, houve uma produção total de 1,4 milhão de veículos no primeiro semestre de 2009, contribuindo para a manutenção de 50 mil a 60 mil empregos diretos e indiretos (EBC, 2009).

Como destacado por Borba (2008), em virtude da magnitude e da variedade de combustíveis utilizados pela frota de veículos leves, é de fundamental relevância a divisão desta frota, pois é de se esperar que categorias não similares consumissem quantidades diferentes de combustíveis. A Tabela 3.2 apresenta a frota de veículos leves, dividida por tipo de combustível, em 2004. Essencialmente, verifica-se que em 2004 a frota de veículos leves era majoritariamente a gasolina.

Tabela 3.2: Distribuição da frota de veículos leves por tipo de combustível – Brasil: 2004

Tipo de combustível	Participação %
Gasolina	78,9
Álcool	13,9
Diesel	3,1
GNV	2,8
<i>Flex-Fuel</i>	1,6
Total	100,0

Fonte: Borba (2008).

Historicamente, durante a década de 1990, constatou-se uma mudança significativa no perfil de consumo dos combustíveis automotivos, após a introdução, na década de 1980 do álcool hidratado como combustível. De acordo com Dutra (2004), durante a década de 1990, houve contínua redução da participação de veículos movidos a álcool hidratado, em favor da gasolina e do diesel. A partir de 1995, a retomada da indústria automobilística ocorreu apoiada nos automóveis com motores Ciclo Otto, equipados com injeção eletrônica e movidos a gasolina.

Em 2001, a participação do álcool hidratado perdeu importância perfazendo apenas 5% do mercado de combustíveis para o transporte, reflexo da paralisação nas vendas de veículos com motores exclusivamente para este combustível. Neste mesmo ano, observa-se que o crescimento do consumo de óleo diesel foi ainda mais importante que o da gasolina, resultando em um aumento significativo de sua participação relativa nos últimos anos. Contribuiu, para isso, o processo de *dieselização* pelo qual passam alguns veículos comerciais em que, progressivamente, substituem os motores de Ciclo

Otto por motores de ignição por compressão. Em média, foram incorporados à frota 40 mil veículos comerciais leves a diesel por ano, entre 2000 e 2002 (DUTRA, 2004).

A introdução dos veículos *multicombustíveis*⁶⁰, em março de 2003, foi mais um evento que provocou mudanças significativas no mercado brasileiro de combustíveis (SILVÉRIO, 2007). Importa destacar que os veículos *multicombustíveis* trazem uma inovação fundamental: a possibilidade de o consumidor optar livremente entre diversos combustíveis para abastecer o seu automóvel. Isso pode levar a alterações na dinâmica do mercado de combustíveis de forma significativa, no que tange ao comportamento dos consumidores, à formação de preços e decisões de oferta (TOLMASQUIM, 2003).

Microeconomicamente, como será visto no quarto capítulo deste trabalho, a análise do comportamento dos consumidores requer a utilização do ferramental da teoria do consumidor. Uma frota formada por um percentual de veículos *multicombustíveis* elevado amplia o leque de opções do consumidor e faz com que a demanda, tanto por gasolina quanto por álcool, seja mais elástica em relação ao preço.

3.1.2. Sobre a estrutura do mercado de combustíveis

Na década de 1990, iniciou-se um processo de mudança institucional acompanhada da liberalização dos preços dos derivados. Em 1990, o Poder Executivo extinguiu o Conselho Nacional do Petróleo (CNP) e, em seu lugar, constituiu o Departamento Nacional de Combustíveis (DNC). Este, por sua vez, foi extinto em 1997 por conta da criação do órgão regulador do mercado de petróleo, a Agência Nacional do Petróleo (ANP). Além da criação da ANP, a Lei nº 9.478 (Lei do Petróleo)⁶¹, determinou o fim do monopólio da Petrobras, instituiu a concorrência e redefiniu o papel do Estado, que abriu mão de fixar os preços dos derivados e passou a regular todas as atividades relacionadas à indústria do petróleo (BILLWILLER, 2005; SILVA, 2003).

Essas modificações possibilitaram alterar as estruturas de preços dos derivados ao consumidor final. As práticas de tabelamento e controle de margens de distribuição e

⁶⁰ Os veículos multicombustíveis são automóveis (ou utilitários leves), com a possibilidade de operar com múltiplos combustíveis (ou misturas de combustíveis) (TOLMASQUIM, 2003).

⁶¹ Com relação à estrutura industrial, a lei estabeleceu que a Petrobras permaneceria uma empresa verticalmente integrada e de controle estatal. A empresa desempenhou papel importante na abertura do segmento de Exploração e Produção (segmento *upstream*) através da formação de parcerias com empresas privadas. Na produção e oferta de derivados (segmento *downstream*), a empresa permanece com sua posição dominante concentrando 98% da capacidade de produção doméstica (SILVA, 2003).

de revenda, anteriormente executadas pelo CNP, foram substituídas pela definição de “tetos” máximos de preços que, a partir de 1996, também foram progressivamente eliminados, até a liberação total em fins de 2001 (PINTO Jr et al, 2007).

Paralelamente, foi modificada a estrutura de formação dos preços dos derivados nas refinarias (*preço ex-refinaria* ou *preço de realização*)⁶², com a extinção, em 1998, do mecanismo de equalização dos preços ao consumidor em todo o território nacional – o Frete de Uniformização de Preços (FUP) – que subsidiava o fornecimento de derivados nas regiões remotas do país. Os preços de realização, que remuneravam a atividade de refino da Petrobras para cada derivado produzido, passaram a ser definidos pelo custo de oportunidade, segundo parâmetros internacionais de comparação, acrescidos dos custos de transporte e de internalização. Entretanto, o preço de faturamento para as distribuidoras continuou a ser definido, até janeiro de 2002, em conjunto pelo MME e o Ministério da Fazenda (MF)⁶³ (PINTO Jr et al, 2007).

A progressiva liberação de preços e margens de distribuição e de revenda foi apoiada por novas regras de estímulo à entrada de outras empresas, a partir da na década de 1990, no segmento de distribuição, para competir com as empresas estabelecidas no oligopólio da distribuição. As mais importantes medidas foram: *i*) o fim da exigência dos volumes mínimos de comercialização por distribuidora; e *ii*) o término da obrigatoriedade de comercialização dos produtos fornecidos pela distribuidora da “bandeira” (marca) dos postos de revenda (PINTO Jr et al, 2007).

Em termos econômicos, considera-se que o comportamento dos preços de qualquer mercado representa o resultado do encontro de duas forças opostas, oferta e demanda. Estas duas forças variam ao longo do tempo em direção a um ponto de equilíbrio de mercado, definindo, assim, um nível de preço de equilíbrio. Em mercados oligopolizados, por sua vez, onde ocorram excedentes de oferta, a firma oligopolista pode fixar uma margem sobre seu CMg até o preço que viabilize a entrada de um novo ofertante (VARIAN, 2003).

⁶² Até 1998, o preço ex-refinaria era formado com base nos custos de refino (custo da carga de refino), acrescidos de uma margem de refino. Os preços do petróleo, nacional e importado, utilizados no cálculo do custo de refino, eram fixados pelo MME, sendo a diferença entre o preço fixado e o efetivo, no caso do petróleo importado, contabilizada na Conta-Petróleo. Com base nos custos do refino, eram estabelecidos Valores Médios de Referência (VMR) para cada um dos derivados de petróleo, sendo o preço efetivo fixado abaixo ou acima do VMR e a respectiva diferença também computada na Conta-Petróleo (PINTO Jr, 2007).

⁶³ A diferença entre o preço de faturamento e o preço de realização, denominada Parcela de Preço Específica (PPE), continuou a ser utilizada visando: *i*) manter os subsídios remanescentes aos preços de combustíveis como o álcool hidratado e o gás liquefeito de petróleo (GLP); e *ii*) abater o saldo remanescente na Conta-Petróleo, a favor da Petrobrás – decorrente da anterior prática de preços de faturamento de derivados, inferiores ao VMR (PINTO Jr, 2007).

De acordo com Pinto Jr. et al (2007), a presença de novos agentes, introduziu pressões competitivas no segmento, muito embora ainda seja relevante o *market share*⁶⁴ das cinco maiores empresas distribuidoras: BR Distribuidora, Ipiranga⁶⁵, Shell, Texaco e Esso⁶⁶. Além disso, vantagens decorrentes da integração vertical explicam a liderança da BR Distribuidora, subsidiária da Petrobras, no mercado brasileiro de distribuição de derivados, já que as grandes distribuidoras privadas concentram sua atuação no segmento de distribuição, dependendo dos preços e da relação com a Petrobras, para preservar ou aumentar suas posições no mercado.

O poder de mercado das empresas mencionadas é resultado de sua experiência e capacidade de controlar e gerenciar diversos ativos complementares, bastante específicos, dispostos estrategicamente para viabilizar a continuidade dos fluxos de abastecimento. Entre eles, destacam-se a capacidade própria de transporte, os contratos de exclusividade de fornecimento a postos revendedores e a grandes consumidores, além de unidades de produção dedicadas a outros derivados (lubrificantes, aditivos e componentes químicos) (PINTO Jr et al, 2007).

De acordo com ANP (2008), em âmbito nacional, 44% da revenda de combustíveis, em 2007, se dividiam entre seis das 133 bandeiras atuantes: BR (16,8%), Ipiranga (inclusive as bandeiras CBPI e DPPI) (10,8%), Chevron (5,8%), Shell (5,3%) e Esso (4,3%). Os postos revendedores que operam com bandeira branca, isto é, que podem ser abastecidos por qualquer distribuidora, tiveram a sua participação no total de postos revendedores ampliada de 40,7% em 2006 para 43,1% em 2007, mantendo-se com um mercado conjunto maior que o das três primeiras colocadas no ranking nacional das bandeiras de postos revendedores de combustíveis.

⁶⁴ Cabe ressaltar que o *market share* de cada empresa se dá segundo o tipo de derivado. Rigorosamente, é possível constatar a existência de uma estrutura de mercado para cada um dos derivados e, em cada um dos mercados, observam-se ritmos de crescimento da demanda bastante diferenciados (PINTO Jr, 2007).

⁶⁵ Contudo, em meados de 2007, a Petrobras, o Grupo Ultra e a Braskem adquiriram os negócios do Grupo Ipiranga, por um valor de US\$ 4 bilhões (R\$ 8,6 bilhões). O Grupo Ipiranga operava nos setores de refino de petróleo, petroquímico e de distribuição de combustível. Pelo acordo, o grupo Ultra ficou com a rede de distribuição de combustíveis da Ipiranga nas regiões Sul e Sudeste e a Petrobras, com a parte do grupo nas regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste. Segundo o acordo de compra, a bandeira do Grupo Ipiranga poderá ser utilizado por tempo indeterminado pelo grupo Ultra e, por no máximo 5 anos após a aquisição, pela Petrobras (FOLHA ONLINE, 2009). A Braskem, por sua vez, incorporou a antiga Ipiranga Petroquímica, no Pólo Petroquímico de Triunfo (RS) (BRASKEM, 2009).

⁶⁶ O controle e a operação dos ativos de distribuição dos combustíveis Esso foram assumidos em dezembro de 2008 pela Cosan – maior produtora de açúcar e álcool de cana do mundo –, que na ocasião passou a controlar também a produção e distribuição dos lubrificantes Mobil no Brasil. Detentora do direito de uso das marcas Esso e Mobil e de toda a tecnologia desenvolvida nos laboratórios da ExxonMobil para o segmento de lubrificantes, a Cosan ingressou no mercado nacional de distribuição de combustíveis com o nome de Cosan Combustíveis e Lubrificantes. O acordo com a ExxonMobil, assinado em abril de 2008, envolveu todos os negócios de distribuição de combustíveis e lubrificantes, incluindo uma rede de mais de 1.500 postos revendedores e cerca de 240 lojas de conveniência *Stop&Shop* e *Hungry Tiger* (COSAN, 2009).

A seção 3.2, a seguir, apresentará as características mais importantes dos combustíveis automotivos, relacionados ao transporte rodoviário, mais especificamente ao transporte de passageiros.

3.2. CARACTERÍSTICAS DOS COMBUSTÍVEIS SELECIONADOS

Os materiais e substâncias que conseguem entrar em combustão, produzindo energia térmica, são considerados combustíveis e podem ser classificados como renováveis e não-renováveis (na escala de tempo antrópica). Renováveis são todos aqueles produzidos a partir de matérias-primas não-finitas, ou seja, com capacidade de renovação como o etanol, o biodiesel, os óleos vegetais, o carvão vegetal e todos os demais obtidos a partir da biomassa. Os não-renováveis, por sua vez, são aqueles obtidos de fontes finitas, sem a possibilidade de renovação na escala de tempo antrópica como o petróleo, o gás natural, o carvão mineral e todos os demais de origem fóssil (SILVA, 2008).

Nesta seção serão feitas breves análises sobre cinco combustíveis automotivos (álcool, gasolina, diesel, biodiesel e GNV), demonstrando a participação de cada um deles no transporte de passageiros no Brasil.

Cabe destacar, contudo, que frente à indisponibilidade de dados específicos para o transporte de passageiros, combustíveis como *diesel* e *biodiesel* serão apresentados, excepcionalmente, em relação ao transporte como um todo (isto é, os dados referentes a estes combustíveis não se restringirão à utilização em utilitários, ônibus, microônibus e outros veículos com motor Diesel, destinados ao transporte de passageiros). Em relação aos demais combustíveis (*gasolina*, *álcool* e *GNV*), no entanto, os dados apresentados são referentes, essencialmente, ao transporte de passageiros.

3.2.1. Álcool

O emprego do álcool anidro, no Brasil, tem origem em 1934, quando passou a ser adicionado por lei federal à gasolina automotiva. Em 1975, o Governo Federal lançou o Programa Nacional do Álcool (Pró-Álcool) com o objetivo de conquistar a autonomia energética e de intensificar a produção de álcool (SIMÃO, 2001; PINTO Jr

et al, 2007). O álcool anidro (1ª fase do Pró-Álcool) foi introduzido no mercado, como um aditivo à gasolina, para aumentar a sua octanagem e substituir o chumbo tetra-etila. O álcool hidratado (2ª fase do Pró-Álcool) foi destinado a substituir totalmente a gasolina em automóveis equipados com motores de combustão interna dedicados a este combustível no início dos anos 80 (D' AGOSTO, 2001).

Segundo Leite e Cortez (2009), há duas razões principais que explicam a superioridade do álcool de cana-de-açúcar em relação a outros biocombustíveis produzido em larga escala atualmente: a *produtividade* e o *ciclo de vida* da cana-de-açúcar. Em relação à *produtividade*, a quantidade de biocombustível produzida, por unidade de área, é bastante superior à de qualquer outra cultura, contribuindo, assim, para o menor custo de produção devido à menor extensão de terra para a mesma produção. Com relação ao *ciclo de vida* (ou *balanço energético*), a razão entre a energia obtida e a energia total utilizada para produzi-la é muito maior para o álcool de cana do que para qualquer outro biocombustível, em torno de 8,2 a 10,5⁶⁷. Com a exceção do óleo de palma, que tem, para esse parâmetro, um valor próximo a 5, as demais opções, tanto para a produção de biodiesel como para a de etanol, não supera a marca de 3 para o ciclo de vida, dentro dos limites das tecnologias atualmente em uso⁶⁸.

Com a elevada produção de álcool, em meados da década de 1980, o Brasil se tornou exportador líquido de gasolina. Porém, as crises de abastecimento no início da década de 90 minaram a confiança do consumidor e levaram a um forte declínio da produção dos carros a álcool. Na origem dessas rupturas de abastecimento está a possibilidade de arbitragem dos produtores de açúcar e álcool⁶⁹ (PINTO Jr et al, 2007).

Entretanto, apesar dessa desaceleração, a produção de etanol se manteve, graças à mistura do álcool anidro na gasolina, em uma proporção entre 20% e 25% (em 2003) do total da gasolina C, ajudando a compensar a queda do consumo de álcool hidratado (DIAS e SORDI, 1999; AZEVEDO, 2007; BURNQUIST & BACCHI, 2009).

⁶⁷ Em contraste, está o álcool de milho, produzido nos EUA e responsável por mais de um terço do consumo mundial, que tem como ciclo de vida algo entre 1,0 e 1,4. A beterraba, usada na Europa, também é pouco recomendável, pois seu ciclo de vida é de aproximadamente 2.

⁶⁸ Recentemente, especialistas vêm tentando desenvolver uma série de tecnologias denominadas “hidrólise”, que permitam converter a fibra (materiais ligno-celulósicos) em etanol. Essas tecnologias permitiriam aumentar, em princípio, a produção de etanol de cana, com a mesma área plantada, em 200%, devido ao aproveitamento do bagaço e da palha – cerca de 2/3 da massa da cana é fibra (biomassa não fermentescível), não aproveitados para a conversão para etanol (LEITE e CORTEZ, 2009).

⁶⁹ Quando os preços do açúcar no mercado internacional se elevam, os produtores com destilarias anexas tendem a deslocar uma parcela da produção de cana, que seria destinada à produção de álcool, para o mercado internacional de açúcar (PINTO Jr, 2007)

Desde 2003, entretanto, o Brasil passou a produzir álcool em volumes mais expressivos devido ao advento dos chamados veículos *multicombustíveis*, sendo possível a utilização de uma combinação de álcool hidratado e/ou gasolina, garantido maior flexibilidade ao consumidor para escolher entre os combustíveis que lhe representassem melhor relação custo-benefício. Os carros *multicombustíveis* reduziram os riscos de ruptura do abastecimento, atenuando o problema derivado do exercício de arbitragem dos produtores com relação à produção de açúcar ou álcool (PINTO Jr et al, 2007; AZEVEDO, 2007; BRASIL, 2007).

Atualmente o álcool é considerado um combustível consolidado no Brasil e nos Estados Unidos, começando a ganhar espaço na União Européia e em outros países do mundo (SILVA, 2008), e pode-se dizer que o consumo de álcool é função direta da frota de veículos de passeio. O álcool etílico anidro, por ser um combustível adicionado à gasolina A pelas distribuidoras, para a constituição da gasolina C automotiva, possui participação no mercado de distribuição proporcional à da gasolina C (*bens complementares*).

A demanda por álcool hidratado, por sua vez, é inversamente proporcional à demanda por gasolina e GNV (*bens substitutos*). As vendas das distribuidoras de álcool etílico hidratado totalizaram 9,4 milhões m³ em 2007, um volume 51,4% superior ao de 2006. Em 2007, o preço médio anual do álcool etílico hidratado ao consumidor foi de R\$ 1,49/litro, valor 11% inferior ao registrado em 2006 (ANP, 2008).

3.2.2. Gasolina

A gasolina é uma complexa mistura de centenas de hidrocarbonetos, utilizada em motores de combustão interna com ignição por centelha (Ciclo Otto). O combustível é classificado segundo seu poder antidetonante, em número de octanagem⁷⁰ (SZKLO e ULLER, 2008).

No Brasil são comercializadas gasolinas do tipo A e C, comum e Premium. A composição da gasolina varia de acordo com o fabricante, porém, devem respeitar os limites estabelecidos pela ANP. Para o tipo C, conforme determinação da Portaria 309 da ANP, os limites máximos são de 57% de seu volume de hidrocarbonetos aromáticos,

⁷⁰ O índice de octano (IO) é uma propriedade da gasolina que indica a qual limite máximo a mistura vapor de combustível-ar pode ser comprimida dentro da câmara de combustão, sem que haja detonação espontânea, ou seja, mede a resistência de um combustível a inflamar-se espontaneamente (SZKLO e ULLER, 2008).

38% de olefínicos, 1,2% de benzeno, 0,12% da massa em enxofre e outros, como o chumbo, composto já não mais utilizado no Brasil, substituído pelo álcool anidro (SILVA, 2008).

O consumo no Brasil oscilou e caiu, principalmente na década de 1980, em função do Programa Nacional do Álcool. Com o enfraquecimento do programa o País aumentou novamente o consumo até o final da década de 1990. No final de 2007, o Brasil utilizou aproximadamente 24,3 milhões m³ de gasolina C, quase que em sua totalidade pelo setor de transporte rodoviário em veículos de pequeno porte. Apesar do crescimento no consumo, o Brasil manteve-se auto-suficiente em gasolina, chegando a exportar 3,7 milhões de m³ no ano de 2007 (ANP, 2008).

No ano de 2002 houve uma queda no consumo de gasolina, em parte causada pela substituição da gasolina pelo álcool hidratado. Contudo, vários fatores têm contribuído para modificar a demanda de gasolina no país, tal como a pressão crescente do consumo sobre a produção de veículos *multicombustíveis*, bem como as mudanças implementadas pelo governo brasileiro para flexibilizar os mecanismos de controle de preço no mercado interno (AZEVEDO, 2007; BURNQUIST & BACCHI, 2009).

Outro fator que afeta a demanda por gasolina é a demanda por veículos de passeio, cuja maior parcela dos proprietários pertence às classes mais abastadas (muitas vezes relacionada a um transporte opcional e/ou de lazer) (SIMÃO, 2001). Com isso, pode-se dizer que o consumo de gasolina é função direta da frota de veículos de passeio, competindo com o álcool hidratado e com o GNV.

3.2.3. Óleo diesel

O óleo diesel é constituído basicamente por hidrocarbonetos. É utilizado em motores de combustão interna e ignição por compressão (motores do Ciclo Diesel), com diversas aplicações: no transporte, em manufaturas, na geração de energia elétrica, na construção e na agricultura. Tal sucesso de utilização está diretamente relacionado à sua eficiência para médias e baixas rotações, custo e confiabilidade (SZKLO e ULLER, 2008).

O consumo deste derivado vem aumentando ao longo dos anos, e o suprimento no mercado interno, em 2007, contava com uma importação de 12% de todo o diesel consumido, o equivalente a 5,1 milhões de m³. O País vem importando um percentual

cada vez maior em decorrência do aumento no consumo e da limitada capacidade de produção nacional (ANP, 2008; SILVA, 2008).

Em termos energéticos o diesel quando utilizado em motores de ignição por compressão apresenta melhores resultados que os demais combustíveis em decorrência de suas características. Enquanto os motores Otto a gasolina apresentam taxa de compressão por volta de 9:1 e os a álcool 12:1, os motores a diesel podem chegar à taxa de 20:1 em misturas estequiométricas, resultando em maior eficiência energética (SILVA, 2008). Graças ao processo de combustão mais eficiente e à sua densidade energética superior (o óleo diesel contém em torno de 13,5% mais energia por galão, se comparado à gasolina), os motores Diesel são capazes de percorrer maiores distâncias por litro de combustível do que os motores à gasolina e, como resultado, normalmente emitem menos CO₂ (SZKLO e ULLER, 2008).

Contudo, sob o ponto de vista ambiental e da saúde humana, o diesel causa impactos negativos. Uma maneira de amenizar os danos causados pela poluição seria melhorar a qualidade deste combustível, reduzindo dos níveis de enxofre. Outra alternativa pode ser a redução do nível de utilização do óleo diesel, em prol de combustíveis alternativos, como o biodiesel. Nesse sentido, desde julho de 2008, é obrigatório que todo o óleo diesel vendido no Brasil seja misturado com biodiesel, com uma proporção mínima de 3% de biodiesel para 97% de diesel (esta proporção é conhecida por B3). Essa mistura é efetuada pelas distribuidoras, que compram o biodiesel diretamente das usinas produtoras (PETROBRAS, 2009; DOU, 2008).

Estritamente em relação ao transporte de passageiros, pode-se dizer que a demanda por diesel está diretamente relacionada à frota de transporte coletivo, mais especificamente, de ônibus, além de também estar relacionada à frota de utilitários, vans, mini-vans utilizados para o transporte de passageiros.

3.2.4. Biodiesel

Proveniente da biomassa, o biodiesel é um biocombustível que se apresenta como alternativa aos combustíveis derivados do petróleo. Por ser biodegradável, não-tóxico e praticamente livre de enxofre e aromáticos, trata-se de uma forma de energia limpa que resulta em importantes benefícios ambientais (PINTO Jr et al, 2007). Quando usado em um motor a diesel convencional, apresenta considerável redução da emissão

de poluentes (material particulado – MP⁷¹; monóxido de carbono – CO; hidrocarbonetos – HC e óxidos de enxofre – SOx). Emissões de óxidos de nitrogênio (NOx), contudo, tendem a aumentar se comparado ao diesel comum. As emissões totais de GEE estão em torno de 0,041 e 0,095 (kgCO₂e / MJ) referentes ao biodiesel e ao diesel fóssil, respectivamente (HOSSAIN e DAVIES, 2009).

Em dezembro de 2004, foi lançado o Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel (PNPB). O Programa envolve inúmeras questões, como a criação de linhas de financiamento, inclusive para agricultores familiares; ações promotoras de desenvolvimento tecnológico nas fases agrícola e industrial, incluindo testes de componentes e motores com distintas proporções da mistura biodiesel/diesel; e o estímulo à formação do mercado nacional para o biodiesel, por meio de leilões de compra conduzidos pela ANP. Assim, as medidas integrantes do PNPB têm como objetivo inserir o biodiesel na oferta interna de combustíveis, de maneira sustentável (social, ambiental e economicamente), de forma a tornar a produção desse insumo um vetor de desenvolvimento, com geração de emprego e renda, sobretudo nas regiões mais carentes do Brasil (BRASIL, 2007).

As principais diretrizes do PNPB são as seguintes (BRASIL, 2007):

- Introdução do biodiesel na matriz energética brasileira de forma sustentável, permitindo a diversificação das fontes de energia e o crescimento da participação das fontes renováveis, bem como buscar maior segurança energética e diminuição dos impactos ambientais;
- Incentivo à geração de emprego e renda para agricultores familiares na produção de matérias-primas oleaginosas, por meio de implementação de políticas públicas direcionadas a regiões e produtores carentes, propiciando financiamento e assistência técnica, de forma a assegurar sustentabilidade econômica, social e ambiental;
- Busca da redução de disparidades regionais, de maneira a permitir o desenvolvimento de regiões mais carentes do país, como a região do semi-árido e Norte;
- Redução da importação de petróleo, resultando em economia de divisas;

⁷¹ Os materiais particulados (ou fuligens) absorvem e carregam materiais carcinogênicos para o meio ambiente, causando danos à saúde humana. A eficiência térmica das máquinas e as emissões de NOx e de MP estão inter-relacionadas. Se a temperatura for alta, a eficiência térmica será tão alta quanto as emissões de NOx, enquanto que as emissões de MP serão mais baixas (HOSSAIN e DAVIES, 2009).

- Regulamentação flexível, de forma a permitir o uso de distintas matérias-primas oleaginosas e tecnologias (como transesterificação etílica ou metílica, craqueamento, etc.). Nesse sentido, o PNPB procura não privilegiar nenhuma matéria-prima, deixando a escolha para o produtor, que a fará com base na análise de custos e oportunidades de produção.

Para uso veicular, a Lei 11.097/05 definiu o biodiesel como biocombustível derivado de biomassa renovável para uso em motores a combustão interna com ignição por compressão ou, conforme regulamento, para geração de outro tipo de energia (BRASIL, 2007; FREITAS et al, 2009). Desde julho de 2008, o Conselho Nacional de Política Energética (CNPE) tornou obrigatório o uso de B3; e, em julho de 2009, entrou em vigência o B4 (ANP, 2009). Até 2013, deverá entrar em vigor o B5, conforme prevê a Lei do Biodiesel.

Assim, a demanda de biodiesel está diretamente relacionada com a demanda de diesel (*bens complementares*).

3.2.5. Gás Natural Veicular

O gás natural (GN) é definido como uma mistura de hidrocarbonetos parafínicos leves e pode ser obtido a partir de material fóssil ou da biomassa. O gás produzido a partir da biomassa é conhecido por biogás, produzido a partir da digestão anaeróbia de biomassa vegetal ou animal. Já o GN de origem fóssil é uma mistura de gases como o metano, propano, butano, hélio, nitrogênio, sulfeto de hidrogênio, vapor d'água e outros, resultando em uma mistura de hidrocarbonetos leves (SILVA, 2008; MATTOS, 2001).

A partir da década de 90, a Indústria do Gás Natural (IGN) adquiriu um novo status na política energética nacional, em função de dois fatores principais: *i*) a descoberta de reservas importantes na Bacia de Campos, seguida do aumento de produção de gás associado; e *ii*) o avanço das negociações a partir de 1994 para a importação de 30 milhões de m³/dia de gás da Bolívia (PINTO Jr et al, 2007).

O segmento automotivo tem sido um dos principais canais para a expansão do uso do GN, na forma de GNV. Nos veículos leves, a fácil conversão e a fabricação de motores com capacidade de uso direto do GNV têm contribuído para o crescimento da frota mundial de veículos a gás (SILVA, 2008).

Segundo D'Agosto (2001), as propriedades químicas do GN se adaptam bem à substituição dos combustíveis convencionais para motores alternativos de combustão interna com ignição por centelhamento, substituindo a gasolina e o álcool hidratado. As características que facilitam o uso de GN são:

- O metano (CH_4), principal componente do GN, é o hidrocarboneto que apresenta o menor teor de carbono e, portanto a maior relação hidrogênio/carbono (4:1). Tal fato permite que a combustão do produto apresente índices de emissão de poluentes inferiores aos combustíveis convencionais utilizados nos motores;
- Por ser um combustível gasoso sua mistura com o ar, necessária para a sua queima no motor, é muito mais homogênea e uniforme, o que otimiza a carburação e a distribuição nos cilindros. Isto traz grandes benefícios ao desempenho de motor tanto em relação à partida a frio quanto à estabilidade do seu funcionamento;
- A sua combustão é mais eficiente do que a dos demais combustíveis, ou seja, a formação de produtos indesejados é minimizada, de forma que ocorrem menos depósitos, e conseqüentemente aumenta a vida útil dos componentes do sistema de lubrificação (óleo, filtros) e reduz-se o desgaste dos componentes do motor;
- A sua temperatura de auto-ignição é bastante elevada, sendo que também apresenta excelente resistência à detonação, propriedades importantes para os motores de combustão interna de ignição por centelhamento.

Em relação aos preços do GNV e da gasolina (sua principal fonte energética concorrente), a política deliberada da Petrobras de oferecer um preço diferenciado para o mercado de GNV proporcionou a este combustível uma considerável competitividade no mercado (IOOTTY et al, 2004).

Segundo Comgas (2009), o mercado do GNV está em franca ascensão no Brasil. Em 2006, aproximadamente, 1,2 milhão de veículos movidos a GNV circulavam pelas cidades e rodovias, com previsão de ultrapassar 2 milhões, até 2010.

De acordo com ANP (2008), atualmente o Brasil vem investindo em infraestrutura de transporte, além de projetos de aproveitamento do gás associado da Bacia de Santos. Há também um projeto de parceria da Petrobras com a PDVSA, para consumo do GN venezuelano nas regiões Norte e Nordeste do Brasil.

Por fim, pode-se dizer que a demanda de GNV, assim como a de álcool e de gasolina, está intimamente relacionada à frota de veículos de passeio, tendo como principais substitutos a gasolina e o álcool hidratado.

3.2.6. Participação dos combustíveis no transporte de passageiros, no Brasil

Segundo ANP (2008), no ano de 2007, as vendas de combustíveis das distribuidoras de derivados de petróleo no mercado nacional atingiram 88,4 milhões m³, registrando um substantivo aumento de 4,7% em relação ao volume vendido em 2006⁷².

A distribuição de **óleo diesel** pelas companhias distribuidoras, em 2007, atingiu o patamar de 41,6 milhões m³. Este volume de óleo diesel comercializado correspondeu a 47% do total do mercado de venda de derivados de petróleo. Ressalta-se que as vendas de B2 estão somadas aos dados de vendas de óleo diesel, na proporção de 98% de óleo diesel e 2% de biodiesel puro (B100). Além disso, importa observar que o mercado de óleo diesel foi suprido por 161 distribuidoras, sendo que as seis empresas líderes em vendas concentraram 78,1% do mercado: BR (32,8%), Grupo Ipiranga – CBPI e DPPI (21,9%), Shell (9,9%), Chevron (8,8%) e Esso (4,8%)⁷³ (ANP, 2008).

O mercado de **gasolina C** sofreu um acréscimo de 1,3% nas vendas em relação ao ano de 2006, movimentando um volume de 24,3 milhões m³. Em 2007, o mercado de distribuição de gasolina C novamente se mostrou concentrado, com as seis maiores distribuidoras detendo 68,9% do total consumido: BR (25,5%), Grupo Ipiranga – CBPI e DPPI (15,9%), Shell (10,7%), Chevron (9,3%) e Esso (7,5%). O restante do volume comercializado pulverizou-se entre outras 153 distribuidoras (ANP, 2008).

Em 2007, a produção nacional de **álcool etílico**, tanto anidro como hidratado, deu continuidade à trajetória de crescimento, atingindo um volume aproximado de 22,6 milhões m³, que representou aumento de 26,9% relativamente a 2006. A Região Sudeste, maior produtora nacional, com 15,8 milhões m³ (70% da produção brasileira), apresentou taxa de crescimento de 26,5% em relação a 2006 (ANP, 2008).

⁷² Não foram encontrados dados específicos referentes à venda de combustíveis relacionadas ao subsetor de transporte de passageiros.

⁷³ Idem nota 72.

Em 2007, a capacidade nominal de produção de **biodiesel** puro (B100) foi cerca de 2,5 milhões m³. Entretanto, a produção efetiva do Brasil foi de pouco mais de 400 mil m³, correspondendo a apenas 16,2% da capacidade de produção⁷⁴ (ANP, 2008).

No ano de 2007, a oferta interna bruta de **GN** foi de 23 bilhões m³, o que corresponde a uma alta de 7% em relação a 2006. Da oferta interna bruta no ano de 2007, 69% destinaram-se às vendas e 26% ao consumo próprio nas áreas de produção, refino, processamento e movimentação, enquanto outros 5% foram absorvidos como líquidos de gás natural (LGN) (ANP, 2008).

3.3. FORMAÇÃO DE PREÇOS DE COMBUSTÍVEIS NO BRASIL

O preço da venda de um derivado de petróleo ao consumidor é formado pela agregação de diversos preços praticados ao longo da cadeia produtiva compostas pelas atividades de refino, distribuição e revenda, influenciados por políticas governamentais (BILLWILLER, 2005). As subseções, a seguir, apresentam como os preços dos combustíveis se formam no mercado, levando-se em consideração o impacto dos vários fatores que podem levar a variações nos preços dos derivados⁷⁵.

3.3.1. Formação de preços dos combustíveis no Brasil

O preço dos combustíveis praticado ao consumidor é composto por quatro parcelas básicas: valor do produto (preço de realização do produtor ou importador), margens de comercialização (de distribuição e dos postos revendedores), frete e tributos estaduais (ICMS⁷⁶) e federais (CIDE⁷⁷, PIS/COFINS⁷⁸). Para o diesel e o da gasolina, no Brasil, incluem ainda os custos dos biocombustíveis (biodiesel e etanol anidro, respectivamente), adicionados aos combustíveis para a comercialização no varejo. A Tabela 3.3, a seguir, apresenta a participação dessas parcelas na composição do preço final do álcool hidratado, do diesel e da gasolina (FECOMBUSTÍVEIS, 2009).

⁷⁴ Idem nota 72.

⁷⁵ Sobre fatores, além dos fiscais, que podem levar à volatilidade do preço dos combustíveis, ver Anexo III.

⁷⁶ ICMS: Imposto sobre a Circulação de Mercadorias e Serviços.

⁷⁷ CIDE: Contribuição de Intervenção de Domínio Econômico.

⁷⁸ PIS/COFINS: Programa de Integração Social / Contribuição para o Financiamento da Seguridade Social.

Tabela 3.3: Composição do preço dos combustíveis

Álcool hidratado		Gasolina C		Diesel	
Componentes do preço final	%	Componentes do preço final	%	Componentes do preço final	%
Usina	48	Petrobras	32	Petrobras	60
Tributos	26	Tributos	41	Tributos	23
Margens	23	Margens	17	Margens	11
Fretes	3	Fretes	2	Fretes	2
-	-	Etanol Anidro	8	Biodiesel	4
Total	100	Total	100	Total	100

Fonte: Fecombustíveis (2009).

No Brasil, a Petrobras tem ingerência apenas sobre uma parcela na formação do preço final ao consumidor: o preço nas suas refinarias (o chamado preço ex-refino, ou preço de realização). Na maior parte dos estados, o cálculo do ICMS é baseado em um preço médio ponderado ao consumidor final, atualizado quinzenalmente. Isso significa que o preço nos postos revendedores pode ser alterado sem que tenha havido alteração na parcela do preço que cabe à Petrobras (PETROBRAS, 2009).

O modelo de operação empregado no Brasil deixa bem claro: as refinarias produzem gasolina, as usinas produzem etanol anidro e as companhias de distribuição de combustíveis preparam a mistura dessas duas correntes. Esse último agente econômico, a distribuidora, está encarregado de avaliar o produto que recebe (gasolina e etanol) e também responde pela qualidade do produto que entrega (BNDES, 2008).

Com base em ANP (2009), apresenta-se abaixo a estrutura atual de formação do preço da **gasolina**, além da formação dos preços de distribuição e de revenda.

1) Produtores de Gasolina A:

1.1) *Preço de Realização* (PR): preço praticado nas refinarias, que remunera a atividade de processamento de petróleo, sem a inclusão de tributos.

1.2) *Tributos* (T_{ref}): CIDE, PIS/PASEP COFINS e ICMS.

1.3) *Preço de Faturamento Produtores* (P_{prod_gas}): preço que os produtores vendem a gasolina para as distribuidoras.

$$P_{prod_gas} = PR + T_{ref}$$

2) Produtores de Álcool Anidro

2.1) *Preço do Álcool Anidro* ($P_{álcool}$): preço que remunera as usinas e destilarias pela produção do álcool.

2.2) *Preço do frete de coleta do álcool* ($Frete_{álcool}$)

2.3) *Preço de faturamento dos produtores de Álcool* ($P_{prod_álcool}$): preço que as usinas e destilarias vendem o álcool às distribuidoras.

$$P_{prod_álcool} = P_{álcool} + Frete_{álcool}$$

3) Distribuidoras

3.1) *Preço de aquisição da gasolina C pelas distribuidoras* (P_{dist})

$$P_{dist} = (P_{prod_gasolina} + Frete_{gasolina}) * 0,75 + P_{prod_álcool} * 0,25$$

3.2) *Margem da distribuidora* (M_{dist}): valor que remunera a atividade de distribuição de gasolina.

3.3) *Frete e tributos* (frete da base de distribuição até o posto revendedor, e tributos).

3.4) *Preço de faturamento das distribuidoras* (P_{dist}): preço que as distribuidoras vendem gasolina C aos postos revendedores.

$$PF_{dist} = P_{dist} + M_{dist} + Frete + Tributos$$

4) Revenda

4.1) *Preço de aquisição para revenda* (P_{aquis_rev})

$$P_{aquis_rev} = PF_{dist}$$

4.2) *Margem da revenda* ($M_{revenda}$): valor que remunera a atividade de revenda de gasolina.

4.3) *Tributos* (ICMS, PIS/Cofins e CIDE)

4.4) *Preço de revenda da gasolina C ao consumidor* (P_{rev})

$$P_{rev} = PF_{dist} + M_{revenda} + Tributos$$

Quanto ao **óleo diesel** consumido no Brasil, este pode ser produzido pela Petrobras, por outros refinadores instalados no país, por centrais petroquímicas ou, ainda, importado por empresa autorizada pela ANP (PETROBRAS, 2009).

As distribuidoras revendem o óleo diesel para os milhares de postos de abastecimento, para os transportadores revendedores retalhistas (TRR) ou diretamente para grandes consumidores, como empresas de transporte de carga e passageiros, indústrias e fazendas. Na cadeia de comercialização, os TRR são responsáveis pela

revenda a grandes consumidores que não possuem estrutura própria, retirando produto das distribuidoras e entregando diretamente ao cliente⁷⁹ (PETROBRAS, 2009).

Tal como para a gasolina, o preço do óleo diesel praticado é formado pelo valor do produto mais tributos estaduais (ICMS) e federais (CIDE, PIS/COFINS). O preço que o consumidor paga no posto também inclui o custo de aquisição do biodiesel e os custos e margens de comercialização das distribuidoras e dos revendedores (PETROBRAS, 2009).

Com base em ANP (2009), apresenta-se abaixo a estrutura atual de formação do preço do **óleo diesel**, além da formação dos preços de distribuição e de revenda.

1) Produtores de Óleo Diesel:

1.1) *Preço de Realização* (PR): preço praticado nas refinarias, que remunera a atividade de processamento de petróleo, sem a inclusão de tributos.

1.2) *Tributos* (T_{ref}): CIDE, PIS/PASEP COFINS e ICMS.

1.3) *Preço de Faturamento Produtores* (P_{prod_diesel}): preço que os produtores vendem a gasolina para as distribuidoras.

$$P_{prod_diesel} = PR + T_{ref}$$

2) Produtores de Biodiesel – B100

2.1) *Preço do biodiesel – B100* (P_{B100}): preço que remunera a produção do B100.

2.2) *Preço do frete de coleta do biodiesel* ($Frete_{B100}$)

2.3) *Preço de faturamento dos produtores de B100* (P_{prod_B100}): preço que os produtores vendem o biodiesel às distribuidoras.

$$P_{prod_B100} = P_{B100l} + Frete_{B100}$$

3) Distribuidoras

3.1) *Preço de aquisição do diesel (B3) pelas distribuidoras* (P_{dist}), incluindo 3% de biodiesel no diesel puro (B0):

$$P_{dist} = (P_{prod_diesel} + Frete_{diesel}) * 0,97 + P_{prod_B100l} * 0,03$$

3.2) *Margem da distribuidora* (M_{dist}): valor que remunera a atividade de distribuição de diesel.

⁷⁹ Em 2007, 627 TRR de combustíveis encontravam-se cadastrados na ANP. As regiões Sul e Sudeste concentravam, respectivamente, 35,7% e 30,1% deste total, enquanto as regiões Centro-Oeste, Nordeste e Norte tinham, respectivamente, 22%, 6,9% e 5,3% do total de TRR do País. Por Unidade da Federação, sobressaíram-se São Paulo (17,1%), Mato Grosso do Sul (13,6%), Paraná (15%) e Rio Grande do Sul (14,8%), concentrando 60,4% do total de TRR do País (ANP, 2008).

3.3) *Frete e tributos* (frete da base de distribuição até o posto revendedor, e tributos).

3.4) *Preço de faturamento das distribuidoras* (P_{dist}): preço que as distribuidoras vendem diesel aos postos revendedores.

$$PF_{dist} = P_{dist} + M_{dist} + Frete + Tributos$$

4) Revenda

4.1) *Preço de aquisição para revenda* (P_{aquis_rev})

$$P_{aquis_rev} = PF_{dist}$$

4.2) *Margem da revenda* ($M_{revenda}$): valor que remunera a atividade de revenda de diesel.

4.3) *Tributos* (ICMS, PIS/Cofins e CIDE)

4.4) *Preço de revenda do diesel ao consumidor* (P_{rev})

$$P_{rev} = PF_{dist} + M_{revenda} + Tributos$$

Quanto ao **etanol**, de acordo com BNDES (2008), os preços para o consumidor são determinados pelos preços ao produtor, que, por sua vez, deverão ser definidos segundo as *cadeias produtivas e logísticas* adotadas, incorporando os tributos devidos e as margens de comercialização. O preço mínimo do etanol para os produtores, assim, deve atender a dois pressupostos: a) cobrir os custos de produção, incluindo os custos da matéria-prima e a operação da planta de produção, bem como os custos de capital correspondentes aos investimentos produtivos realizados; e b) ser igual ou superior aos resultados que seriam obtidos caso a matéria-prima se destinasse a fabricação de produtos alternativos. No caso do etanol de cana-de-açúcar, os produtos alternativos a considerar são, basicamente, o açúcar e o melaço, subprodutos inevitáveis da indústria açucareira, com aplicações como insumo industrial e alimento animal (BNDES, 2008).

Com base em ANP (2009), apresenta-se abaixo a estrutura atual de formação do preço do **álcool etílico hidratado combustível (AEHC)**, além da formação dos preços de distribuição e de revenda.

1) Produtores de Álcool Etílico Hidratado Combustível – AEHC:

1.1) *Preço de Realização* (PR): preço praticado pelas usinas e destilarias, que remunera a produção do etanol, sem a inclusão de tributos.

1.2) *Tributos* (T_{ref}): PIS/PASEP COFINS e ICMS.

1.3) *Preço de Faturamento Produtores* ($P_{\text{prod_diesel}}$): preço que os produtores vendem a gasolina para as distribuidoras.

$$P_{\text{prod_diesel}} = PR + T_{\text{ref}}$$

2) Distribuidoras

2.1) *Preço de aquisição do AEHC pelas distribuidoras* (P_{dist})

$$P_{\text{dist}} = (P_{\text{prod_AEHC}} + \text{Frete}_{\text{AEHC}})$$

2.2) *Margem da distribuidora* (M_{dist}): valor que remunera a atividade de distribuição de AEHC.

2.3) *Frete e tributos* (frete da base de distribuição até o posto revendedor, e tributos).

2.4) *Preço de faturamento das distribuidoras* (PF_{dist}): preço que as distribuidoras vendem diesel aos postos revendedores.

$$PF_{\text{dist}} = P_{\text{dist}} + M_{\text{dist}} + \text{Frete} + \text{Tributos}$$

3) Revenda

3.1) *Preço de aquisição para revenda* ($P_{\text{aquis_rev}}$)

$$P_{\text{aquis_rev}} = PF_{\text{dist}}$$

3.2) *Margem da revenda* (M_{revenda}): valor que remunera a atividade de revenda de AEHC.

3.3) *Tributos* (ICMS e PIS/Cofins)

3.4) *Preço de revenda do AEHC ao consumidor* (P_{rev})

$$P_{\text{rev}} = PF_{\text{dist}} + M_{\text{revenda}} + \text{Tributos}$$

Até o ano de 1999, a política de preços para o GN no Brasil limitava-se ao estabelecimento de um teto vinculado ao preço do óleo combustível (OC)⁸⁰. Com a publicação da Lei n.º 9.478/97, determinou-se que, durante um período de transição, estendido até 31 de dezembro de 2001, os reajustes e revisões dos preços dos derivados de petróleo e GN, praticados pelas unidades produtoras ou de processamento, seriam efetuados segundo diretrizes e parâmetros estabelecidos, conjuntamente, pelos

⁸⁰ Em 1994, era estabelecida a paridade de 75% entre o preço máximo de venda do GN nacional e o preço do OC (e uma paridade de 85% para o preço do GN importado). Em 1999, com a edição das Portarias Interministeriais MF/MME 90 e 91, de 1999, os preços dos óleos combustíveis passaram a variar, vinculados ao mercado externo. No mesmo ano, a Portaria Interministerial MF/MME n.º 92 ratificou as disposições das Portarias anteriores e alterou a paridade entre o GN e o OC, da base de distribuição para a refinaria, ajustando-a para 86,22% para o GN nacional e 97,72% para o GN importado (ANP, 2004)

Ministérios da Fazenda e de Minas e Energia. Terminado este período transitório, tais preços seriam liberados (ANP, 2004).

Neste contexto, editou-se a Portaria Interministerial MF/MME n.º 03, de 17 de fevereiro de 2000, que fixou preços máximos para as vendas à vista do GN nacional às distribuidoras estaduais nos *city gates*. Estes preços máximos eram resultantes da soma de duas parcelas, uma relativa ao transporte e outra ao produto (ANP, 2004).

Na parcela referente ao *produto*, incluíam-se todos os custos e a remuneração até a entrada do gás no sistema de transporte: produção, transferência e processamento. Na parcela referente ao *transporte*, consideravam-se os custos e a remuneração da atividade de transporte⁸¹. As duas parcelas eram corrigidas de forma diferente, cabendo à ANP estabelecer os valores da parcela de transporte (ANP, 2004).

Com base em RG Consultores (2004), apresenta-se abaixo a estrutura atual de formação do preço do **gás natural (GN)**, além da formação dos preços de distribuição e de revenda.

1) Preços de aquisição do GN importado no *City Gate* (P_{GN_import})⁸²:

1.1) *Preço do gás (PG)*: preço do produto (*commodity*)

1.2) *Transporte (TT)*: preço referente ao transporte do gás.

1.3) *Tributo (II)*: imposto sobre importação

$$P_{GN_import} = PG + TT + II$$

2) Distribuidoras

2.1) *Preço de aquisição do Gás pelas distribuidoras* (P_{dist})

2.2) *Tributo (ICMS)*: o ICMS é calculado pela alíquota vigente no Estado no qual se faz a internalização do bem no País. O ICMS incide sobre o preço de aquisição do GN importado mais o imposto sobre importação (II).

$$P_{dist} = (P_{GN_import}) + ICMS$$

⁸¹ A Tref, calculada de forma a prover a remuneração considerada adequada ao sistema de transporte, teve como base o valor estimado dos ativos componentes do mesmo. Essa estimativa foi feita de acordo com o custo de reposição da malha de gasodutos de transporte existente. A questão referente à Tarifa de Transporte de gás natural está entre os temas prioritários do ponto de vista regulatório. A discussão concentra-se na escolha entre tarifas do tipo postal, que implicam fortes subsídios cruzados, e tarifas diferenciadas, as quais refletem, em maior ou menor grau, os custos incorridos na atividade de transporte.

⁸² O gás nacional apresenta uma estrutura similar ao gás importado em relação ao impacto do ICMS e do PIS / COFINS. Entretanto, a estrutura do gás nacional não apresenta impostos sob importação (incluído o ICMS).

2.3) *Margem da distribuidora* (M_{dist}): valor que remunera a atividade de distribuição de AEHC.

2.4) *Tributos* (ICMS e PIS/Cofins)

2.5) *Preço de faturamento das distribuidoras* (PF_{dist}): preço que as distribuidoras vendem GN aos postos revendedores.

$$PF_{dist} = P_{dist} + M_{dist} + Tributos$$

3) Revenda

3.1) *Preço de aquisição para revenda* (P_{aquis_rev})

$$P_{aquis_rev} = PF_{dist}$$

3.2) *Margem da revenda* ($M_{revenda}$): valor que remunera a atividade de revenda de GNV.

3.3) *Tributos* (ICMS e PIS/Cofins)

3.4) *Preço de revenda do GNV ao consumidor* (P_{rev})

$$P_{rev} = PF_{dist} + M_{revenda} + Tributos$$

3.3.2. Políticas fiscais e definição dos preços dos combustíveis

Esta seção mostra a relação entre a definição de políticas fiscais, via incidência de tributos, e a formação dos preços finais dos combustíveis.

Do ponto de vista do governo, a tributação sobre combustível é bastante eficaz⁸³, pois os governos conseguem aumentar sua receita tributária, apesar da queda no volume de vendas, dada a relativa inelasticidade-preço dos combustíveis⁸⁴. Isto é, mesmo com o aumento dos preços, pela incidência de um novo tributo e/ou de uma alíquota maior para um tributo já existente, a base de tributação não variará muito por conta da baixa sensibilidade dos consumidores frente a variações nos preços dos combustíveis.

Além disso, como afirma Dutra (2004), normalmente os governos preferem tributar a gasolina (combustível mais relacionado ao consumo das famílias), em detrimento do óleo diesel (combustível associado ao setor de fretes e transportes e, por

⁸³ Em nível macroeconômico, uma política fiscal é eficaz quando gera pouco impacto sobre o nível total da renda (ou do PIB). Isto é, se um aumento de tributos ou uma diminuição de gastos governamentais não levar a uma diminuição excessiva do nível de renda. Em outras palavras, a política fiscal será tão eficaz quanto mais inelástico for o nível de renda em relação às variações desta política.

⁸⁴ A baixa elasticidade-preço demanda de combustíveis será abordada de forma mais completa no capítulo 4.

isso, importante componente dos custos produtivos de uma economia), para amenizar o impacto inflacionário. Em outras palavras, se os custos produtivos aumentarem, a inflação de custo poderia sofrer uma pressão de alta; por outro lado, inversamente, aumentando os preços sobre os bens de consumo das famílias, a inflação de demanda poderia sofrer uma pressão de baixa, derivada de uma leve diminuição do consumo. Por fim, existe uma razão estritamente fiscal para as elevadas taxas de tributação sobre os combustíveis: o custo de arrecadação é relativamente baixo, devido ao elevado volume de negócios e à organização da cadeia de produção e comercialização.

Além das motivações fiscais, a tributação setorial tem por base outros objetivos setoriais tais como, a correção de externalidades no uso das mercadorias (como efeitos ambientais e desgastes de rolamentos)⁸⁵ (SILVA, 2003).

Nos padrões brasileiros, a matriz de tributos federais e estaduais, diferenciada entre os vários combustíveis veiculares, privilegia o óleo diesel e os biocombustíveis. Assim, sobre a gasolina, incide um nível mais elevado de tributos em comparação ao AEHC, o GNV e o óleo diesel (BNDES, 2008).

Assim, os tributos atualmente incidentes sobre as operações envolvendo combustíveis automotivos são: i) Imposto sobre a Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS); ii) Contribuição para o Programa de Integração Social do Trabalhador (PIS) e Contribuição Social para o Financiamento da Seguridade Social (COFINS); e; iii) Contribuição de Intervenção do Domínio Econômico (CIDE)⁸⁶ (BRASIL, 2009; CAVALCANTI, 2006).

A seguir, serão apresentadas algumas características desses tributos.

3.3.2.1. Imposto sobre a Circulação de Mercadorias e Serviços – ICMS

A tributação sobre combustíveis e lubrificantes teve início, no ordenamento jurídico brasileiro, com a promulgação do Decreto-lei nº 2.615/40, que estabeleceu “o imposto único sobre combustíveis e lubrificantes líquidos minerais, importados e produzidos no país”. Contudo, buscando-se uma maior racionalidade em relação à tributação sobre produção/circulação, a Constituição Federal de 1988 incluiu todos os

⁸⁵ A tributação setorial é um dos argumentos defendidos pela taxação setorial do carbono, conforme apresentado no final do capítulo 2.

⁸⁶ No caso do mercado de combustíveis automotivos, o **Imposto sobre a Importação** teve sua alíquota reduzida a zero em janeiro de 2001, como forma de equalizar os preços nacionais e internacionais para abrir o mercado. Quanto à CPMF, sua alíquota também foi reduzida a zero com a Lei nº 11.482, de 31 de maio de 2007, referente a todas as transações outrora suscetíveis a essa tributação (BRASIL, 2009).

produtos, até então sujeitos à incidência de “impostos únicos”, no campo de incidência do ICMS (ROSA, 2009).

O ICMS é um imposto indireto e não-cumulativo, cujos fatos geradores para a incidência são: i) circulação de mercadorias dentro de um mesmo estado ou entre estados; ii) prestação de serviço de comunicação, urbanos, interurbanos e internacionais e, iii) prestação de serviços de transporte intermunicipal ou interestadual. (CAVALCANTI, 2006).

O ICMS é o equivalente ao internacionalmente conhecido IVA (Imposto sobre Valor Agregado). O IVA é uma forma consistente de tributo, capaz de arrecadar um volume significativo de recursos a um baixo custo, incidente em todas as etapas de produção e de comercialização, possibilitando a dedução do imposto pago na etapa precedente para fins de apuração do débito final, sendo transparente e reduzindo sensivelmente a sonegação. Além dessas vantagens, o IVA não onera a produção, porque incide sobre a compra (CAVALCANTI, 2006).

No Brasil, o IVA, além do propósito arrecadatório, possui finalidades de redistribuição de renda e de desenvolvimento regional. Para tais finalidades, o sistema adotado é o de diferenciação de alíquotas. As alíquotas de ICMS podem diferir conforme o estado e podem ser seletivas, variando segundo o tipo de produto. Além disso, são classificadas em internas (para a comercialização dentro do estado) ou interestaduais. Ao Senado Federal cabe estabelecer as alíquotas máximas aplicáveis nas operações interestaduais. (CAVALCANTI, 2006)

A Constituição de 1988 estabeleceu uma forma bastante complexa para a incidência do ICMS. O tributo foi instituído para incidir sobre o valor agregado na comercialização de um determinado bem ou serviço. Contudo, sua aplicação é pouco transparente, pois o ICMS é base de cálculo para a sua própria incidência (imposto “*por dentro*”), fazendo com que a alíquota nominal não corresponda à alíquota efetiva paga pelo contribuinte (SIMÃO, 2001; CAVALCANTI, 2006).

Apesar de ter sido “acordado” que a tributação sobre eletricidade e combustíveis seria devida tão-somente ao Estado de destino, a redação legislativa permitiu questionamentos sobre a incidência do ICMS em operações interestaduais (ROSA, 2009). Nas operações de importação, o tributo arrecadado cabe ao Estado onde está localizado o estabelecimento importador. O ICMS incide sobre o valor CIF do produto acrescido do Imposto de Importação e do Imposto sobre Produtos Industrializados (IPI).

Normalmente o ICMS é pago no momento do desembaraço aduaneiro do produto no país (CAVALCANTI, 2006).

Após quase dez anos da promulgação da Constituição de 1988, adveio uma Lei Complementar para regulamentar o ICMS, a LC nº 87/96, conhecida por Lei Kandir. Com a promulgação desta, começou a pacificar-se o entendimento de que o texto constitucional, ao estabelecer que o ICMS não incidiria nas operações interestaduais com combustíveis, lubrificantes e energia elétrica, na verdade estabelecia que, nas operações interestaduais com estes produtos, o ICMS seria devido tão-somente ao Estado de destino (ROSA, 2009).

3.3.2.2. Contribuição para Financiamento da Seguridade Social (COFINS) e Contribuição ao Programa de Integração Social (PIS)

A COFINS incide sobre o faturamento mensal, em que sua alíquota geral não cumulativa é de 7,6%. Entretanto há alíquotas específicas para determinados segmentos e produtos, bem como particularidades para a formação da base de cálculo. Quanto ao PIS, cuja alíquota não cumulativa é de 1,65%, há duas modalidades dessa contribuição, uma incidente sobre a folha de salários (que não afeta diretamente a cadeia de combustíveis automotivos) e outra que incide sobre o faturamento (CAVALCANTI, 2006).

Observa-se, ainda, que PIS e COFINS podem ter suas alíquotas específicas ou *ad valorem*. O Decreto nº 5.059/04 estabeleceu os coeficientes de redução das referidas contribuições de acordo com a Lei nº 10.865/04, fixando a alíquota específica de alguns produtos, gerando um incentivo aos agentes econômicos a adotarem esta opção (BRASIL, 2009).

Apesar de o fato gerador ser a receita bruta auferida, atualmente, o diesel e a gasolina são tributados pela PIS e COFINS por unidade demandada (sob uma alíquota específica). Isso se deve a possibilidade de um agente optar por regime de apuração e pagamento da contribuição para o PIS e a COFINS no qual os valores das contribuições são calculados por unidade de metro cúbico do produto (CAVALCANTI, 2006).

3.3.2.3. A Contribuição de Intervenção de Domínio Econômico – “CIDE dos Combustíveis”

A Contribuição de Intervenção de Domínio Econômico sobre as atividades de importação e comercialização de combustíveis (“CIDE dos Combustíveis”) foi instituída pela Lei nº 10.336, em 2001. A partir de 2002, surgiu este novo tributo, em substituição à política de subsídios cruzados praticados pela Parcela de Preço Específica (PPE), que não se tratava diretamente de um tributo, mas economicamente se confundia com o mesmo, pois era uma receita gerada no processo de formação dos preços dos derivados. Na verdade, como era instrumento para a prática de subsídios cruzados, a PPE tinha valor positivo para alguns derivados, como no caso da gasolina, e negativo em outros, como no caso do GLP. Assim, caso as importações fossem liberalizadas, haveria, por exemplo, uma grande desvantagem de preços da gasolina doméstica frente à importada. (CAVALCANTI, 2006).

A base de cálculo da CIDE é a unidade de medida estipulada na lei para os produtos importados e comercializados no mercado interno. A CIDE pode ter alíquotas específicas (com base na unidade de medida) ou *ad valorem* (com base no faturamento ou receita bruta da operação) (CAVALCANTI, 2006). A CIDE incidirá no mercado interno, assim como na importação, com as seguintes alíquotas específicas (BRASIL, 2009):

- a) gasolinas e suas correntes: R\$ 501,10 por metro cúbico (m³);
- b) diesel e as correntes: R\$ 157,80 por m³;
- c) querosene de aviação: R\$ 21,40 por m³;
- d) outros querosenes, R\$ 25,90 por m³;
- e) óleos combustíveis (*fuel oil*): R\$ 11,40 por tonelada;
- f) gás liquefeito de petróleo (GLP): R\$ 104,60 por tonelada; e
- g) álcool etílico combustível: R\$ 22,54 por m³.

A Emenda Constitucional nº 33/01 também estabeleceu os destinos dos recursos arrecadados pela CIDE, sendo eles: i) subsídio a preços ou transporte de álcool combustível, gás natural e seus derivados, e derivados de petróleo; ii) financiamento de projetos ambientais relacionados com a indústria do petróleo e do gás; iii) financiamento de programas de infra-estrutura e transportes. (CAVALCANTI, 2006)

3.4. SÍNTESE

O presente capítulo procurou apresentar uma análise pormenorizada do mercado de combustíveis automotivos no Brasil, referente à estrutura de mercado e à formação do preço desses derivados.

Inicialmente apresentou-se a *composição do mercado de combustíveis e da frota de veículos no Brasil*. Constatou-se que o transporte rodoviário de passageiros é o principal modal de transporte no país, em cuja participação dos automóveis representa quase 80% da frota nacional de veículos (ANFAVEA, 2009), e a gasolina é o combustível utilizado por 79% da frota de veículos leves (BORBA, 2008).

Em relação à *estrutura do mercado de combustíveis*, as reformas institucionais realizadas na indústria de petróleo – cujo marco foi flexibilização do regime de monopólio – visavam à implantação de um regime industrial que promovesse os investimentos necessários ao seu contínuo desenvolvimento e à eliminação das ineficiências via atração de novas empresas e aumento da competição nos diversos segmentos (SILVA, 2003). Assim, o mercado de distribuição dos combustíveis caracteriza-se por uma estrutura oligopolizada, em que 44% da revenda de combustíveis, em 2007, se dividiam entre seis das 133 bandeiras atuantes – e, entre as seis maiores, a BR Distribuidora, com 17% da fatia do mercado (ANP, 2008).

Em relação às *características dos combustíveis automotivos* selecionados, três são de origem fóssil (gasolina, diesel e GNV) e dois biocombustíveis renováveis (álcool e biodiesel).

Quanto aos veículos equipados com motores de ciclo Otto, a introdução dos automóveis *multicombustíveis* tornou possível a utilização de uma combinação de álcool hidratado e/ou gasolina, garantido maior flexibilidade no consumo final. Além disso, a disseminação do “kit gás” ampliou as possibilidades de escolha do consumidor, que pode optar pela utilização do GNV como substituto à gasolina e ao álcool.

Em relação aos motores de ciclo Diesel, o desenvolvimento do biodiesel vem possibilitando diminuir as emissões de GEE e outros gases poluentes, uma vez que ele é um combustível limpo e renovável, podendo ser adicionado ao diesel comum ou ser utilizado puro em motores desse tipo.

No tocante à *formação de preços de combustíveis*, buscou-se compreender de que maneira os preços dos combustíveis podem variar frente à existência de forças exógenas ao mercado. No Brasil, o preço praticado ao consumidor é composto por

quatro parcelas: valor do produto (preço de realização do produtor ou importador), margens de comercialização (de distribuição e dos postos revendedores), fretes e tributos (ICMS, CIDE, PIS/COFINS).

De acordo com Silva (2003), pelo fato de existir um mercado internacional organizado para as transações de petróleo e derivados, os preços ali definidos se tornam referência aos preços praticados no mercado doméstico. Além disso, características técnico-econômicas e geopolíticas específicas da indústria de petróleo e derivados levam ao comportamento volátil dos preços. Por fim, embora haja grande correlação de preços de petróleo e derivados, condicionantes específicos dos segmentos de refino e distribuição, bem como características dos mercados locais contribuem para ampliar ou amortecer as variações de preços ocorridas a jusante da cadeia.

Para a *definição dos preços ex-refinaria*, a estrutura de mercado apresenta-se como fator determinante. No Brasil, a Petrobras tem ingerência apenas sobre uma parcela na formação do preço final ao consumidor: o preço nas suas refinarias (o chamado preço ex-refino, ou preço de realização).

Em relação ao *componente fiscal na definição dos preços*, do ponto de vista do governo, a tributação sobre combustível é bastante eficaz, pois os governos conseguem aumentar sua receita tributária, apesar da queda no volume de vendas, dada a relativa inelasticidade-preço dos combustíveis. Além disso, como afirma Dutra (2004), normalmente os governos preferem tributar a gasolina, em detrimento do óleo diesel, para amenizar o impacto sobre a inflação de custo e, ao mesmo tempo, segurar a demanda e os impactos sobre a inflação de demanda.

Especialmente no tocante à política fiscal, foi possível observar que, ao mesmo tempo em que há tributos que oneram os preços finais (ICMS e PIS/COFINS), a CIDE pode ser utilizada como um instrumento de amortização de mudanças de preços, principalmente diante da volatilidade dos preços internacionais.

No quarto capítulo, a seguir, serão apresentadas as principais características sócio-econômicas e elasticidades da demanda associadas ao consumo de combustíveis em transporte de passageiros.

O terceiro e o quarto capítulo deverão, assim, dar subsídio à análise da incidência da taxa de carbono sobre os combustíveis automotivos, no Brasil, a ser feita no quinto capítulo.

4. CARACTERÍSTICAS SÓCIO-ECONÔMICAS E ELASTICIDADES DA DEMANDA NO SETOR DE TRANSPORTE DE PASSAGEIROS

O capítulo anterior apresentou um panorama do mercado de combustíveis automotivos no Brasil, referente à sua estrutura e à formação do preço desses produtos.

Nesse quarto capítulo, inicialmente, será apresentado o conceito de elasticidade (preço e renda) da demanda de combustíveis automotivos, a fim de se estabelecer o perfil do comportamento dos consumidores e como se comportam suas curvas de demanda quando há variações de renda e/ou de preço. Em seguida, serão apresentadas as principais características sócio-econômicas do transporte de passageiros no Brasil, principalmente no que tange à participação das despesas com transporte nas despesas correntes médias das famílias. Por fim, será apresentada uma síntese dos principais pontos abordados nesse capítulo.

Com base nesses conceitos, será possível, no quinto capítulo, avaliar as principais hipóteses da incidência de taxas de carbono sobre os combustíveis automotivos no setor de transporte de passageiros, no Brasil.

4.1. ELASTICIDADES DA DEMANDA DE COMBUSTÍVEIS

Um componente fundamental que auxilia a compreender as variações de demanda é o conceito de elasticidade da demanda, que mede, em linhas gerais, a sensibilidade do consumidor frente a variações de preço (elasticidade-preço) e de renda (elasticidade-renda).

Esta seção apresenta a definição de elasticidade e uma revisão bibliográfica de estudos internacionais e nacionais sobre elasticidade da demanda no mercado de combustíveis automotivos. Espera-se, com isso, conhecer o quão sensível é o consumidor de combustíveis no Brasil para que se possa, no quinto capítulo, estimar o impacto sobre a demanda de combustíveis frente à incidência da taxa de carbono.

4.1.1. Definindo elasticidade

A teoria econômica diz que a demanda por um bem depende do seu preço, bem como da renda do consumidor e do preço de outros produtos. A *elasticidade* é a medida de sensibilidade de uma variável em relação à outra, ou, mais especificamente, é a variação percentual que ocorre em uma variável (para determinados níveis de preço e quantidade), em resposta à variação de 1% em outra variável (PINDYCK, 2006).

A demanda é elástica se um bem tiver elasticidade, em módulo, maior do que 1, e inelástica se for, em módulo, menor do que 1. Também se pode dizer que a demanda elástica é aquela em que a quantidade demandada é muito sensível às variações do preço e, por outro lado, na demanda inelástica a quantidade demandada é insensível às variações do preço. Por fim, a demanda terá elasticidade unitária se for, em módulo, igual a 1 (PINDYCK, 2006).

A *elasticidade-preço* da demanda é definida como a variação percentual na quantidade demandada pela variação percentual no preço. Se a equação de demanda $q=g(p)$, então “ ϵ_p ” é a elasticidade, definida a seguir, pela equação (1),

$$\epsilon_p = \frac{p}{q} \cdot \frac{\partial q}{\partial p} \quad (1)$$

Onde: p = preço

q = quantidade

A *elasticidade-renda* da demanda, por sua vez, pode ser explicada como a variação percentual na quantidade demandada pela variação percentual na renda. Assim, como demonstra a equação (2), se “ ϵ_m ” é a elasticidade, então,

$$\epsilon_m = \frac{m}{q} \cdot \frac{\partial q}{\partial m} \quad (2)$$

Onde: m = renda

Além disso, pode-se analisar a elasticidade em função de quantos substitutos o bem possui, ou seja, se a curva de demanda de um bem é sensível às variações de preço de outros bens. Dessa forma, a *elasticidade-preço cruzada* da demanda é definida como a variação percentual na quantidade demandada de um bem X resultante de uma variação no preço do bem Y. Quanto maior for essa sensibilidade entre os dois bens, maior é a capacidade de substituição entre os mesmos. Pela mesma lógica, se um bem tiver poucos substitutos próximos é provável que sua demanda seja bastante inelástica (PINDYCK, 2006).

No limite, a elasticidade preço-cruzada será infinita para bens perfeitamente substitutos, e nula para bens complementares (isto é, bem cujas funções de demanda são interdependentes). Assim, pode-se expressar:

$$\varepsilon_{x,y} = \frac{p_y}{q_x} \cdot \frac{\partial q_x}{\partial p_y} \quad (3)$$

De acordo com Varian (2003), a elasticidade-preço da demanda de combustíveis está profundamente relacionada ao conceito de *preço de reserva* de cada agente, isto é, com a disposição que cada agente possui para pagar por determinada quantidade de um bem ou serviço. Dessa forma, quanto maior for o preço de reserva dos agentes em relação a determinado produto/serviço, menor tenderá a ser a elasticidade-preço da demanda.

Um modelo alternativo, para calcular a elasticidade-preço da demanda da gasolina, foi definido por Brons et al (2008). A base da metodologia considerada nesse estudo é a decomposição da função de demanda da gasolina (G) na multiplicação de três fatores: eficiência do combustível (FE – *fuel efficiency*), distância percorrida por veículo (km/C) e posse de veículos (C):

$$G = FE^{-1} \times \frac{km}{C} \times C \quad (4)$$

Em que FE é definido por

$$FE = \frac{km}{l} \quad (5)$$

Onde l é a quantidade de litros de gasolina.

A partir dessa decomposição, define-se a seguinte função de elasticidade-preço da demanda de gasolina (ε_G):

$$\varepsilon_G = \varepsilon_{FE} + \varepsilon_{km/C} + \varepsilon_C \quad (6)$$

Em que ε_{FE} , $\varepsilon_{km/C}$ e ε_C representam, respectivamente, a elasticidade da eficiência do combustível, da distância percorrida por veículo (km/C) e da posse de veículos, com respeito ao preço da gasolina (BRONS et al, 2008).

A seguir, a subseção 4.1.2 apresentará ampla revisão bibliográfica sobre a elasticidade-preço e renda da demanda incidente no mercado de combustíveis fósseis e no setor de transportes.

4.1.2. Revisão da literatura

4.1.2.1. Trabalhos internacionais

Na literatura econômica existem vários estudos sobre a demanda por gasolina em países desenvolvidos e em desenvolvimento. Um trabalho clássico que efetuou a revisão de mais de uma centena de artigos sobre estimativa de demanda por gasolina foi realizado por Dahl e Sterner (1991). Os valores, em média, encontrados para elasticidade-preço (-0,24) e elasticidade-renda (0,45) de curto prazo são menores do que as elasticidades de longo-prazo (-0,80 e 1,16, respectivamente).

Bentzen (1994) desenvolveu um estudo para estimar as elasticidades de curto prazo e de longo prazo da demanda por gasolina na Dinamarca, no período de 1948 a 1991. Nesse trabalho, analisou-se o impacto do aumento de impostos sobre a gasolina, como a taxa de carbono. A elasticidade preço da demanda por gasolina no curto prazo (-0,32) foi menor do que no longo prazo (-0,41).

Eltony e Al-Mutairi (1995) desenvolveram uma pesquisa em que estimaram a demanda por gasolina no Kuwait para o período de 1970-1989. Eles utilizaram dados anuais de séries de tempo para o Kuwait e estimaram as elasticidades de curto prazo e de longo prazo da demanda por gasolina. Os resultados desse trabalho mostraram que as elasticidades-preço de curto prazo (-0,37) e de longo prazo (-0,46) indicavam uma inelasticidade da demanda. Quanto à elasticidade renda da demanda, os resultados no curto prazo (0,47) e no longo prazo (0,92) sugeriram uma maior sensibilidade no longo prazo.

Ainda de acordo com Eltony e Al-Mutairi (1995), a demanda de gasolina tende a continuar crescendo no Kuwait por conta da continua e crescente demanda do setor de transporte. Como consequência, os subsídios à gasolina (existentes em 1995, naquele país), poderiam ser revistos (sinalizando um possível aumento do preço deste combustível em torno de 10-30%), sem causar grande impacto na demanda. Isto é, com a baixa elasticidade-preço da demanda de gasolina (tanto no curto, quanto no longo prazo), a expectativa é de que esse aumento de preços não arrefeça o aumento do consumo no Kuwait.

Eltony (1996) estudou a demanda por gasolina, para os países do Conselho de Cooperação do Golfo (*Gulf Cooperation Council - GCC*), com o objetivo de estimar as elasticidades (preço e renda) da demanda, para o curto e o longo prazo. O resultado

encontrado mostrou inelasticidade total da gasolina, tanto com respeito ao preço quanto à renda, para o curto e o longo prazo, como mostra a Tabela 4.1 a seguir:

Tabela 4.1: Índices de elasticidade da demanda – GCC

	Curto Prazo	Longo Prazo
Renda	0,31	0,48
Preço	-0,11	-0,17

Fonte: Eltony (1996)

No longo prazo, os índices de elasticidade se mostram levemente maiores (em módulo) do que os mesmos índices para o curto prazo. Isso se explica pela demora em responder a ajustes de troca de padrões de consumo (e de substituição de automóveis) no curto prazo (ELTONY, 1996).

Espey (1998) levantou centenas de dados de estudos internacionais, publicados entre 1966 e 1997, cobrindo o período de 1929 a 1993. Muitos desses estudos envolveram múltiplos modelos diferenciados por região, equação funcional, método de estimação, ou pela definição das variáveis. A literatura escolhida incluiu 277 estimações de elasticidade-preço de longo prazo, 245 estimações de elasticidade-renda de longo prazo, 363 estimações de elasticidade-preço de curto ou médio prazo e 345 estimações de elasticidade-renda de curto ou médio prazo.

As Figura 4.1, Figura 4.2, Figura 4.3 e Figura 4.4 mostram as distribuições dos diversos índices de elasticidade (preço e renda) encontradas para curto, médio e longo prazos. A elasticidade-preço de curto prazo de demanda por gasolina variou entre 0 e -1,36, com média de -0,26 e mediana de -0,23 (Figura 4.1). A elasticidade-preço de longo prazo variou entre 0 e -2,72, com média de -0,58 e mediana de -0,43 (Figura 4.2). A elasticidade-renda de curto prazo variou entre 0 e 2,91, com média de 0,47 e mediana de 0,39 (Figura 4.3). A elasticidade-renda de longo prazo variou entre 0,05 e 2,73, com média de 0,88 e mediana de 0,81 (Figura 4.4) (ESPEY, 1998).

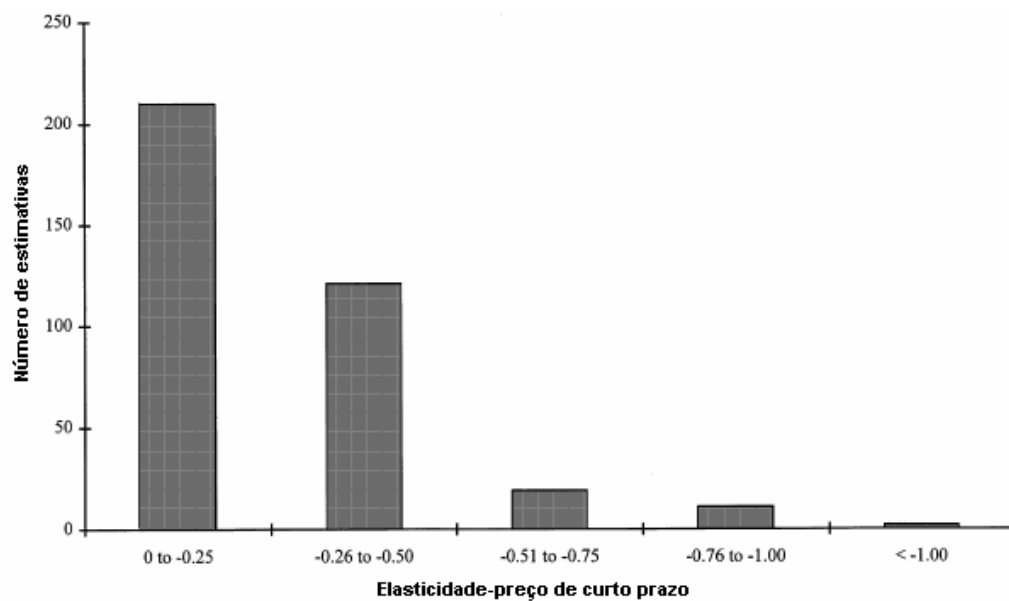


Figura 4.1: Índices de elasticidade-preço de curto prazo estimados para a demanda de gasolina

Fonte: Espey (1998)

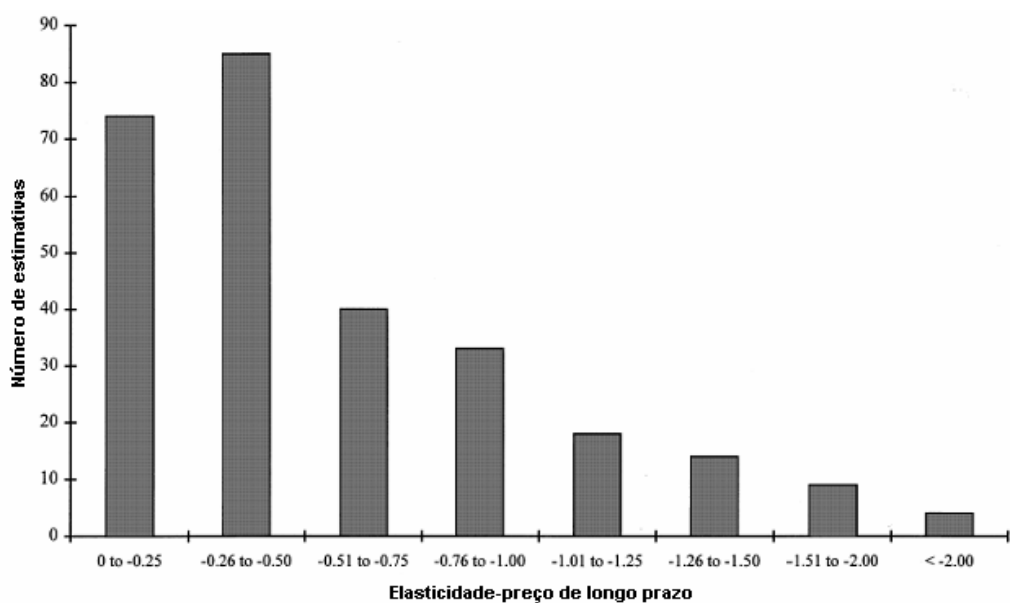


Figura 4.2: Índices de elasticidade-preço de longo prazo estimados para a demanda de gasolina

Fonte: Espey (1998)

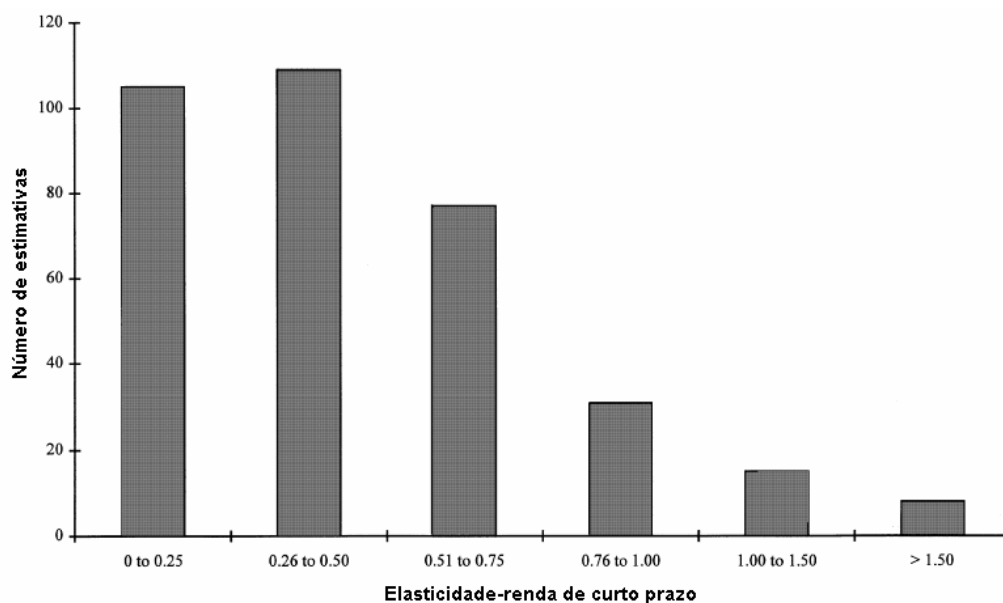


Figura 4.3: Índices de elasticidade-renda de curto prazo estimados para a demanda de gasolina

Fonte: Espey (1998)

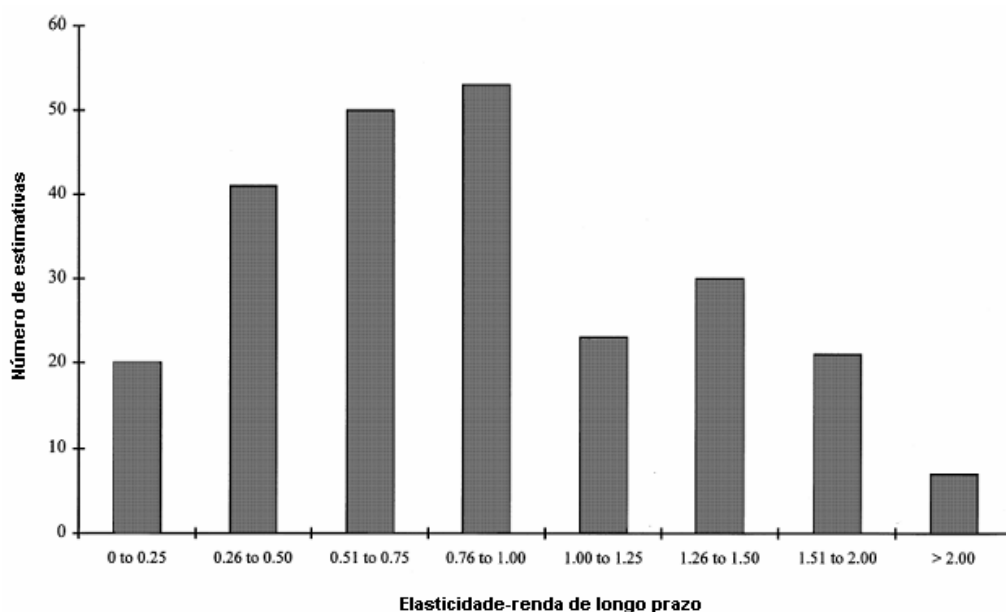


Figura 4.4: Índices de elasticidade-renda de longo prazo estimados para a demanda de gasolina

Fonte: Espey (1998)

Ramanathan (1999) pesquisou a relação entre a demanda por gasolina, renda e preço da gasolina, em estudo desenvolvido para analisar as elasticidades de curto e longo prazos da demanda por gasolina na Índia, para o período de 1972-1973 a 1993-1994. Os valores estimados de elasticidade-preço (-0,21) e elasticidade-renda (1,18) de curto prazo são inferiores aos valores desses índices para o longo prazo (-0,32 e 2,70,

respectivamente). Uma das razões para a demanda por gasolina ser elástica (mesmo no curto prazo) pode derivar do fato de o automóvel ainda ser considerado um artigo de luxo para muitos indianos⁸⁷.

Os índices de elasticidade-renda e elasticidade-preço, explicitados na Tabela 4.2, indicam a sensibilidade dos países diante de um aumento do preço da gasolina. O menor índice de elasticidade-preço de curto prazo se encontra em Taiwan (-0,03) e em Hong Kong (-0,06), enquanto que o maior nível de elasticidade-preço (ou seja, a maior sensibilidade da demanda diante da variação de preços) se encontra na Coréia do Sul (-0,50).

Tabela 4.2: Comparação de índices de elasticidade (renda e preço) de gasolina

Estudos e Países	Período de estimação	Elasticidades (em módulo)		Método
		Renda	Preço	
Ramanathan (1999) – Índia	1972-1994	1,18 (a) 2,68 (b)	0,21 (a) 0,32 (b)	Cointegração
Ramanathan e Geetha (1998) – Índia	1972-1994	1,43	0,42	MQO (OLS)
Bentzen (1994) – Dinamarca	1948-1991	- -	0,32 (a) 0,41 (b)	Cointegração
Eltony e Al-Mutariri (1995) –Kuwait	1970-1989	0,47 (a) 0,92 (b)	0,37 (a) 0,46 (b)	Cointegração
McRae (1994) – diversos países	Bangladesh	0,02	0,35	MQO (OLS)
	Hong Kong	0,22	0,06	MQO (OLS)
	Índia	1,38	0,32	MQO (OLS)
	Indonésia	1,69	0,20	MQO (OLS)
	Coréia do Sul	0,72	0,50	Auto
	Malásia	0,57	0,13	Auto
	Paquistão	2,91	0,39	MQO (OLS)
	Filipinas	0,15	0,39	MQO (OLS)
	Sri Lanka	0,82	0,34	Auto
	Taiwan	0,81	0,03	Auto
	Tailândia	1,77	0,30	MQO (OLS)
Wasserfallen e Guntensperger (1988) – Suécia	1962 - 1985	0,55 - 0,66	0,06 - 0,26	MQO (OLS)
Blum et al. (1988) - Alemanha Ocidental – dados mensais	Jan/1968 – Dez/1983	0,247	0,283	Transformação Box-Cos e Log Verossimilhança

Fonte: Ramanathan, 1999.

Notas: (a) Elasticidades de curto prazo; (b) Elasticidades de longo prazo.

⁸⁷ E, com um crescimento contínuo da renda, no longo prazo, as famílias terão maiores condições de adquirirem seus veículos, levando a um crescimento da demanda por gasolina. Observa-se, contudo, que em um ponto de vista de desenvolvimento sustentável, é necessário promover o desenvolvimento do transporte de massa em vez de estimular o transporte individual, grande consumidor de gasolina.

A Tabela 4.2 mostra a elevada inelasticidade-preço da demanda em todos os países, indicando que a variação do consumo de combustível é baixa diante de uma variação dos preços de gasolina. É possível observar que as elasticidades de curto prazo são menores do que as elasticidades de longo prazo, isto é, a sensibilidade de longo prazo é mais perceptível ao consumidor. Além disso, a baixa elasticidade de curto prazo se deve, também, ao fato de os ajustes estruturais (como o uso de automóveis) serem lentos por parte das famílias. Além disso, mesmo no longo prazo, observa-se que há inelasticidade-preço da demanda por gasolina. Assim, dados os índices de elasticidade-preço ressaltados acima, caso haja uma elevação de 100% no preço da gasolina, verificar-se-á uma diminuição na demanda de gasolina na ordem de 3% para Taiwan, de 6% para Hong Kong e de 50% para a Coreia do Sul.

Hilke e Kayser (2000) estudaram a demanda de gasolina nos Estados Unidos, com base no Painel de Estudos de Dinâmica da Renda (PSID, sigla em inglês), com dados relativos a 1981 (último ano de realização dessa pesquisa). Os resultados dessa pesquisa mostraram inelasticidade-renda da demanda no curto prazo de 0,48.

Akinboade et al (2008) analisaram a demanda de gasolina na África do Sul, para o período de 1978-2005. Os resultados obtidos, para o longo prazo, indicam inelasticidade-preço (-0,47) e inelasticidade-renda (0,36) da demanda. De acordo com esses autores, o transporte público na África do Sul é insuficiente, e isto acaba forçando as famílias a se deslocarem com automóveis particulares. Assim, políticas de aumento de preço, *ceteris paribus* (“tudo o mais constante”), não desencorajam o consumo de gasolina e que o aumento da renda leva a pequenos aumentos da demanda por gasolina.

Rao e Rao (2009) estimaram as elasticidades (preço e renda) da demanda, para Fiji. Como os demais autores supracitados, os resultados encontrados indicam inelasticidade da demanda de longo prazo, quanto à renda (0,45) e quanto ao preço (0,20).

Iwayemi et al (2009) estimaram a elasticidade (preço e renda) de demanda de alguns derivados de petróleo para a Nigéria, para o período de 1977 a 2006, utilizando co-integração multivariada. Seus resultados, assim como os vários estudos internacionais, confirmaram que a demanda de combustíveis varia positivamente com aumentos de renda e, negativamente, com aumentos de preço. Além disso, seus resultados corroboram a inelasticidade da demanda, em relação ao preço e a renda, como mostram os outros estudos. Contudo, observaram que a magnitude das elasticidades varia com o tipo de derivado: gasolina possui índice de elasticidade-preço

relativamente maior do que o do diesel. Para a Nigéria, as elasticidades renda e preço, de longo prazo, para a demanda de gasolina são 0,75 e -0,055, respectivamente.

Wadud et al (2009), através de um modelo semi-paramétrico, calcularam as elasticidades (renda e preço) da demanda, para os Estados Unidos. Esse modelo levou em conta diferentes classes de renda entre as famílias e suas diferentes reações a aumentos de preço.

Assim, pôde-se observar que à medida que a renda aumenta, a sensibilidade a variações de preço (elasticidade-preço da demanda) diminui. Em relação à localização do domicílio, observou-se que a elasticidade nas áreas urbanas tende a ser maior do que no meio rural, pois nas cidades os consumidores possuem outras opções de transporte que lhes permite abrir mão de se deslocarem com veículos particulares (reduzindo, portanto, o consumo de gasolina) (WADUD et al, 2009).

Analizou-se, ainda, a relação entre a elasticidade da demanda com o número de automóveis e a quantidade de pessoas assalariadas, por domicílio. No caso do primeiro, quanto maior o número de veículos, maior tende a ser a elasticidade da demanda, pois se supõe que, frente a aumentos de preço da gasolina, famílias com mais de um veículo podem optar pela utilização do veículo mais eficiente (com mais autonomia), reduzindo, assim, o consumo de gasolina. Em relação ao número de assalariados em uma casa, os resultados da pesquisa mostram que quanto mais assalariados em uma casa, maior será a elasticidade da demanda de gasolina. Isto é, apesar de a elasticidade diminuir com o aumento da renda, para níveis muito altos de renda a elasticidade pode voltar a subir, uma vez que as famílias adquiram veículos (por vezes de luxo) mais eficientes (WADUD et al, 2009).

O resultado dessa pesquisa está resumido na Tabela 4.3. Claramente, percebe-se que o maior nível de elasticidade é referente às famílias urbanas, com mais veículos e com maior número de trabalhadores assalariados. Por outro lado, o menor nível de elasticidade diz respeito às famílias rurais, com apenas um veículo e com um (ou nenhum) trabalhador assalariado.

Tabela 4.3: Elasticidades da demanda de gasolina com diferentes características demográficas–EUA

Características do domicílio			Elasticidades	
Local do domicílio	Posse de veículos	Número de assalariados	Preço	Renda
<i>Urbana_j</i>	Um	Zero ou Um	-0,327	0,284
<i>Urbana_j</i>	Um	Vários	-0,421	0,330
<i>Urbana_j</i>	Vários	Zero ou Um	-0,482	0,387
<i>Urbana_j</i>	Vários	Vários	-0,576	0,433
<i>Rural</i>	Um	Zero ou Um	-0,016	0,284
<i>Rural</i>	Um	Vários	-0,110	0,330
<i>Rural</i>	Vários	Zero ou Um	-0,171	0,387
<i>Rural</i>	Vários	Vários	-0,265	0,433

Fonte: Wadud et al (2009).

Assim como revelado por outros trabalhos, os resultados obtidos por Wadud et al (2009) revelam inelasticidade da demanda em relação ao preço e à renda.

4.1.2.2. Trabalhos nacionais

Motta e Mendes (1996) abordaram a questão do aumento do custo da gasolina a fim de desestimular o uso de veículos para transporte individual, no Brasil. As elasticidades de curto prazo estimadas foram -0,26 para o preço e 0,90 para a renda. Com isso, estimaram que um imposto ambiental de 50% levaria a uma redução de curto prazo na demanda de 13%.

No caso da demanda por álcool, Dias e Sordi (1999) encontraram valores de elasticidade-renda (0,31) e elasticidade-preço (-0,15) que caracterizam a demanda de álcool como inelástica. As estimativas de elasticidades variam dependendo do país ou região a que se referem, do horizonte temporal empregado e da sazonalidade dos dados.

Alves e Bueno (2003) estimaram as elasticidades preço e renda da demanda por gasolina e a elasticidade-preço cruzada entre gasolina e álcool, e observaram que os consumidores são pouco sensíveis a modificações no preço do combustível, até mesmo no longo prazo. Isto é, a demanda por gasolina, mantendo todos os outros fatores constantes, mostrou-se inelástica com respeito a mudanças no preço.

Iootty et al (2004) abordaram especificamente o mercado de GNV. Com relação à elasticidade-preço cruzada do GNV em relação à gasolina, o valor de curto prazo (0,10) foi bastante inferior ao valor obtido para o longo prazo (0,35). Tanto no curto quanto no longo prazo, a demanda apresenta-se inelástica ao preço do combustível

concorrente, indicando que gasolina e GNV são bens substitutos imperfeitos. É interessante ressaltar, contudo, que apesar dessa relação de substitutibilidade imperfeita, no longo prazo a sensibilidade da demanda a variações no preço da gasolina aumenta consideravelmente.

No tocante à elasticidade-preço do GNV, para o curto prazo, o valor encontrado (-0,42) indica uma elasticidade inferior, em módulo, a de longo prazo (-1,0). Quanto à elasticidade-renda, observa-se que as variações são maiores no curto prazo do que no longo prazo (0,51 e 0,18, respectivamente). Estes valores indicam que no curto prazo o determinante renda assume influência maior sobre a demanda de GNV do que o próprio preço do GNV⁸⁸. Mas, no longo prazo, os preços do GNV passam a assumir influência mais importante na dinâmica do consumo de gás automotivo (IOOTTY et al, 2004).

O trabalho de Alves e Bueno (2003) apresentou um importante resultado: a baixa substitutibilidade entre o álcool e a gasolina, revelada por uma baixa elasticidade-preço cruzada entre estes combustíveis. Segundo esses autores, esse resultado derivava de um custo relativamente alto associado à mudança de veículos com motores a gasolina para outros com motores a álcool. Mas, como eles mesmos indicaram, isso poderia mudar na medida em que a tecnologia dos motores veiculares permitissem a utilização de ambos combustíveis (como veio a acontecer a partir de meados de 2003, no Brasil).

Nesse sentido, Iootty et al (2009) pesquisaram a demanda de combustíveis automotivos, para o período 1970-2005, incluindo a recente ascensão da frota de veículos multicomcombustíveis no Brasil. Foi analisado o comportamento da demanda dos seguintes combustíveis: gasolina, gás natural comprimido (GNC – que no Brasil, para o setor de transporte, é conhecido por GNV), etanol e diesel.

Diferentemente do que fora apontado por Alves e Bueno (2003), os resultados empíricos de Iootty et al (2009) sugerem um alta substitutibilidade entre gasolina e etanol, cujo índice de elasticidade-preço cruzada é maior do que a encontrada entre a gasolina e o GNC. De acordo com esses autores, a entrada de veículos multicomcombustíveis no mercado pode ser definida como o fator fundamental para permitir maior flexibilidade na demanda, principalmente entre gasolina e álcool.

⁸⁸ O custo de instalação do kit de GNV nos automóveis pode servir como fator explicativo. No curto prazo, parece ser mais importante a disponibilidade de renda para viabilizar a conversão do automóvel do que o próprio patamar de preços do combustível gasífero. No longo prazo, todavia, a relação se inverte, de modo que a variável preço de GNV torna-se mais importante.

Para definir as elasticidades, Iootty et al (2009) optaram por um modelo LA-AIDS (*Linear Approximation of the Almost Ideal Demand System*), considerando assim os aspectos mais dinâmicos das escolhas dos consumidores. Essa ótica segue a idéia de que existe um equilíbrio de longo prazo no mercado, além de considerar ajustes de curto prazo que levam a esse equilíbrio de longo prazo.

A Tabela 4.4 mostra a elasticidade-preço para os quatro combustíveis considerados nesse trabalho. Os índices definidos por $\varepsilon_{i,j}$ indicam quão sensível é a demand do combustível i frente a variações de preços do combustível j (IOOTTY et al, 2009).

Tabela 4.4: Elasticidade-preço da demanda de gasolina, etanol, GNC e diesel – Brasil, 1970-2005

		Gasolina (P_1)	Etanol (P_2)	GNC (P_3)	Diesel (P_4)
$\varepsilon_{1,j}$	Gasolina	-3,848	1,503	0,007	0,258
$\varepsilon_{2,j}$	Etanol	8,097	-3,583	-0,044	-3,881
$\varepsilon_{3,j}$	GNC	0,540	-0,620	-0,780	1,374
$\varepsilon_{4,j}$	Diesel	0,269	-0,668	0,269	-0,627

Fonte: Iootty et al, 2009.

As elasticidades-preço da gasolina ($\varepsilon_{1,1} = -3,848$) e do etanol ($\varepsilon_{2,2} = -3,583$) revelam que estes combustíveis são os mais sensíveis a preço, quando comparados com as elasticidades encontradas para o GNC ($\varepsilon_{3,3} = -0,780$) e para o diesel ($\varepsilon_{4,4} = -0,627$) (IOOTTY et al, 2009).

Em relação às elasticidades-preço cruzada entre os combustíveis, os sinais positivos para ($\varepsilon_{1,2}$ e $\varepsilon_{2,1}$) e ($\varepsilon_{1,3}$ e $\varepsilon_{3,1}$) indicam uma relação de substitutibilidade entre a gasolina e o etanol e entre a gasolina e o GNC. Esses resultados são consistentes microeconomicamente: há relação de substituição entre os combustíveis mencionados uma vez que os consumidores individuais podem considerar duas opções de combustíveis para a mesma função de utilidade, em que ele escolherá a opção mais barata, respeitando a razão de equivalência energética entre eles (IOOTTY et al, 2009).

Além disso, tomando como exemplo a variação de 1% do preço da gasolina (P_1), seu consumo diminuiria em 3,848%, enquanto que aumentaria o consumo de etanol, GNC e diesel em, respectivamente, 8,097%, 0,540% e 0,269% (IOOTTY et al, 2009).

A Tabela 4.5, por sua vez, mostra os índices de elasticidade-despesa⁸⁹ com esses combustíveis. Os resultados mostram que, enquanto a gasolina, o etanol e o diesel

⁸⁹ Utiliza-se o índice de elasticidade-despesa como *proxy* para o índice de elasticidade-renda da demanda (IOOTTY et al, 2009).

podem ser definidos como bens normais (cuja demanda varia positivamente com aumentos de renda, e negativamente com aumentos de preço), o GNC pode ser definido como um bem inferior (cuja demanda diminui com aumentos de renda).

Tabela 4.5: Elasticidade-despesa da demanda de gasolina, etanol, GNC e diesel – Brasil, 1970-2005

η_1	Gasolina	1,188
η_2	Etanol	0,007
η_3	GNC	-0,523
η_4	Diesel	1,014

Fonte: Iootty et al, 2009.

Tal como observado por Iootty et al (2009), o custo de instalação do *kit-gás* atua como um custo fixo e somente consumidores que estejam realmente com pretensão de diminuir despesas com combustíveis estariam propensos a pagar por este *kit*.

4.1.3. Veículos multicomcombustíveis, elasticidade-preço cruzada e a incidência da taxa de carbono

Um importante fator que pode afetar os índices de elasticidade e, principalmente, a elasticidade-preço cruzada entre combustíveis, é a introdução dos chamados veículos multicomcombustíveis, pois tem como consequência um aumento nas possibilidades de substituição no mercado de combustíveis líquidos (ver IOOTTY et al, 2009).

Como destacado por Pinto Jr et al (2007), a demanda por maior flexibilidade direcionou a busca tecnológica para a construção de equipamentos flexíveis. Assim, em equipamentos flexíveis, como os automóveis *multicomcombustíveis*, a troca de fonte de energia não exige a troca do equipamento, ou seja, a competição pode ocorrer no curto prazo e alguns produtos energéticos passaram, efetivamente, a ser substitutos próximos entre si. Além disso, a busca por flexibilidade assegurou uma maior segurança do suprimento para uma necessidade energética específica. A maior possibilidade de substituição aumentou, por um lado, a disponibilidade de recursos, no curto prazo, para o atendimento dessa necessidade; por outro, permitiu aumentar a elasticidade-preço da demanda e viabilizar a concorrência inter-energética nesse atendimento.

Nesse caso, a demanda por gasolina, por exemplo, passa a ser influenciada não apenas pelo nível de renda e preço da gasolina, mas também pelo nível de preços de suas concorrentes (como etanol e GN). Assim, como estes combustíveis são *substitutos*

quase-perfeitos, uma mudança dos preços relativos entre as fontes energéticas, faz com que o consumo seja deslocado quase que totalmente⁹⁰ para a fonte que fornecer um custo relativamente mais barato.

Assim, quando, em relação aos *bens substitutos*, se analisam os impactos de uma política de elevação de preços, há que se observar o *potencial de substituição* entre as fontes, através da *elasticidade preço-cruzada de demanda*. Quanto maior for a elasticidade preço-cruzada dos bens, maior será o potencial de substituição entre eles.

Assim, supondo um aumento do preço da gasolina por conta da taxaço de carbono, a quantidade demandada do etanol (relativamente mais barato, *ceteris paribus*⁹¹) poderá aumentar de Q_2' para Q_2'' . Por outro lado, a demanda da gasolina, cujo preço ficou relativamente mais caro com a incidência da taxa de carbono, diminuirá de Q_1' para Q_1'' (ver Figura 4.5)⁹².

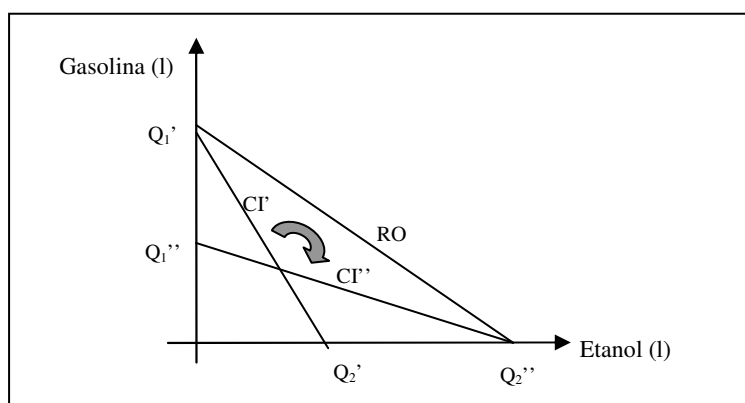


Figura 4.5: Aumento do custo de combustível e impacto sobre a demanda de combustíveis substitutos

Fonte: Elaboração própria

Nota: CI = Curva de Indiferença (nível de utilidade)

RO = Restrição Orçamentária

Q = Quantidade demandada de cada combustível

Contudo, vale destacar que a relação entre o etanol e a gasolina (no Brasil) também pode ser de complementaridade. Isto é, como o etanol compõe 20-25% da gasolina C, pode-se dizer que a demanda de etanol é complementar à de gasolina, de acordo com a seguinte função de utilidade:

⁹⁰ Por uma questão técnica ou estrutural (como dificuldade de abastecimento de uma das fontes), pode ser que a escolha do consumidor não dependa apenas das relações de preço entre gasolina e etanol (e isso os impede de serem perfeitamente substituíveis). Além disso, alguns consumidores podem preferir gasolina ou etanol por outros motivos diferentes de preço, como maior desempenho (gasolina) e diminuição de poluição (caráter renovável do etanol), e isto pode não garantir perfeita substituição.

⁹¹ O etanol só será relativamente mais barato se forem mantidos constantes o preço do etanol (aumentando o diferencial de preço para a gasolina).

⁹² Este exemplo hipotético considera a gasolina e o etanol no limite da competitividade relativa, em que a taxa de carbono desloca o equilíbrio para o etanol.

$$U(G_A, AEAC) = \min\{(1 - x) \times G_A; x \times AEAC\}$$

Onde: G_A = Gasolina A

AEAC = Álcool Etílico Anidro Combustível

x = proporção de AEAC na gasolina C.

Assim, se $x = 25\%$, a função se torna tal que:

$$U(G_A, AEAC) = \min\{0,75 \times G_A; 0,25 \times AEAC\}$$

E a relação do nível da demanda entre eles pode ser definida por:

$$0,75 \times AEAC = 0,25 \times G_A$$

Para função de utilidade de bens complementares, quando ocorre um aumento de renda, a demanda dos dois bens aumenta na mesma proporção (ver a Figura 4.6, deslocamento de RO' para RO''). Além disso, diferentemente do que ocorre com os bens substitutos, quando o preço de um dos bens aumenta, o consumo de ambos tende a diminuir⁹³.

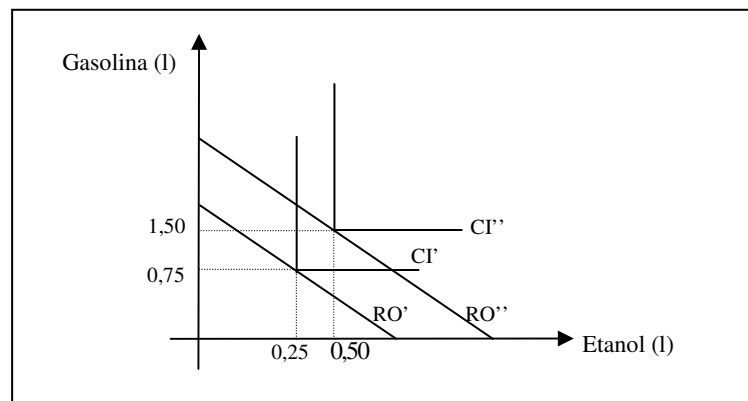


Figura 4.6: Função de utilidade da demanda entre combustíveis complementares

Fonte: Elaboração própria

Nota: CI = Curva de Indiferença (nível de utilidade)

RO = Restrição Orçamentária

Q = Quantidade demandada de cada combustível

De acordo com Silvério (2007), o mercado brasileiro de combustíveis é formado por uma massa de consumidores bastante heterogênea em relação à sua relação com o combustível. E tal fato implica a necessidade de atenção na interpretação das elasticidades preço da demanda por combustíveis. As diferentes faixas de renda a que pertencem os indivíduos e o perfil da frota de veículos em circulação são as principais

⁹³ Ler Szklo et al (2007) sobre a competitividade da demanda entre etanol e gasolina.

fontes da heterogeneidade. Em relação às faixas de renda, a distinção está no grau de essencialidade que o combustível possui na cesta de consumo da pessoa⁹⁴.

De modo geral, para os *bens e serviços essenciais*, há uma inelasticidade-renda de demanda, pois o consumo destes pode saturar rapidamente e, mesmo que haja um ganho de renda real, a demanda por este tipo de bem crescerá a uma taxa menor do que aquela referente à renda. Quando a demanda é altamente elástica à renda, classifica-se o bem como sendo do tipo *superior*. Para bens desse tipo, conforme aumenta a renda, aumenta mais do que proporcionalmente a demanda por eles.

Segundo EPE (2008), com o aumento da renda pessoal das famílias nas últimas décadas, sobretudo nos países desenvolvidos, a sensibilidade dos consumidores aos preços dos combustíveis automotivos se reduziu ainda mais, pois o peso do combustível no orçamento das famílias diminuiu razoavelmente ao longo dos anos 80 e 90.

Portanto, dos fatos acima mencionados é possível concluir que a introdução dos veículos *multicombustíveis* produz efeitos ambíguos sobre a demanda de álcool e gasolina. De um lado, a possibilidade de escolha do consumidor entre etanol e gasolina faz com que a elasticidade-preço da demanda aumente (normalmente, os veículos multicombustíveis são mais novos e mais caros do que a média dos veículos da frota nacional). Assim, o perfil do consumidor (em média mais abastado) que está adquirindo esse tipo de veículo pode mitigar esse efeito na medida em que possui elasticidade-preço da demanda abaixo da média da população (SILVERIO, 2007).

4.1.4. Elasticidade entre modais de transporte e a taxa de carbono

No tocante ao serviço de transporte, de modo geral, há grande inelasticidade preço e renda da demanda, seja em relação ao transporte de carga, seja em relação ao transporte de passageiros.

Contudo, embora a elasticidade-preço, do setor como um todo, seja baixa, a elasticidade-preço para cada modal pode variar de acordo com as diferentes possibilidades de tipos de modais que podem prestar o mesmo serviço de deslocamento. Ou seja, quanto maior for a variedade de meios de transporte, maior tenderá a ser a possibilidade de variação de demanda entre eles.

⁹⁴ Importa ressaltar que essa análise feita para diferentes classes de renda é similar à que compara dois países com diferentes níveis de desenvolvimento.

Assim, para o transporte de passageiros, com combustíveis onerados pela taxa de carbono, o custo do transporte individual poderia tornar-se relativamente maior do que do transporte coletivo⁹⁵. Para famílias mais pobres, mais sensíveis⁹⁶ aos preços dos combustíveis, essa mudança dos custos relativos dos meios de transporte pode redirecionar a demanda de transporte individual (automóvel) para demanda por transporte coletivo (ônibus, metrô e trem). Contudo, quanto maior a renda, menor tende a ser a elasticidade – preço cruzada entre os modais, pois famílias de renda mais altas, habituadas com seus veículos, apresentam maior *preço de reserva* (maior disposição a pagar) para manterem-se utilizando seus veículos e não migrarem para um transporte coletivo (pois este nem sempre garante o mesmo nível de satisfação do transporte individual).

Ao mesmo tempo, a elasticidade-preço da demanda por combustíveis, além de variar com a classe de renda, varia também com a questão comercial do transporte. Normalmente, consumidores cuja atividade econômica depende de um veículo (taxistas, caminhoneiros e outros) possuem maior sensibilidade à variação de preços (maior elasticidade-preço de demanda) do que aqueles consumidores que utilizam o veículo para deslocamento próprio e para atividades de lazer⁹⁷.

Ainda importa notar que, com patamares mais elevados dos preços dos combustíveis automotivos, novas tecnologias podem se tornar mais competitivas frente àquelas baseadas em combustíveis tradicionais⁹⁸. Desta forma, no limite, para o setor de transporte, novas tecnologias (como pilhas a combustível) e fontes alternativas (como biocombustíveis) podem ganhar escala produtiva, tornando-se mais competitivas economicamente e conquistando mais espaço no mercado mundial, no longo prazo. Contudo, dado que muitas destas tecnologias ainda não têm um preço de mercado competitivo, dificilmente a elasticidade-preço da gasolina e do diesel poderá ser maior para os usuários de transporte, no curto e médio prazos.

⁹⁵ Como será visto no quinto capítulo, o preço dos combustíveis por passageiros é maior para veículos leves particulares do que para transporte coletivo (de ônibus).

⁹⁶ Ou seja, maior elasticidade-preço cruzada entre meios de transporte coletivo e individual, pois o custo do transporte é no orçamento das famílias de renda mais baixa é relativamente maior do que para as famílias de renda mais alta.

⁹⁷ Cabe observar que consumidores como taxistas e caminhoneiros serão mais sensíveis a um aumento de preço dos combustíveis caso não possam repassar, pelo menos em parte, seu custo adicional para o preço do serviço que prestam. Caso contrário, terão que absorver parte do impacto, o que pode levar a uma variação no consumo de combustíveis.

⁹⁸ Esse é o conceito de *backstop technology* que, com definido por Motta (1990), é a “tecnologia a ser disponível no futuro em substituição ao recurso explorado e cujo valor presente determinará o preço ótimo do recurso. Sendo a taxa de juros maior que a taxa de crescimento do preço dos recursos, o recurso será explorado a níveis subótimos, implicando redução de preços até o ponto em que o *royalty* seja nulo”.

Outra medida oportuna seria fazer com que as montadoras de veículos reduzissem progressivamente as emissões de GEE dos motores. Pelas atuais regras do PROCONVE (Programa de Controle de Emissões Veiculares), as montadoras são obrigadas a cumprir metas e prazos para reduzir as emissões de alguns gases poluentes, mas o texto da Resolução CONAMA nº. 315, de 2002 não estabelece nenhum compromisso dos fabricantes em reduzir as emissões dos gases que agravam o aquecimento global (TRIGUEIRO, 2007).

4.2. CARACTERÍSTICAS SÓCIO-ECONÔMICAS DO TRANSPORTE URBANO DE PASSAGEIROS NO BRASIL

A importância dos transportes na vida da população urbana se reflete no orçamento das famílias através da participação das despesas com esse grupo no total das despesas correntes (STIVALI e GOMIDE, 2007). Na Tabela 4.6, pode-se observar que as despesas médias com o agregado transporte correspondiam ao quarto grupo de maior peso no orçamento das famílias, segundo a POF de 2003 (Pesquisa de Orçamentos Familiares, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 2004).

Tabela 4.6: Brasil metropolitano: participação das despesa na despesa corrente média (em %)

Grupos de despesa	Participação das despesa na despesa corrente média (%)
<i>Despesas correntes</i>	100,00
<i>Habitação</i>	23,44
<i>Alimentação</i>	18,7
<i>Outras despesas correntes</i>	17,24
<i>Transporte</i>	13,12
<i>Saúde</i>	6,91
<i>Educação</i>	5,5
<i>Vestuário</i>	5,06
<i>Despesas diversas</i>	3,09
<i>Cultura</i>	3,02
<i>Higiene</i>	2,05
<i>Serviços pessoais</i>	1,19
<i>Fumo</i>	0,67

Fonte: IBGE (2004)

Nota: O escopo geográfico adotado “Brasil metropolitano” corresponde às 11 regiões metropolitanas, a saber: Belém, Fortaleza, Recife, Salvador, Belo Horizonte, Rio de Janeiro, São Paulo, Curitiba e Porto Alegre, Goiânia e Brasília (DF).

A Tabela 4.7, a seguir, apresenta um desmembramento das despesas com transporte em quatro componentes principais: transporte urbano, despesas com veículo próprio (combustível e manutenção), viagens e outras despesas com transporte, com base na POF de 2003 (IBGE, 2004). Desses quatro componentes, o principal grupo é o grupo de despesa com veículo próprio (46,40%), seguida das despesas com transporte urbano (30,14%). Os demais componentes de despesa não somam 25% das despesas com transporte, e por isso não serão levados em conta nas análises seguintes.

Tabela 4.7: Brasil metropolitano: distribuição das despesa de transporte segundo seus componentes (em %)

Serviços	Participação na despesa com serviços de utilidade pública (%)
Transporte	100,00
Transporte urbano	30,14
Ônibus	23,20
Trem	0,60
Táxi	2,33
Metrô	1,49
Transporte alternativo	1,30
Outras despesas de transporte urbano	1,22
Despesas com veículo próprio	46,40
Gasolina	30,67
Álcool	2,61
Manutenção	13,11
Viagens	13,45
Outras despesas de transporte	10,02

Fonte: IBGE (2004)

Com relação às despesas veículo próprio, cerca de 66% é representada pelas despesas com gasolina, seguida de despesas com manutenção e, por último, despesas com álcool. Vale destacar, contudo, que em 2003 (ano de realização da última POF) a frota de veículos *multicombustíveis* ainda era muito pequena (como visto no capítulo 3) e o consumo de álcool etílico hidratado combustível (AEHC) era, essencialmente, devido à frota de veículos dedicados a este combustível.

Assim, pode-se dizer que, a partir de 2003, as despesas com AEHC tenderiam a ser maiores, uma vez que o consumo deste combustível aumentou com o advento dos veículos *multicombustíveis*. Da mesma forma, o consumo proporcional de gasolina tende a diminuir à medida que o AEHC aumenta, uma vez que estes combustíveis são concorrentes no uso final em veículos leves.

Com relação às despesas com transporte urbano, cerca de 77% é representada pelas despesas com ônibus, seguidas pelos demais meios de transporte de forma bastante distribuída entre eles.

A Tabela 4.8, a seguir, apresenta a distribuição das despesas com transportes (e seus principais componentes), por décimos de renda, com base na POF de 2003. Em geral, com relação às despesas com transporte, as famílias pertencentes aos décimos mais baixos da renda comprometem maior parte de seus orçamentos com transporte urbano, enquanto as famílias pertencentes aos estratos mais abastados, dedicam maior parte de sua renda aos gastos com veículos próprios.

Tabela 4.8: Brasil metropolitano: participação do grupo de gasto na despesa corrente média de cada décimo da renda (em %)

Décimos	Transporte	Transporte urbano		Veículo próprio
		Total	Ônibus	
10% mais pobres	10,97	7,39	6,04	2,55
2º	12,33	8,67	6,81	2,3
3º	12,79	7,94	6,39	3,47
4º	14,73	7,79	6,25	5,25
5º	12,51	6,15	5,27	4,82
6º	13,66	5,86	5,28	6,14
7º	14,72	5,27	4,04	6,86
8º	13,65	3,82	3,04	7,23
9º	14,45	2,53	1,76	7,79
10% mais ricos	11,71	1,39	0,71	5,99

Fonte: IBGE (2004)

Vale destacar que os resultados apresentados na Tabela 4.8 são coerentes com a análise de Lescaroux e Rech (2006), cujo trabalho trata das disparidades da demanda de combustíveis em diferentes países, considerando o curto e o longo prazo.

Segundo Lescaroux e Rech (2006), quanto à importância da renda para explicar a posse de veículos e elasticidade-preço da demanda em países mais pobres:

“(...) a demanda de combustíveis em países emergentes reage mais fortemente às variações de renda do que em países da OCDE, e menos fortemente às variações de preço” (LESCAROUX, 2006, pág. 4).

Quanto ao parque de veículos particulares, em posse das famílias, Lescaroux e Rech (2006) utiliza uma curva “S” logística⁹⁹ para representar diferentes estágios de

⁹⁹ Esse conceito de curva “S” logística é baseado na Teoria Schumpeteriana de estágios de inovação. O primeiro estágio da curva é lento e diz respeito ao processo de difusão do novo produto. Progressivamente os

saturação da posse de veículos. Assim, para economias mais ricas, o nível de saturação da posse de veículos é maior, e, por isso, se encontram no estágio final da curva “S” da posse de veículos. Por outro lado, para economias em desenvolvimento, o nível de saturação é menor, e por isso se encontrariam no estágio inicial da curva.

No estudo, quanto menor a taxa de motorização do país (veículos por mil habitantes acima de 15 anos), maior a elasticidade renda da demanda. Assim, autor chega a valores como elasticidade-renda da demanda de 1,27 para motorização de 50; elasticidade-renda da demanda de 0,96 para motorização de 450; e elasticidade-renda da demanda de 0,57 para motorização de 950. Esses resultados indicam que a renda leva a uma maior motorização (aumenta a difusão da posse de veículos), com um maior consumo de combustíveis, mas com saturação da posse de veículos (derivada segunda negativa) (LESCAROUX e RECH, 2006).

Assim, os dados apresentados pela POF (2003), na Tabela 4.8, corroboram os resultados de Lescaroux e Rech (2006), em que com o aumento da renda eleva-se a posse de veículos próprios, mas com saturação da demanda por este tipo de bem. De acordo com a Tabela 4.8, à medida que aumenta a renda, as famílias diminuem a demanda por transporte coletivo e aumentam a demanda por transporte individual. Contudo, aumentam também os níveis de despesa com veículos próprios (cuja utilização é mais dispendiosa do que dos transportes coletivos). Assim, apenas para o décimo mais rico da população o peso das despesas com transporte individual diminui, pois o aumento de renda passa a ser maior do que o aumento das despesas com transporte, possivelmente em função de um aumento da saturação da demanda por transporte individual.

Como destacado por Stivali e Gomide (2007), “as famílias com maior renda passam a possuir automóveis que suprem as necessidades de deslocamento, substituindo em grande parte os serviços de transporte urbano”. Contudo, o transporte urbano por ônibus ainda é o meio de transporte coletivo predominante da população das grandes cidades.

ganhos produtivos permitem uma redução do preço real do produto, levando a um aumento da renda real. A partir desse momento, as condições de aquisição se tornam mais favoráveis às famílias de classe média e, assim, o processo de difusão se acelera. No limite, o processo continuado levará à saturação desse novo produto (LESCAROUX e RECH, 2006).

4.3. SÍNTESE

De acordo com os diversos trabalhos (internacionais e nacionais), observa-se que há uma generalizada constatação de que há inelasticidade-preço da demanda, de curto e longo prazo, embora com tendência de aumento (em módulo) para períodos de tempo maiores. Contudo, no caso específico da gasolina, no Brasil, observou-se uma elasticidade-preço da demanda de -3,848 (IOOTTY et al, 2009), em decorrência da possibilidade de substituição por outros combustíveis automotivos (AEHC e GNV).

Em relação à elasticidade-renda, observou-se que esta pode ser inelástica para países com rendas maiores, com níveis maiores de saturação da posse de veículos e da demanda por transporte (LESCAROUX e RECH, 2006), e podem ser elásticas, em caso de países com demanda reprimida por serviço de transporte em veículos próprios. Nesse caso, à medida que a renda aumenta, tende a aumentar o nível de posse de veículos e o nível de demanda de combustíveis.

Nessa mesma linha, os dados da POF (IBGE, 2004) corroboram os resultados apresentados por Lescaroux e Rech (2006), em que o aumento da renda eleva a posse de veículos próprios, mas com saturação da demanda por este tipo de bem.

De acordo com Gomide (2006), as populações de baixa renda das grandes metrópoles brasileiras estão sendo privadas do acesso aos serviços de transporte coletivo. Tal privação contribui para a redução de oportunidades, pois impede essas populações de acessar os equipamentos e serviços que as cidades oferecem (escolas, hospitais, lazer, emprego, etc.).

Ainda segundo Gomide (2006), no que concerne às diferenças nos números de deslocamentos *per capita* em detrimento das pessoas pertencentes às famílias de baixa renda, dois fatores foram identificados, convergindo para a exclusão do acesso dos mais pobres aos serviços de transporte coletivo: *i*) as altas tarifas dos serviços, incompatíveis com os rendimentos dos segmentos mais pobres; e *ii*) a inadequação da oferta dos serviços, principalmente para as áreas periféricas das cidades.

O quinto capítulo, a seguir, apresentará uma análise da incidência da taxa de carbono sobre os combustíveis automotivos, no Brasil, levando-se em conta o setor de transporte de passageiros e os impactos distributivos sobre a renda das famílias diante da incidência de tal tributo.

5. A INCIDÊNCIA DA TAXA DE CARBONO SOBRE COMBUSTÍVEIS AUTOMOTIVOS NO BRASIL

Nesse quinto capítulo, será apresentada uma hipótese de incidência da taxa de carbono sobre os combustíveis automotivos no Brasil, como instrumento de políticas fisco-ambientais, para mitigação da emissão de gases de efeito estufa (GEE), a exemplo do que já ocorre em outros países¹⁰⁰. A análise de seu impacto sobre a sociedade deverá abordar, por fim, questões de eficiência econômica e, principalmente, de caráter distributivo, relativos à incidência desse tributo sobre diferentes grupos de renda (com diferentes capacidades de pagamento), com vistas a avaliar a eficiência sócio-econômica desse tipo de política.

5.1. A TAXA DE CARBONO E O PREÇO DOS COMBUSTÍVEIS

Na tentativa de coibir a emissão de GEE oriunda da queima de combustíveis automotivos, como destacado ao longo do capítulo 2, muitos países estão adotando políticas fisco-ambientais (como a taxa de carbono e a taxa de energia), para desestimular o consumo de fontes mais poluentes de energia.

O Brasil, de acordo com o estudo “Caminhos para uma economia de baixa emissão de carbono no Brasil”, produzido pela McKinsey & Company (2009), é o 4º maior emissor de GEE do mundo, no horizonte até 2030, sendo, contudo, um dos 5 países com maior potencial para reduzir essas emissões.

No Brasil, dentre as atividades energéticas, o transporte representa o setor com maior participação nas emissões de GEE e, ao mesmo tempo, o de controle mais difícil devido a sua grande dispersão. O crescimento das áreas urbanas no país teve por consequência uma maior necessidade de transporte, de massa e individual. Além disso, observa-se a opção pelo transporte rodoviário para o escoamento da carga. Como pode ser visto na Figura 5.1, em 2006, a participação do setor de transportes foi de 42% nas

¹⁰⁰ O capítulo 2 apresentou vasta referência sobre exemplos de taxa de carbono aplicados em diversos países, principalmente em países pertencentes à OCDE.

emissões totais de CO₂, por atividades energéticas no Brasil (OBSERVATÓRIO DO CLIMA, 2008).

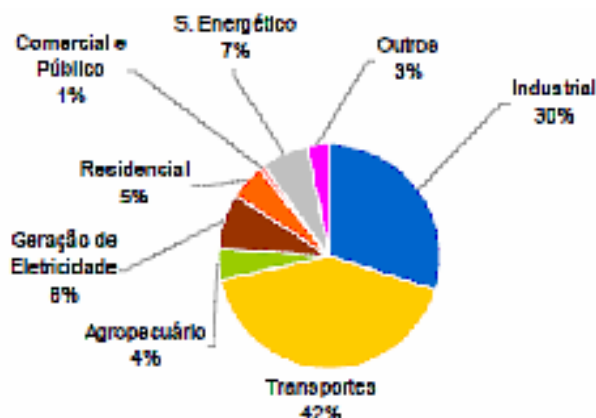


Figura 5.1: Emissões totais de CO₂ por atividades energéticas – Brasil, 2006

Fonte: Silva (2007, *apud* OBSERVATÓRIO DO CLIMA, 2008)

Em relação ao total das emissões brasileiras de GEE atuais, o setor de transporte rodoviário responde por 6%, atrás somente dos setores florestal e agrícola¹⁰¹. De toda a energia consumida no setor de transporte, a maioria (71%) é proveniente de combustíveis não renováveis e intensivos em emissões de GEE. Contudo, especificamente no Brasil, esse setor é fortemente beneficiado pela alta penetração do etanol, que já representa mais de 40% do mercado de veículos à gasolina (em conteúdo energético) (OBSERVATÓRIO DO CLIMA, 2008; MCKINSEY e COMPANY, 2009).

Como apresentado no Anexo IV deste trabalho, muitas podem ser as opções para redução de emissão de gases poluentes pelo setor de transporte. Dentre as diversas medidas pode-se citar: a *padronização veicular* (CAFE¹⁰², nos EUA, e o Programa Brasileiro de Etiquetagem de Veículos Leves), o *pedágio urbano*, a *ampliação de transporte coletivo* (especialmente urbano), os *projetos de automóveis elétricos*, as *estruturas mais eficiente de transportes* (priorizando o transporte coletivo) e os *investimentos em combustíveis mais limpos e renováveis* (como o etanol e o biodiesel).

Além disso, no âmbito das Políticas Governamentais, muito mais pode ser feito para construir um programa consistente de redução de emissões no setor. Ações que permeiam desde a ampliação de incentivos ao uso de biocombustíveis até a construção

¹⁰¹ Diferentemente de outros países mais industrializados, a principal fonte de emissões no Brasil está relacionada ao uso da terra – **agricultura e floresta**. Por isso, o estudo identifica a Amazônia como foco prioritário na redução de emissões. Cerca de 70% das emissões estimadas para 2030 e 85% das oportunidades de abatimento vem desses dois setores (MCKINSEY e COMPANY, 2009).

¹⁰² , *Corporate Average Fuel Economy (CAFE)*: programa de padronização da frota de veículos americanos que, a partir de 1975, estabeleceu padrões de desempenho energético dos veículos leves vendidos no país (NHTSA, 2009).

de infra-estrutura para os modais ferroviário e hidroviário devem ser contempladas em políticas específicas para o setor, de forma evitar ou mitigar as contribuições do mesmo para o problema das Mudanças Climáticas (OBSERVATÓRIO DO CLIMA, 2008).

De acordo com McKinsey & Company (2009), as oportunidades para redução de emissões no setor de transporte, relacionadas a melhorias tecnológicas e aumento da penetração de biocombustíveis¹⁰³, podem levar a uma redução de 25% das emissões até em 2030, cerca de 70 MtCO₂e, com um custo médio de €12/ tCO₂e.

Assim, na intenção de se estimular o desenvolvimento de opções sustentáveis para o setor de transporte, lançando mão de uma política fisco-ambiental para o Brasil, será realizado, a seguir, um estudo com vistas na incidência da taxa de carbono sobre os combustíveis fósseis automotivos abordados nesse estudo (GN, gasolina e diesel), para diferentes cenários de preços. Importa ressaltar que o interesse aqui é analisar a proposta da taxa de carbono, aplicada em diversos países, diante da realidade do setor de transportes de passageiros no Brasil.

5.1.1. Hipóteses básicas para a definição da taxa de carbono no Brasil

A principal hipótese se baseia na estrutura oligopolista do mercado de distribuição dos derivados e em uma baixa elasticidade-preço da demanda sobre combustíveis. Nesse caso, a incidência da taxação terá como efeito principal o aumento dos preços percebidos pelo consumidor final¹⁰⁴. Além disso, a idéia, neste trabalho, é isolar o impacto dessa taxa sobre a variação dos preços dos combustíveis. Assim, todos os fatores que podem influenciar a variação dos preços, como apresentado no Anexo III, permanecerão, por hipótese, constantes.

Para a definição da taxa de carbono, e fazendo uso da identidade entre *taxa pigouviana* e *custo externo* (como visto no primeiro capítulo deste trabalho), será estimado o nível ótimo de poluição a partir do preço definido pelo mercado de

¹⁰³ Foram mapeadas 16 melhorias tecnológicas aplicáveis a veículos leves, impactando o motor, a caixa de transmissão, a aerodinâmica, o peso e os pneus dos veículos. Além disso, considera-se a penetração de automóveis híbridos (híbrido puros ou *plug-in*) e elétricos. A penetração do etanol cresce, e já considera a produção com a tecnologia de cana-de-açúcar e com a ligno-celulose de biomassa, que tem entrada no mercado prevista para depois de 2015 (MCKINSEY e COMPANY, 2009).

¹⁰⁴ Vale ressaltar que na estrutura de mercado oligopolista, dada a inelasticidade da demanda, o produtor pode repassar ao consumidor grande parte do ônus da taxação.

carbono¹⁰⁵. Assim, parte-se da hipótese de que o preço do carbono definido pelo mercado já estabelece o nível ótimo de emissão e este, por sua vez, deve ser o mesmo ponto ótimo definido pela taxa pigouviana. Considera-se, assim, que o preço do carbono definido pelo mercado já incorpora a totalidade dos custos externos causados pela emissão dos GEE.

Para tanto, serão utilizados sete cenários de taxas de carbono, referentes a sete níveis diferentes do preço do carbono: o preço definido pelo mercado mandatório (EU ETS), pelo mercado voluntário (CCX), pelo mercado misto (MDL – Brasil), duas taxas definidas para um possível *cap-and-trade* nos Estados Unidos, o valor da taxa de carbono utilizada na Suécia e, especificamente, um valor definido para o setor de transporte no Brasil.

5.1.2. Definição de cenários e valores para a taxa de carbono

O valor do carbono está diretamente relacionado à escassez no mercado de carbono (demanda alta e/ou oferta baixa). Assim, os cenários serão tais que:

1. *Mercado compulsório*: envolvem transações entre países com metas e cujo valor do carbono tenderá a ser mais elevado. Nesse caso, será utilizado como base o valor dos *EUA*¹⁰⁶, definidos pelo *EU ETS* (Mercado Europeu de Emissões);
2. *Mercado voluntário*: envolvem transações de permissões entre empresas que estabelecem um comprometimento voluntário para reduzir suas emissões de GEE. Por conta da não obrigatoriedade desse tipo de comércio, o preço das permissões tende a ser mais baixo. Nesse caso, será utilizado como base o valor dos *VER*¹⁰⁷, definidos pelo *CCX* (Bolsa do Clima de Chicago);
3. *Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL)*: envolvem transações entre países Anexo-I e países não-Anexo-I. Como visto no segundo capítulo, o valor dos *RCE*¹⁰⁸ tem se situado entre os valores dos *EUA* e dos *VER*;

¹⁰⁵ Como visto no segundo capítulo deste trabalho, e segundo Maroun (2008), um crédito de carbono equivale à redução de emissão para a atmosfera de uma tonelada de CO₂e, que é uma medida da redução de emissão de GEE em geral.

¹⁰⁶ *EUA* = *European Union Allowance*. É o crédito de carbono vinculado ao Mercado Europeu de Emissões.

¹⁰⁷ *VER* = *Verified Emission Reductions*. É o crédito de carbono vinculado aos mercados voluntários.

¹⁰⁸ *RCE* = *Reduções Certificadas de Emissões*. É o crédito de carbono vinculado aos projetos de MDL.

4. *Taxa de carbono setorial*: com base nos valores definidos pelo estudo "Caminhos para uma economia de baixa emissão de carbono no Brasil", produzido pela McKinsey & Company (2009), pode-se definir um custo médio de abatimento de emissões de GEE para o setor de transporte no Brasil.

Outros dois cenários são baseados na proposta de um projeto de lei (*American Clean Energy and Security Act of 2009* – ACESA), nos EUA, elaborado por dois congressistas democráticos, Henry Waxman (D-CA) e Edward Markey (D-MA), em junho de 2009, que discute a regulação das emissões de GEE através de mecanismos de mercado, programas de eficiência e incentivos econômicos (EIA, 2009).

Há uma expectativa dos autores do projeto de lei de (Waxman e Markey) de que o valor do carbono não supere 60 US\$/tCO₂ em 2030. O Departamento de Energia dos EUA (DOE – *Department of Energy*), contudo, averiguou as informações do projeto e estimou o valor do carbono até 2030. Tal como considerado em EIA (2009), o preço das permissões se mostrou altamente sensível às hipóteses do modelo de projeção utilizado, variando entre 20 US\$/tCO₂ e 93 US\$/tCO₂, em 2020, e entre 41 US\$/tCO₂ a 191 US\$/tCO₂, em 2030 (EIA, 2009).

Uma vez que os EUA estudam adotar *cap-and-trade* interno e *border tax* para produtos importados, no equilíbrio este país acabaria definindo valores de carbono para produtos transacionados mundialmente, a partir do seu *cap-and-trade* interno (definindo, assim, possíveis valores de taxas para o Brasil). Assim, em termos médios, será considerado um valor de taxa de carbono de 60 US\$/tCO₂, e outra de 100 US\$/tCO₂, para serem aplicadas após o término da primeira fase do Protocolo de Quioto (em 2012).

5. *Cap-and-trade* para os EUA (US\$ 60)– cenário considerado um valor de taxa de carbono de 60 US\$/tCO₂;
6. *Cap-and-trade* para os EUA (US\$ 100) – cenário considerado um valor de taxa de carbono de 100 US\$/tCO₂.

O último cenário, por fim, é baseado num nível mais elevado de taxação, tal como ocorre na Suécia, cuja taxa de carbono é de 100 €/tCO₂ (MANDELL, 2009).

7. Taxa de carbono sueca (€ 100): cenário referente a um nível de taxação mais elevado.

A Tabela 5.1, a seguir, apresenta os valores das taxas de carbono, organizados do maior valor (taxa de carbono sueca – 138,56 US\$/tCO₂¹⁰⁹) até a taxa de menor valor (taxa do mercado referente ao valor do crédito do mercado voluntário de carbono – 5,19 US\$/tCO₂).

Tabela 5.1: Taxa de carbono para o Brasil – valores médios de referência: 2008

CENÁRIOS	€ 100	US\$ 100	US\$ 60	EUA	RCE	SETORIAL	VER
Taxa sueca (US\$/tCO ₂)	138,56	-	-	-	-	-	-
Cap-and-trade, EUA (US\$/tCO ₂)	-	100,00	-	-	-	-	-
Cap-and-trade, EUA (US\$/tCO ₂)	-	-	60,00	-	-	-	-
Carbono-Compulsório (US\$/tCO ₂)	-	-	-	29,72	-	-	-
Carbono-MDL (US\$/tCO ₂) (*)	-	-	-	-	22,45	-	-
Carbono-Setorial (US\$/tCO ₂)	-	-	-	-	-	16,63	-
Carbono-Voluntário (US\$/tCO ₂)	-	-	-	-	-	-	5,19

Fonte: Tabulação própria – baseado em Banco Mundial (2009) e McKinsey & Company (2009)

Notas: (*) Valor médio dos mercados primário e secundário de MDL

5.1.3. A taxa de carbono sobre os combustíveis automotivos

Para definir o valor da taxa de carbono em R\$ por litro (R\$/l) de combustível, deve-se definir qual é a quantidade de CO₂ emitido na queima¹¹⁰, em média, por litro de cada tipo de combustível automotivo. O cálculo das emissões de CO₂ será feito para três tipos de combustíveis fósseis, utilizados em transporte de passageiros: gasolina, GNV e diesel.

Assim, inicialmente serão apresentados os dados referentes às emissões de cada tipo de combustível para, em seguida, estabelecer os valores das taxas em R\$/l, com base nos valores das taxas de carbono estabelecidos na Tabela 5.1.

5.1.3.1. Emissão de CO₂ no setor de transporte de passageiros

A quantidade de CO₂ emitido é função direta da quantidade de combustível automotivo consumido, ponderado por um fator de emissão referente a cada combustível, e pode ser calculado de acordo com a seguinte fórmula:

$$QCO_2 = CE \times FE \times 10^3 \quad (1)$$

¹⁰⁹ Utilizou-se uma taxa de câmbio de US\$ / € = 1,3856 (31 de dezembro de 2008).

¹¹⁰ Neste trabalho assume-se que a taxa será aplicada nas emissões diretas da combustão. Não serão contabilizadas emissões indiretas nem emissões do ciclo de vida para produção do combustível.

Onde: QCO₂: quantidade de carbono, em tonelada (GgC)

CE: Consumo de Energia (combustível), em tera-joule (10⁹ joule ou TJ)

FE: Fator de Emissão (tC/TJ)

Portanto, a primeira ação para obtenção dos volumes emitidos de CO₂ é a sua transformação de unidade de massa e volume para uma unidade comum de energia, nesse caso o tera-joule.

O fator de emissão (FE) de carbono, de um dado combustível representa a quantidade de carbono contida no combustível por unidade de energia. Os fatores de emissão de carbono utilizados neste trabalho estão apresentados na Tabela 5.2, correspondendo aos recomendados pelo IPCC (1996)¹¹¹. No caso dos biocombustíveis (etanol e biodiesel), supõe-se um fator de emissão nulo, uma vez que o balanço dessas emissões no ciclo de produção e consumo é considerado nulo e, portanto, não contribui para o aumento da carga de GEE na atmosfera.

Tabela 5.2: Fatores de Emissão de Carbono Empregados

Combustíveis	Fator de Emissão (tC/TJ)
Gasolina	18,9
Óleo diesel	20,2
Gás natural seco	15,3

Fonte: IPCC (1996).

Segundo Álvares e Linke (2005), para conversão de todas as medidas de consumo de combustível para uma unidade comum, tem-se a seguinte relação:

$$CE = CC \times F_{CONV} \times 45,2 \times 10^3 \times F_{CORR} \quad (2)$$

Onde: 1 tEP(Brasil)= 45,2 x10³ TJ (tera-joule = 10¹² J);

CE = consumo de energia em TJ;

CC = consumo de combustível (em unidades de massa ou volume);

F_{CONV} = fator de conversão da quantidade de combustível (em unidades de massa ou volume) para tEP, com base no poder calorífico superior (PCS) do combustível;

F_{CORR} = fator de correção de PCS para PCI (poder calorífico inferior).

¹¹¹ Na ausência de FE locais, podem-se utilizar os fatores recomendados no IPCC (1996).

Emissões de CO₂

Finalmente, as emissões de CO₂ podem ser calculadas de acordo com a expressão abaixo, lembrando que em função dos respectivos pesos moleculares, 44 tCO₂ corresponde a 12 tC.

$$E_{CO_2} = E_C \times \frac{44}{12}$$

Onde: E_{CO₂} = emissão de CO₂;
E_C = emissão de C.

Fatores de emissão e conversão para a gasolina C e o diesel B3

Considerando que a gasolina do tipo C tem 22% de etanol anidro (AEAC) adicionado à gasolina A, pode-se determinar as emissões de CO₂ pelo método *top-down*, a partir do consumo total de gasolina C em m³, do fator de conversão (F_{CONV_Gas_C}) ponderado da gasolina C, expresso em tEP/m³, e do fator de emissão da gasolina C (FE_{Gas_C}) (em tC/TJ), calculado a partir da proporção de etanol adicionado à gasolina:

$$F_{CONV_Gas_C} = 0,78 \times F_{CONV_Gas_A} \times 0,22 \times F_{CONV_AEAC} \quad (3)$$

Onde: F_{CONV_Gas_C} = fator de conversão da gasolina C
F_{CONV_Gas_A} = fator de conversão da gasolina A
F_{CONV_AEAC} = fator de conversão do AEAC

$$FE_{Gas_C} = 0,78 \times FE_{Gas_A} \times 0,22 \times FE_{AEAC} \quad (4)$$

Onde: FE_{Gas_C} = fator de emissão da gasolina C
FE_{Gas_A} = fator de emissão da gasolina A
FE_{AEAC} = fator de emissão do AEAC

A mesma consideração pode ser feita para o diesel brasileiro, contendo em torno de 3% de biodiesel (B3) adicionado ao diesel puro, tal que:

$$F_{CONV_B3} = 0,97 \times F_{CONV_Diesel} \times 0,03 \times F_{CONV_B100} \quad (5)$$

Onde: F_{CONV_B3} = fator de conversão do diesel contendo 3% de biodiesel
F_{CONV_Diesel} = fator de conversão do diesel
F_{CONV_B100} = fator de conversão do biodiesel puro (B100)

$$FE_{B3} = 0,97 \times FE_{Diesel} \times 0,03 \times FE_{B100} \quad (6)$$

Onde: FE_{B3} = fator de emissão do diesel contendo 3% de biodiesel (B3)

FE_{Diesel} = fator de emissão do diesel

FE_{B100} = fator de emissão do biodiesel puro (B100)

Os fatores de emissão de CO_2 de origem fóssil dos veículos a gasolina C e diesel com biodiesel, no Brasil, são mais baixos, quando comparados aos dos veículos movidos a gasolina A e diesel puro (B0), uma vez que o AEAC e o biodiesel tem sua origem em fonte de energia renovável e não deve ser computado para fins de inventário de emissões de GEE.

5.1.3.2. Estimativa de emissões de CO_2 veicular

Considerando as fórmulas (1) e (2) e com base nos fatores de emissão definidos pelo IPCC (Tabela 5.2) e em dados disponibilizados em Álvares e Linke (2005), é possível definir, na Tabela 5.3, os níveis de emissão de carbono (C) e dióxido de carbono (CO_2) para os três combustíveis fósseis selecionados neste estudo.

Tabela 5.3: Emissão de carbono e dióxido de carbono: Gasolina A, Gás Natural Seco e Diesel (B0)

Tipo de combustível	Volume de combustível (m³)	Fator de conversão (tEP/m³)	Fator de correção	Quantidade de combustível (TJ)	Fator de Emissão (tC/TJ)	Emissão de C (kg/m³ ou g/l)	Emissão de CO_2 (kg/m³ ou g/l)
Gasolina A	1	0,771	0,95 (a)	33.106,74	18,9	625,72	2294,30
Gás Natural Seco	1	0,857	0,90 (a)	34.862,76	15,3	533,40	1955,80
Diesel (B0)	1	0,848	0,95 (a)	36.413,12	20,2	735,55	2697,00

Fonte: Tabulação própria com base em Álvares e Linke (2005).

Nota: (a) Para combustíveis sólidos e líquidos o $F_{corr} = 0,95$ e, para combustíveis gasosos, o

$F_{corr} = 0,90$.

(b) 1 tEP(Brasil) = $45,2 \times 10^3$ TJ (tera-joule = 1012 J);

Assumindo os valores dos fatores de emissão e de conversão da gasolina C (E22) e do diesel (B3) como descritos nas fórmulas (3), (4), (5) e (6), pode-se definir os níveis de emissão de carbono e dióxido de carbono para estes combustíveis, como apresentado na Tabela 5.4 a seguir.

Tabela 5.4: Emissão de carbono e dióxido de carbono: Gasolina C e Diesel (B3)

Tipo de combustível	Volume de combustível (m³)	Fator de conversão (tEP/m³)	Fator de correção	Quantidade combustível (TJ)	Fator de Emissão (tC/TJ)	Quantidade de C (kg/m³ ou g/l)	Quantidade de CO ₂ (kg/m³ ou g/l)
<i>Gasolina C</i>	1	0,78*0,771	0,95	25823,26	0,78*18,9	380,69	1395,85
<i>Diesel (B3)</i>	1	0,97*0,857	0,90	33816,88	0,97*20,2	662,61	2429,56

Fonte: Tabulação própria

5.1.4. Definição das taxas de carbono para cada combustível

A partir dos valores definidos na Tabela 5.1, e com base nos níveis de emissão de CO₂ definidos na Tabela 5.3 e na Tabela 5.4, a Tabela 5.5 a seguir, apresenta o valor da taxa de carbono aplicada sobre cada combustível fóssil.

Observa-se que a taxa de carbono é uma taxa que varia com o teor de carbono do combustível, e quanto maior for o conteúdo de carbono do combustível, maior será a taxa de carbono. Vale destacar, por fim, que os valores da tonelada de CO₂ utilizados em cada um dos cenários, convertidos em moeda nacional¹¹², são tais que: i) taxa sueca (€ 100) = 323,70 R\$/tCO₂; ii) *cap-and-trade* nos Estados Unidos (US\$ 100) = 233,62 R\$/tCO₂; iii) *cap-and-trade* nos Estados Unidos (US\$ 60) = 140,17 R\$/tCO₂; iv) EUA = 69,43 R\$/tCO₂; v) RCE = 52,45 R\$/tCO₂; vi) Setorial = 38,85 R\$/tCO₂; e vii) VER = 12,12 R\$/tCO₂ (valores referentes a 2008).

Tabela 5.5: Taxas de carbono para o setor de transporte no Brasil – valores de 2008

Tipo de combustível	Emissões (g/l)	Taxas de Carbono (R\$ / litro)						
		€ 100	US\$ 100	US\$ 60	EUA	RCE	SETORIAL	VER
		323,70 R\$/tCO ₂	233,62 R\$/tCO ₂	140,17 R\$/tCO ₂	69,43 R\$/tCO ₂	52,45 R\$/tCO ₂	38,85 R\$/tCO ₂	12,12 R\$/tCO ₂
<i>Gasolina C</i>	1395,85	0,45	0,33	0,20	0,10	0,07	0,05	0,02
<i>GNV</i>	1955,80	0,63	0,46	0,27	0,14	0,10	0,08	0,02
<i>Diesel (B3)</i>	2429,56	0,79	0,57	0,34	0,17	0,13	0,09	0,03

Fonte: Tabulação própria

A partir da Tabela 5.5 é possível observar que o impacto da incidência taxa é bastante diferenciado, de acordo com o tipo de taxa adotada. Observa-se que a gasolina C, devido à proporção de etanol anidro na mistura, é o combustível com o menor nível de emissão (por volume) e, assim, é o combustível com menor nível de taxação. Isto é,

¹¹² Para conversão dos valores da Tabela 5.1, utilizou-se uma taxa de câmbio de R\$ / US\$ = 2.3362 (referente a 31 de dezembro de 2008)

embora a gasolina A gere um nível de emissão de GEE superior ao do GNV, a gasolina C (E22 – isto é, gasolina A adicionada de 22% de AEAC) emite menos GEE e, por isso, possui uma taxa de carbono menor do que a do GNV.

No cenário com maior nível de taxa de carbono (utilizando o valor da taxa de carbono sueca, € 100), o custo relacionado para cada combustível é o maior. Neste cenário, ao valor da gasolina, deve ser somado R\$ 0,45 por litro de gasolina C, enquanto que ao GNV deve ser adicionado R\$ 0,63 por m³ de GNV e, ao Diesel (B3), R\$ 0,79 por litro de Diesel.

Nos cenários do *cap-and-trade* nos EUA, Tal como esperado, o diesel (B3) – que possui maior teor de carbono – seria o mais taxado (entre R\$ 0,34 e R\$ 0,57 por litro), enquanto que a gasolina C, seria o combustível com menor taxaço (entre R\$ 0,20 e R\$ 0,33 por litro).

Para os cenários em que o valor do crédito de carbono é mediano (EU ETS e MDL), o valor da taxa incidente sobre os combustíveis fósseis seria na ordem de R\$ 0,07 a R\$ 0,17 por litro de combustível.

Por fim, para os cenários com menor nível de taxaço (taxa setorial e mercado voluntário de carbono), o valor da taxa incidente sobre os combustíveis fósseis seria na ordem de R\$ 0,02 a R\$ 0,09 por litro de combustível.

Tomando por base os valores médios de mercado desses derivados, em 2008 (segundo ANP, 2009), os novos patamares de preço, com a incidência da nova taxa, e seus níveis de variações percentuais podem ser observados na Tabela 5.6.

Tabela 5.6: Variações dos preços dos combustíveis com a taxaço de carbono – valores de 2008

Tipo de combustível	Preço de mercado (ANP) (R\$/l ou R\$/m ³)	Preço de mercado mais a taxas de carbono (R\$/l ou R\$/m ³) e variações percentuais (%)						
		€ 100	US\$ 100	US\$ 60	EUA	RCE	SETORIAL	VER
Gasolina C	2,51 (R\$/l)	2,96 (17,99%)	2,84 (12,99%)	2,71 (7,79%)	2,61 (3,9%)	2,58 (2,7%)	2,57 (2,3%)	2,53 (0,8%)
GNV	1,72 (R\$/m ³)	2,35 (36,81%)	2,18 (26,56%)	1,99 (15,94%)	1,86 (8,1%)	1,82 (5,8%)	1,80 (4,7%)	1,74 (1,2%)
Diesel (B3)	2,11 (R\$/l)	2,89 (37,31%)	2,68 (26,93%)	2,45 (16,16%)	2,28 (8,2%)	2,24 (6,3%)	2,20 (4,4%)	2,14 (1,5%)
AEHC	1,51 (R\$/l)	1,512 (0,00%)	1,512 (0,00%)	1,512 (0,00%)	1,512 (0,0%)	1,512 (0,0%)	1,512 (0,0%)	1,512 (0,0%)

Fonte: Tabulação própria com base em ANP (2009)

Observa-se que, embora o AEHC (álcool etílico hidratado combustível) não seja um combustível fóssil, seu valor está na Tabela 5.6 para base de comparação com os demais combustíveis fósseis automotivos utilizados para transporte de passageiros, considerados neste estudo.

Na seção 5.2, a seguir, serão avaliados os impactos dos aumentos dos preços dos combustíveis, levando-se em conta os índices de elasticidade-preço para o Brasil (de acordo com IOOTTY et al, 2009). A análise será feita, separadamente, para veículos próprios leves (automóveis) e coletivos (ônibus).

5.2. IMPACTOS SOBRE O SETOR DE TRANSPORTE DE PASSAGEIROS

O aumento dos preços dos combustíveis, definidos na Tabela 5.6, pode levar a impactos diferenciados no transporte de passageiros, de acordo com o tipo de transporte (individual ou coletivo) e quanto ao tipo de combustível.

No primeiro caso, quanto maior o número de passageiros transportados, menor é o custo *per capita* do transporte e menor será a sensibilidade a variações de preço dos combustíveis.

No segundo caso, uma vez que a taxa de carbono varia de acordo com teor de carbono contido nos combustíveis, os combustíveis fósseis mais carbono-intensivos sofrerão maior taxa¹¹³. Além disso, quanto maior for a proporção de biocombustíveis nos combustíveis fósseis, menor será a taxa de carbono associada a esse combustível e menor tenderá a ser o impacto da incidência dessa taxa sobre os preços de mercado.

Assim, esta seção se propõe a analisar os impactos do aumento de preço dos combustíveis (fósseis) automotivos sobre a demanda. Assumindo uma ocupação média de 1,5 passageiros por veículo leve e 40 passageiros por ônibus (BORBA, 2008), a Tabela 5.7 mostra o custo médio de combustíveis por passageiro, antes e depois da taxa¹¹³ de carbono.

¹¹³ Para o transporte coletivo, assume-se apenas a utilização de diesel (B3), enquanto que para os veículos leves, assume-se a utilização de gasolina (E22), AEHC e GNV.

Tabela 5.7: Preços dos combustíveis com a taxa de carbono, por passageiros – valores de 2008

Tipo de combustível		Preço (*)	Preço de mercado com a taxa de carbono (R\$/l ou R\$/m³) e variações percentuais (%)						
		(R\$/l ou R\$/m³)	€ 100	US\$ 100	US\$ 60	EUA	RCE	SETOR	VER
Veículos leves	Gasolina C	1,674 (R\$/l)	1,975 (17,99%)	1,891 (12,99%)	1,804 (7,79%)	1,740 (3,94%)	1,720 (2,75%)	1,713 (2,33%)	1,687 (0,78%)
	GNV	1,147 (R\$/m³)	1,569 (36,77%)	1,451 (26,56%)	1,329 (15,94%)	1,240 (8,11%)	1,213 (5,75%)	1,200 (4,62%)	1,160 (1,13%)
	AEHC	1,008 (R\$/l)	1,008 (0,00%)	1,008 (0,00%)	1,008 (0,00%)	1,008 (0,00%)	1,008 (0,00%)	1,008 (0,00%)	1,008 (0,00%)
Ônibus	Diesel (B3)	0,053 (R\$/l)	0,072 (36,53%)	0,067 (29,93%)	0,061 (16,16%)	0,057 (7,55%)	0,056 (5,66%)	0,055 (3,77%)	0,054 (1,89%)
	Passagem de ônibus	2,000 (R\$)	2,019 (0,97%)	2,014 (0,71%)	2,009 (0,43%)	2,004 (0,20%)	2,003 (0,15%)	2,002 (0,10%)	2,001 (0,05%)

Fonte: Tabulação própria com base em ANP (2009), Borba (2008), ANTP (2008) e EIA (2009)

Nota: Considerou o repasse integral do custo de diesel por passageiro para a passagem de ônibus.

(*) Preço de mercado (ANP) sem taxas de carbono

De acordo com a Tabela 5.7, observa-se que o custo por passageiro para veículos leves chega a ser 30 vezes maior do que o custo de transporte coletivo (ônibus urbano) por passageiro. No caso do ônibus urbano, tomando por base uma tarifa média de R\$ 2,00 (ANTP, 2008), mesmo se fosse repassado o custo integral do aumento do custo do diesel (B3) para a passagem, o aumento do custo desta não chegaria nem a 1% para cada passageiro.

Para os veículos leves, há dois grupos de veículos diferenciados pelo tipo do combustível: fóssil ou renovável. No caso dos combustíveis fósseis, o aumento do preço do combustível seria perceptível para o consumidor de gasolina C (cujo aumento de preço poderia variar de pouco menos de 1% a quase 4%) e para o consumidor de GNV (cujo aumento de preço poderia variar entre 1% a pouco mais de 8%). Por outro lado, no caso do combustível renovável (AEHC), não haveria qualquer alteração de preço, uma vez que este combustível não é passível da taxa de carbono.

Quando se observa o nível das taxas aplicadas, há que se destacar os valores referentes à taxa de carbono sueca (€ 100) e os valores de taxa baseados no *cap-and-trade* dos Estados Unidos (US\$ 60 e US\$ 100). Ao se utilizar taxas de carbono referentes a esses valores, o custo da gasolina C pode variar entre 8% a 18%, e, para o GNV, entre 16% e 37%. Por outro lado, ao se aplicar os níveis mais baixos de taxa de carbono (entre os valores do mercado voluntário e do mercado de carbono), atingem-se variações nos preços da gasolina C entre 1% e 4%, e no preço do GNV, entre 1% e 8%.

Aplicando, ainda, os três níveis maiores de taxas de carbono, observa-se que o aumento dos custos para passageiros de ônibus urbano, embora não chegue a 1%, revela um impacto maior do que os resultados apresentados pelas taxas de menor valor. Assim, ao se aplicar as taxas referentes aos valores da taxa de carbono sueca (€ 100) e os valores de taxa baseados no *cap-and-trade* dos Estados Unidos (US\$ 60 e US\$ 100) o aumento dos preços das passagens de ônibus apresenta-se em torno de 0,43% a 0,97%. Por outro lado, ao se aplicar os níveis mais baixos de taxa de carbono (entre os valores do mercado voluntário e do mercado de carbono), atingem-se variações nos preços das passagens entre 0,05% e 0,20%.

Ainda em relação aos níveis mais elevados de taxa de carbono (os três primeiros cenários), observa-se que a relação entre o preço do AEHC e o da gasolina C, inicialmente de 60%, diminuiria para um intervalo entre 51% e 56%, suscitando uma possível mudança de estrutura de consumo que favoreceria o consumo do AEHC (que se tornou relativamente mais barato). Por outro lado, com taxas de carbono mais baixas, a relação entre o preço do AEHC e o da gasolina C, diminuiria pouco, ficando em torno 59%.

Em geral, quanto maior for a taxa de carbono utilizada, maior será o aumento do preço relativo da gasolina em relação ao AEHC, forçando uma tomada de decisão mais rápida dos consumidores de gasolina C. Isto é, uma vez que a gasolina C se torna mais cara do que seu substituo direto, os consumidores podem desejar substituí-la pelo AEHC ou, no limite, poderia causar a substituição entre meios de transporte, substituindo os veículos leves individuais por transportes coletivos (ou, ainda, por bicicletas e deslocamentos “a pé”).

Contudo, esses movimentos das curvas de demanda (diminuindo o consumo do fóssil e aumentando a do renovável) poder-se-iam estabilizar caso se reestabelecesse a estrutura de preços relativos, conforme definido inicialmente (60%), que poderia decorrer de um aumento do preço do AEHC.

Podem-se considerar, assim, três possíveis razões para o aumento de preços do etanol, até que sejam restabelecidas as condições iniciais de preços relativos:

- i) Em mercados com preços livres, no caso de a demanda de AEHC superar seu nível de oferta, seu preço tenderá a aumentar até que quantidades de oferta e demanda se igualem, chegando-se a um novo preço de equilíbrio, equivalente com o equilíbrio no mercado de gasolina;

- ii) Em mercados cujos preços não são totalmente flexíveis¹¹⁴ (seja pela regulação de preço do mercado, seja por uma morosidade de resposta dos agentes às variações de preços, definidos no mercado), o aumento do preço do AEHC poderá ser decorrente de aumento de custo produtivos, levando à necessidade realinhamentos de preços. Isto é, necessidades de repasse do aumento de determinados custo para os preços, de forma a garantir a margem de lucro operacional dos produtores.
- iii) Por último, independentemente das forças de oferta e demanda ou de alteração de custos produtivos, o aumento do preço do AEHC poderá ser decorrente do aumento de outros custos exógenos ao mercado (não administrados pelos produtores), como um aumento de custos tributários, que elevariam o preço do combustível final. Ex: uma forma de aumentar o preço do AEHC, proporcionalmente ao aumento do custo da gasolina C, poderia ser através da criação de um tributo ou aumento da alíquota de um tributo já existente, tal como a CIDE¹¹⁵.

Assim, para que se garanta o aumento do preço da gasolina em relação a o AEHC, dada a incidência da taxa de carbono, é preciso que se mantenha forte regulação sobre o preço do AEHC, para que o preço deste não aumente (por fatores de mercado ou por outras políticas fiscais¹¹⁶), de forma a garantir a integridade da política fisco-ambiental (taxação de carbono) implementada.

Em outras palavras, para garantir maior eficácia da taxação de carbono, é necessário manter os preços dos combustíveis renováveis (AEHC e biodiesel) em relação aos combustíveis fósseis concorrentes. Além disso, essa política não pode ser neutralizada por outras políticas governamentais, que poderiam elevar o custo dos combustíveis renováveis (como a criação de tributos e/ou elevação de alíquotas de tributos que já incidem sobre estes combustíveis¹¹⁷).

¹¹⁴ Sobre preços rígidos no mercado de combustíveis automotivos, no Brasil, ler Billwiller (2005).

¹¹⁵ Conforme visto na seção 3.3.2.3, as alíquotas da CIDE são diferenciadas por combustível, tal como: R\$501,10/m³ de gasolina; R\$157,80/m³ de diesel; e, R\$ 22/54/m³ de etanol (BRASIL, 2009).

¹¹⁶ Importa notar que, quando aumentam os preços de mercado de um produto por pressões mercadológicas, quem ganha é o produtor que garante uma remuneração maior sobre o capital investido, sem que tenha alterado sua estrutura de custo. Por outro lado, o aumento de preço decorrente de realinhamentos causados por aumentos de custos produtivos é um processo decorrente de simples recomposição de margens produtivas e de garantias de retornos econômicos dos investimentos. Por fim, aumentos de preços derivados de políticas governamentais (sejam fiscais, comerciais, monetárias ou cambiais), podem ser vistos para controle de preços, o que se deseja é garantir estruturas competitivas de mercado e controle inflacionário da economia.

¹¹⁷ Uma justificativa para a elevação dos tributos sobre o AEHC poderia ser o aumento da frota de veículos movidos a etanol. Isto é, uma vez que a alíquota da CIDE sobre a gasolina é bem maior do que sobre o etanol, à medida que a demanda de etanol cresce proporcionalmente em relação à demanda de gasolina, a arrecadação da

Nas subseções 5.2.1 e 5.2.2, a seguir, serão analisados os impactos do aumento dos preços dos combustíveis, definidos na Tabela 5.7, no tocante à demanda de combustíveis em veículos leves e em ônibus, respectivamente.

5.2.1. Veículos particulares leves: gasolina, etanol e GNV

A Tabela 5.8, a seguir, apresenta as variações da demanda de combustíveis com a incidência da taxa de carbono. Tomou-se por base a elasticidade-preço da demanda para combustíveis no Brasil, apresentada na seção 4.1.2.2, com base nos valores definidos por Iootty (2009).

Tabela 5.8: Variações da demanda de combustíveis fósseis com a incidência da taxa de carbono – veículos leves

GASOLINA C	Cenários de taxação de carbono						
	€ 100	US\$ 100	US\$ 60	EUA	RCE	SETORIAL	VER
Variação de preço (%)	17,99	12,99	7,79	3,94	2,75	2,33	0,78
Variação da demanda (%)	-69,24	-49,97	-29,98	-15,17	-10,57	-8,96	-2,99
GNV	Cenários de taxação de carbono						
	€ 100	US\$ 100	US\$ 60	EUA	RCE	SETORIAL	VER
Variação de preço (%)	36,77	26,56	15,94	8,11	5,75	4,62	1,13
Variação da demanda (%)	-28,68	-16,47	-9,88	-6,32	-4,49	-3,60	-0,88

Fonte: Tabulação própria

Nota: O AEHC não foi considerado nesta tabela por não sofrer variações de preço por conta da taxação de carbono.

De acordo com a Tabela 5.8, e considerando que os consumidores sejam *racionais do ponto de vista microeconômico*¹¹⁸, dada a elasticidade-preço da gasolina (-3,85) (IOOTTY, 2009), sua variação de consumo seria da ordem de 3% a 69%, dependendo do cenário de definição do preço (variando em torno de 1% a 18%, por passageiro) com a incidência da taxa de carbono.

Isto decorre da elevada elasticidade-preço da demanda de gasolina C que torna o consumidor mais sensível a variações de preços. Além disso, especificamente para aqueles que possuem veículos *multicombustíveis*, há uma elevada elasticidade-preço

CIDE diminui. Além disso, o aumento da alíquota incidente sobre o etanol pode tornar-se uma importante forma de garantir a base tributária para arrecadação dessa contribuição.

¹¹⁸ A racionalidade microeconômica supõe que o indivíduo toma decisões com base no maior número de informações possível, a fim de maximizar sua função objetivo.

cruzada da demanda entre gasolina C e AEHC, e, na medida em que o preço de um aumenta, seu consumo diminui enquanto que o consumo do seu substituto aumenta.

Assim, em um segundo momento, dada a variação do preço dos combustíveis fósseis, e considerando os efeitos de segunda ordem para ajustes de equilíbrio de oferta e demanda do mercado, podem-se supor novas variações de demanda dos combustíveis para os veículos leves. Assim, de acordo com Iooty (2009), levando-se em consideração as elasticidades-preço cruzada da demanda entre a gasolina C e o etanol, pode-se supor que, ao variar o preço da gasolina C em relação aos outros dois combustíveis, a demanda do AEHC poderia variar a despeito de seus preços terem sido mantidos constantes¹¹⁹. Desta feita, comparando-se a gasolina C ao AEHC, nota-se que o consumo do último torna-se mais vantajoso à medida que a estrutura de preços entre eles revela um preço relativamente menor do AEHC.

Contudo, como alertado anteriormente, pode haver correções de preços do AEHC, caso não haja regulação do governo sobre os preços do etanol e/ou haja políticas fiscais que acabem por neutralizar os efeitos da taxa de carbono..

Assim, considerando-se um nível elevadíssimo de elasticidade-preço cruzada da demanda de gasolina e AEHC, a cada mudança de preço relativo o consumidor pode ser motivado a consumir o combustível que ficou relativamente mais barato, de tal forma que:

- i) No primeiro momento, com a taxa de carbono sobre os combustíveis fósseis, o preço da gasolina C ficaria relativamente mais caro do que do AEHC, motivando os consumidores a migrarem para este segundo combustível;
- ii) No segundo momento, com a elevação do preço relativo do AEHC, até que sejam redefinidas as condições iniciais de competição (com preços relativos de 60%), os consumidores poderiam voltar, gradualmente, a consumir gasolina (caso fosse mantida a mesma necessidade de locomoção com veículo próprio leve).

Esse movimento de migração de demanda entre esses combustíveis será tão freqüente quantas forem as motivações para os consumidores substituírem o combustível utilizado nos veículos. Além disso, observa-se que essa facilidade de

¹¹⁹ Apesar de Iooty (2009) definir que há uma relação positiva de elasticidade-preço cruzada entre a gasolina C e o GNV, não se pode afirmar claramente como seria o comportamento da demanda de um diante do aumento do preço do outro, visto que ambos sofreram aumentos de preços.

substituição entre combustíveis só será possível, no curto prazo, para veículos multicomcombustíveis, em que o nível de elasticidade-preço cruzada da demanda entre os combustíveis substitutos tende ao infinito.

Entretanto, é importante ponderar este resultado, questionando-se a hipótese da *racionalidade econômica*. Isto é, caso a tomada decisão do consumidor não seja uma variável apenas do nível de preço, é possível que este resultado sofra outras influências venham limitar a variação de demanda em tão elevado grau. Isto é, há que se considerar outras variáveis que possam influenciar os níveis de demanda dos consumidores, como preferência por melhor performance, mais autonomia, maior potência e melhores desempenhos do veículo podem levar a diversas decisão do consumidor. E, nesse sentido, não seria apenas a mudança de preços relativos o responsável pela variação da demanda entre gasolina e AEHC. Assim, pode-se dizer que a variação do consumo da demanda da gasolina em 69%, frente a um aumento de preço de 18% seria uma situação limite em que, permanecendo constante o preço do AEHC, os consumidores tomariam decisões com base apenas em preço e diminuiriam seu nível de demanda de forma bastante significativa.

Todavia, mesmo considerando que a os consumidores não tomam decisão com base apenas em preços relativos, é possível afirmar que um aumento significativo do preço da gasolina, mantendo-se constante o preço do AEHC, pode levar a um deslocamento do consumo da gasolina para o AEHC, levando a um elevado nível de eficácia ambiental da política de taxação.

Em relação ao GNV, dada sua inelasticidade-preço de demanda (-0,78) (IOOTTY, 2009), sua demanda variaria em torno de 1% a 29%, devido a variações de preços da ordem de 1% a 37%, por passageiro¹²⁰. Importa notar que, embora o aumento dos preços do GNV sejam maiores do que o aumento dos preços da gasolina C, o consumidor de GNV se mostra menos elástico do que o consumidor de gasolina C (IOOTTY, 2009) e, por isso, a demanda de GNV acaba por variar menos do que a demanda de gasolina C.

Nesse sentido, é possível afirmar que o consumidor de GNV acaba por absorver parte do ônus do aumento de preços por não diminuir o consumo deste combustível. Por outro lado, o consumidor de gasolina C pode não absorver tanto o aumento dos custos uma vez que possui a possibilidade de trocar de combustível.

¹²⁰ Apesar de Iootty (2009) definir índices de elasticidade-preço para o etanol, uma vez que não haverá variação de preço deste combustível por conta da taxação de carbono, sua demanda não variará, a priori.

Por fim, dependendo do nível de renda e do *preço de reserva*¹²¹ do consumidor para despesas com transporte em veículo próprio, a redução do consumo de gasolina poderá levar a consequências distintas. Se o nível de renda do consumidor for alto (*preço de reserva maior*), e sua elasticidade-preço da demanda por combustíveis for baixa, possivelmente haverá uma substituição do consumo de gasolina C por AEHC¹²². Entretanto, se o nível de renda for mais baixo, o consumidor poderá optar por substituir o transporte com veículo próprio por transporte coletivo, por bicicletas e, ainda, por locomoções “a pé”, pois, nesse caso, esse consumidor tem uma disposição a pagar menor para manter-se utilizando veículo próprio a um custo maior.

5.2.2. Coletivos: diesel

A Tabela 5.9, a seguir, apresenta as variações da demanda de diesel (B3) com a incidência da taxa de carbono. Tomou-se por base a elasticidade-preço da demanda de diesel no Brasil, apresentada na seção 4.1.2.2, com base nos valores definidos por Iootty (2009).

Tabela 5.9: Variações da demanda dos combustíveis com a incidência da taxa de carbono – coletivos

DIESEL (B3)	Cenários de taxação de carbono						
	€ 100	US\$ 100	US\$ 60	EUA	RCE	SETORIAL	VER
Variação de preço (%)	36,53	26,93	16,16	7,55	5,66	3,77	1,89
Variação da demanda (%)	22,90	-16,88	-10,13	-4,73	-3,55	-2,36	-1,19

Fonte: Tabulação própria

Como pode ser visto na Tabela 5.9, dada a elasticidade-preço do diesel (-0,627) (IOOTTY, 2009), sua variação de consumo seria da ordem de 1% a 23%, dependendo do cenário de definição do preço (variando em torno de 2% a 37%) com a incidência da taxa de carbono.

Contudo, neste trabalho especificamente, para o transporte de passageiros, se está considerando que o consumo de diesel (B3) ocorre apenas em transporte coletivo e que os ônibus utilizam apenas este combustível para se locomoverem. Assim, mais do que saber a variação do preço do diesel, o que interessa, nesse caso, é saber qual será o

¹²¹ O *preço de reserva* de um consumidor é a sua disposição a pagar por determinado bem ou serviço.

¹²² Contudo, em um momento seguinte, quando os preços do AEHC começarem a subir, os consumidores poderão diminuir o consumo deste combustível, optando ou pela substituição gradual do AEHC pela gasolina C, ou por outros meios de transportes mais baratos (como os coletivos).

impacto da variação do custo da passagem de ônibus sobre os consumidores, tal como definido na Tabela 5.7.

As baixas variações dos custos das passagens (que não atingem nem 1%) claramente revelam o baixo impacto que teria sobre a demanda do serviço de transporte coletivo com o ônibus.

Assim, pode-se dizer que a variação de demanda de diesel, em transporte com ônibus urbano, seria praticamente nula, *ceteris paribus*, mesmo quando se mantém a hipótese de repasse integral dos custos de aumento do preço do combustível para as passagens. E, além disso, como o custo do transporte individual também ficou levemente maior com a taxação de carbono sobre a gasolina C e sobre o GNV, parte dos consumidores poderiam migrar da utilização do transporte individual para o transporte coletivo. Assim, em um segundo momento a demanda de diesel (B3) em transporte coletivo poderia aumentar.

Assim como observado na seção 5.2.2, as baixas variações dos custos das passagens (que não atingem nem 1%) claramente revelam o baixo impacto que teria sobre a demanda do serviço de transporte coletivo com o ônibus¹²³.

Com isso, pode-se dizer que a variação de demanda de diesel, em transporte com ônibus urbano, seria praticamente nula, *ceteris paribus*, mesmo quando se mantém a hipótese de repasse integral dos custos de aumento do preço do combustível para as passagens.

E a despeito do encarecimento do preço do diesel (B3), como o custo do transporte individual também ficou maior com a taxação de carbono sobre a gasolina C e sobre o GNV, parte dos consumidores poderiam migrar da utilização do transporte individual para o transporte coletivo. Assim, em um segundo momento a demanda de diesel (B3) em transporte coletivo poderia aumentar.

5.3. SÍNTESE E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Em suma, no caso específico do Brasil, a adoção da taxa de carbono, pode apresentar diferentes impactos, de acordo com o níveis da taxa de carbono utilizada.

¹²³ Embora não faça parte do escopo deste trabalho, vale observar, contudo, que o efeito sobre o transporte de carga seria significativo. Dada a matriz de transporte do país, haveria um aumento nos custos de diversas mercadorias, gerando impacto sobre toda a economia nacional.

Observa-se que, em geral, os cenários com maiores níveis de taxa de carbono (€ 100, US\$ 60 e US\$ 100) podem levar a impactos mais relevantes sobre o nível de demanda de combustíveis fósseis. Por outro lado, os impactos causados pelos demais cenários (EUA, RCE, SETORIAL e VER) são impactos mais brandos, com pouca repercussão sobre o mercado.

Especificamente sobre estes quatros níveis mais baixos de taxa de carbono observa-se que, em primeiro lugar, o baixo impacto sobre a demanda se deve ao fato de os níveis de taxa de carbono, definidos pelos quatro cenários propostos, serem relativamente baixos e, por isso, ocasionarem um baixo aumento dos preços dos combustíveis. No Brasil, diferentemente do que ocorre na maioria dos demais países, os principais combustíveis fósseis automotivos consumidos são adicionados de biocombustíveis e isso acaba por diminuir os níveis de emissão de GEE e, conseqüentemente, o impacto da taxa de carbono.

Em segundo lugar, ainda em relação aos quatro cenários com menor nível de taxação, após a incidência da taxa de carbono, observou-se que a elasticidade-preço da demanda de combustíveis não leva os consumidores a tomarem decisões drásticas de mudança de hábitos de consumo e, por isso, o nível de demanda dos combustíveis permanece quase que inalterado. Mesmo no caso da gasolina C, cujo índice de elasticidade-preço é maior, seu nível de demanda variaria, no máximo, em 15%. Além disso, mesmo considerando a elasticidade-preço cruzada entre a gasolina C e o AEHC, a variação inicial dos preços relativos entre esses combustíveis (de 60% para 59%) poderia ser anulada com medidas de curto prazo que provocassem o aumento de preços do AEHC, levando a um re-equilíbrio entre o consumo desses combustíveis, num segundo momento.

Contudo, para os cenários com maior nível de taxação (€ 100, US\$ 60 e US\$ 100), o aumento do preço dos combustíveis fósseis é mais significativo, e tende a levar a mudanças mais bruscas de demanda, considerando que os consumidores busquem otimizar suas funções objetivo (maximização do bem-estar e da utilidade da demanda). Assim, quando há possibilidade de substituição entre os combustíveis (especialmente com o veículo é *multicombustível*), os consumidores tenderiam a consumir o combustível que são relativamente mais barato.

Nesse caso, mesmo desconsiderando a *hipótese da racionalidade econômica*, observa-se que com maiores níveis de taxa de carbono há maior potencial para se

alcançar uma eficácia ambiental maior com a política, pois a incidência da taxa tenderá a deslocar a demanda da gasolina para o AEHC, mantendo-se o preço deste constante.

Por fim, quando se observam os impactos distributivos causados pela incidência das taxas de carbono, sobre as famílias, distribuídas em décimos de renda, observa-se que a variação de preços dos combustíveis sobre as despesas correntes familiares não chegariam nem a 1% das despesas correntes médias das famílias (ver Tabela 5.10).

Tabela 5.10: Brasil metropolitano: efeito da variação de preço dos combustíveis sobre as despesas correntes média das famílias (em %)

Décimos	Veículo próprio						
	€ 100	US\$ 100	US\$ 60	EUA	RCE	SETORIAL	VER
10% mais pobres	0,46	0,33	0,20	0,10	0,07	0,06	0,02
2º	0,41	0,30	0,18	0,09	0,06	0,05	0,02
3º	0,62	0,45	0,27	0,14	0,10	0,08	0,03
4º	0,94	0,68	0,41	0,21	0,14	0,12	0,04
5º	0,87	0,63	0,38	0,19	0,13	0,11	0,04
6º	1,10	0,80	0,48	0,24	0,17	0,14	0,05
7º	1,23	0,89	0,53	0,27	0,19	0,16	0,05
8º	1,30	0,94	0,56	0,28	0,20	0,17	0,06
9º	1,40	1,01	0,61	0,31	0,21	0,18	0,06
10% mais ricos	1,08	0,78	0,47	0,24	0,16	0,14	0,05
Décimos	Ônibus						
	€ 100	US\$ 100	US\$ 60	EUA	RCE	SETORIAL	VER
10% mais pobres	2,21	1,81	0,98	0,46	0,34	0,23	0,11
2º	2,49	2,04	1,10	0,51	0,39	0,26	0,13
3º	2,33	1,91	1,03	0,48	0,36	0,24	0,12
4º	2,28	1,87	1,01	0,47	0,35	0,24	0,12
5º	1,93	1,58	0,85	0,40	0,30	0,20	0,10
6º	1,93	1,58	0,85	0,40	0,30	0,20	0,10
7º	1,48	1,21	0,65	0,31	0,23	0,15	0,08
8º	1,11	0,91	0,49	0,23	0,17	0,11	0,06
9º	0,64	0,53	0,28	0,13	0,10	0,07	0,03
10% mais ricos	0,26	0,21	0,11	0,05	0,04	0,03	0,01

Fonte: Elaboração própria com base em IBGE (2004)

Em relação às variações do custo de transporte urbano com *ônibus*, consideraram-se as participações dos custos com transporte de ônibus nas despesas médias correntes, por décimos da renda (definidos no quarto capítulo), ponderadas pela variação do custo da passagem de ônibus. E, em relação às variações do custo de transporte urbano com *veículo próprio*, consideraram-se as participações dos custos

com transporte com veículo próprio nas despesas médias correntes, por décimos da renda, ponderadas pela variação do custo da gasolina C¹²⁴ (definido na Tabela 5.7).

Interessantemente, observa-se na Tabela 5.10 que, embora a variação do preço da passagem de ônibus seja menor do que 2,50%, o impacto sobre as famílias – pertencentes até o 7º décimo da renda - pode ser maior do que o impacto do aumento do preço da gasolina C. Por outro lado, para as famílias 30% mais ricas (do 8º ao 10º décimo de renda) o impacto do aumento das despesas com veículos próprios (decorrente do aumento do custo da gasolina) é mais perceptível do que o aumento do preço da passagem de ônibus urbano.

Isso decorre do fato de que, quanto mais baixo o nível de renda, maior é a parcela das despesas com ônibus e maior é a parcela das despesas com transporte como um todo. Contudo, conforme aumenta o nível de renda, as famílias começam a utilizar mais os veículos próprios para os deslocamentos urbanos, substituindo, assim, parcialmente as despesas com ônibus por despesas com veículos próprios. Para as famílias de maior renda, por fim, a utilização de transporte coletivo torna-se bem menos comum e, por isso, as despesas com veículo próprio passam a superar o nível de despesas com transporte coletivo.

Por fim, observa-se que mesmo com taxas bem maiores, as variações das despesas com transporte nos orçamentos familiares mostram-se baixas, levando a conclusão de que sua incidência não provocaria mudanças significativas na estrutura de custo das famílias. Com isso, conclui-se que as famílias não absorveriam totalmente o custo do aumento dos combustíveis, pois procurariam meios alternativos para controlar as despesas com transporte (mesmo que disso dependesse uma piora de conforto e bem-estar no serviço de transporte, principalmente para as famílias de menor renda).

O sexto capítulo, a seguir, apresentará as considerações finais deste trabalho e sugestões para trabalhos futuros.

¹²⁴ Optou-se pela variação dos preços da gasolina C por se este o principal combustível utilizado nos veículos leves, conforme revela a Tabela 4.7.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Discute-se atualmente – e já efetuada em vários países – a aplicação de taxas de carbono sobre os combustíveis fósseis emissores de gases de efeito estufa (GEE). Contudo, a velocidade de resposta e a capacidade de adequação de cada consumidor dependerão do nível de sensibilidade à mudança dos preços e da renda real (disponível para consumo); isto é, será função da elasticidade (preço e renda) de demanda de cada um.

Como visto no primeiro capítulo, embora a teoria econômica favoreça a adoção de instrumentos econômicos, (dadas as suas vantagens, sobretudo, em termos de eficiência estática e dinâmica), não existe um instrumento considerado ótimo em todas as circunstâncias. Os instrumentos de comando e controle garantem maior eficácia no atendimento às metas ambientais (como nível máximo permitido de emissões), a despeito de uma menor eficiência econômica para o alcance de tal meta. Os instrumentos econômicos, por sua vez, garantem maior eficiência econômica ao permitir que os agentes ajustem seus níveis de poluição às suas diferentes estruturas de custo. Contudo, neste caso os limites máximos de poluição poderão não ser alcançados uma vez que o poluidor pode optar por poluir mais (caso isso lhe gere maiores rendimentos econômicos).

O segundo capítulo apresentou as características do Comércio de Emissões de Carbono e das taxas de carbono adotadas mundialmente. O Comércio de Emissões de Carbono surgiu como uma oportunidade de os países Anexo I atingirem suas metas de redução de emissões, no âmbito do Protocolo de Quioto. Os mercados de carbono, criados desde o início da década atual, ganharam mais força a partir de 2007, com esquemas de comercialização presentes em diversas partes do mundo. O mercado mais importante é o Mercado Europeu de Emissões (*EU ETS*), cujo volume de carbono, em 2008, chegou a US\$ 118 bilhões, com 4 bilhões de toneladas de permissões de emissões de GEE.

Contudo, paralelo ao mercado de carbono, a taxa de carbono se mostra como um importante instrumento no combate à emissão de CO₂e na atmosfera, nas recentes discussões de políticas pós-2012. A taxa de carbono apresenta diversas vantagens em relação ao mercado de créditos de carbono: simplicidade burocrática, previsibilidade de

custos para investidores, transparência dos meios utilizados para sua execução, e maior flexibilidade para corrigir problemas de distribuição de renda.

Observa-se, ainda, que as discussões de políticas para o “pós-2012” vêm dando importante destaque a políticas implementadas em âmbito setorial. Há uma estreita relação entre políticas setoriais e a incidência da taxa de carbono que, por sua vez, é um instrumento essencialmente setorial. Isto é, uma vez que a taxa de carbono incide sobre combustíveis fósseis e seu valor varia proporcionalmente com o teor de carbono contido nos combustíveis, todo setor que usar, em média, os mesmos combustíveis estará contribuindo igualmente com a taxa de carbono¹²⁵.

Com vistas a avaliar uma taxa de carbono setorial, o presente trabalho definiu como opção de taxação os combustíveis automotivos do transporte de passageiros no Brasil. Para tanto, era preciso conhecer as principais características do mercado de combustíveis (terceiro capítulo) e do perfil da demanda desses produtos (quarto capítulo). Esses dois capítulos formaram a base conceitual específica para que, no quinto capítulo, fosse possível avaliar os impactos da taxa de carbono setorial no setor de transporte de passageiros no Brasil.

O terceiro capítulo mostrou que o transporte rodoviário de passageiros é o principal modal de transporte no país, em que a participação dos automóveis representa quase 80% da frota nacional de veículos (ANFAVEA, 2009), e a gasolina é o combustível utilizado por 79% da frota de veículos leves (BORBA, 2008). Outro fato importante é a crescente participação da frota de veículos *multicombustíveis* desde 2003, no total da frota de veículos do Brasil.

Atualmente, e após as reformas institucionais realizadas na indústria de petróleo no Brasil, o mercado de distribuição dos combustíveis caracteriza-se por uma estrutura oligopolizada. Nesse mercado, 44% da revenda de combustíveis, em 2007, se dividiam entre seis das 133 bandeiras atuantes – e, entre as seis maiores, a BR Distribuidora, com 17% das fatias do mercado (ANP, 2008).

O terceiro capítulo mostrou, ainda, que o preço de combustíveis automotivos praticado ao consumidor é composto por quatro parcelas: valor do produto (preço de realização do produtor ou importador), margens de comercialização (de distribuição e dos postos revendedores), fretes e tributos (ICMS, CIDE, PIS/COFINS). Ao mesmo tempo em que há tributos que oneram os preços finais (ICMS e PIS/COFINS), a CIDE

¹²⁵ A taxa sobre o combustível tende ser a mesma para produtos com igual teor de carbono. Contudo, a carga tributária depende do montante total de combustível que se utiliza.

pode ser utilizada como um instrumento de amortização de mudanças de preços, principalmente diante da volatilidade dos preços internacionais.

O quarto capítulo, por sua vez, apresentou o conceito de elasticidade (preço e renda) da demanda e os perfis das famílias demandantes dos serviços de transporte urbano, com base na POF (2003). Com base na vasta revisão bibliográfica realizada, verificou-se que, em geral, há inelasticidade-preço da demanda, de curto e longo prazo, e variações para a elasticidade-renda que pode ser mais inelástica para níveis de renda maior, e elástica, para níveis de renda menor. Contudo, no caso específico da gasolina, no Brasil, adotou-se uma elasticidade-preço da demanda de -3,848 (IOOTTY, 2009), em decorrência da possibilidade de substituição por outros combustíveis automotivos (AEHC e GNV). De fato, o estudo mostrou que o aumento da renda eleva a posse de veículos próprios, mas com saturação da demanda por este tipo de bem. Os números de deslocamentos *per capita* dos segmentos da população com renda familiar acima de vinte salários mínimos, chegam a ser o dobro das faixas mais baixas de renda.

O quinto capítulo, finalmente, apresentou uma análise da incidência da taxa de carbono sobre os combustíveis automotivos, no Brasil, levando-se em conta o setor de transporte de passageiros e os impactos distributivos sobre a renda das famílias diante da incidência de tal tributo.

Segundo o resultado apresentado para os quatro cenários com menor nível de taxa de carbono (*EUA*, *RCE*, *Setorial* e *VER*), a taxação de carbono sobre o preço dos combustíveis automotivos fósseis poderá não apresentar grandes variações de demanda, em função de três razões fundamentais:

- Os níveis de taxa de carbono, definidos pelos quatro cenários propostos, são relativamente baixos e, por isso, levam a um baixo aumento dos preços dos combustíveis.
- Dada a baixa variação dos preços, observou-se que a elasticidade-preço da demanda de combustíveis não leva os consumidores a tomarem decisões drásticas de mudança de hábitos de consumo e, por isso, o nível de demanda dos combustíveis permanece quase que inalterado.
- Considerando-se a participação das despesas com transporte nas despesas correntes das famílias (POF, 2003) e as variações dos preços dos combustíveis e da demanda, o impacto sobre o orçamento das famílias não seria muito expressivo.

Assim, quando se observam os impactos distributivos causados pela incidência dessas quatro taxas sobre as famílias, distribuídas em décimos de renda, observa-se que a variação de preços dos combustíveis sobre as despesas correntes familiares não chegaria nem a 1% das despesas correntes médias das famílias.

Contudo, considerando a adoção de taxas de carbono maiores, observaram-se maiores variações de demanda e maiores impactos sobre os orçamentos familiares. Uma taxa de carbono de 100 €/tCO₂, por exemplo, provocaria um aumento das despesas com transporte coletivo de mais de 2% sobre as despesas médias correntes.

Além disso, para os cenários com maior nível de taxação (€ 100, US\$ 60 e US\$ 100), o aumento do preço dos combustíveis fósseis é mais significativo, e tende a levar a mudanças mais bruscas de demanda, considerando que os consumidores busquem otimizar suas funções objetivo (maximização do bem-estar e da utilidade da demanda). Assim, quando há possibilidade de substituição entre os combustíveis (especialmente com o veículo é *multicombustível*), os consumidores tenderiam a consumir o combustível que são relativamente mais barato.

Nesse caso, mesmo desconsiderando a *hipótese da racionalidade econômica*, observa-se que com maiores níveis de taxa de carbono há maior potencial para se alcançar uma eficácia ambiental maior com a política, pois a incidência da taxa tenderá a deslocar a demanda da gasolina para o AEHC, mantendo-se o preço deste constante.

Em suma, observa-se que a variação da demanda, de forma geral, está atrelada aos preços relativos dos combustíveis (álcool e gasolina, principalmente) e à disposição a pagar (*preço de reserva* dos consumidores) pelos combustíveis, apesar do aumento dos preços e, conseqüentemente, dos custos com transporte de passageiros. Essas duas variáveis, por sua vez, dependem do nível da taxa de carbono definida pela política, em que para níveis maiores de taxa, a variação dos preços relativos tende a aumentar e a disposição a pagar tende a diminuir.

O benefício ambiental dessa política, por sua vez, também é dependente dessas três principais variáveis. Se a diminuição da demanda dos combustíveis fósseis não for relevante, o benefício ambiental tenderá a ser baixo e, conseqüentemente, a política de taxação de carbono poderá ser inócua.

Dessa forma, para que a taxação de carbono sobre os combustíveis automotivos atinja a eficácia, do ponto de vista ambiental, é preciso níveis maiores de taxa, de tal forma que estimule: a diminuição do consumo de combustíveis fósseis; a melhoria de tecnologias e efficientização de veículos; o aumento da disponibilidade e da

competitividade dos combustíveis renováveis; a melhoria dos modais de transporte coletivo (cujo nível de emissão de GEE, per capita, é menor); entre outros.

No limite, para níveis maiores de taxa o impacto distributivo sobre a renda das famílias, por sua vez, dependerá de como o aumento dos custos será absorvido.

Assim, em relação aos preços relativos dos combustíveis, a absorção dos custos poderá ser amenizada pela possibilidade de substituição de combustíveis (em que o consumidor pode optar pelo combustível relativamente mais barato). Entretanto, esse benefício é exclusivo dos consumidores que possuem veículos *multicombustíveis* e, considerando que os veículos com essa tecnologia são mais novos (e, por isso, mais caros que os antigos), pode-se supor que, na maioria das vezes, apenas famílias de maior renda possuem esse tipo de veículo. Com isso, pode-se concluir que os benefícios da possibilidade de substituição entre combustível, no curto prazo, estão direcionados às famílias de nível de renda mais alto e, portanto, haveria uma piora das condições relativas de distribuição de renda entre as famílias que se mantiverem consumindo gasolina, por estarem absorvendo, em seu orçamento, o aumento dos custos com transporte individual.

Por outro lado, em relação à disposição a pagar, quanto maior o preço de reserva, mais condição o consumidor tem de suportar um aumento de custos e manter-se utilizando os serviços de transporte (quase que sem grandes alterações), mesmo que as despesas com transporte aumentem em seu orçamento. Isso permite concluir que as famílias mais pobres tenderiam a migrar para alternativas de transportes cada vez mais baratas, uma vez que seu preço de reserva tende a ser menor (a despeito da perda de conforto, muitas vezes atrelada aos transportes em veículo coletivos).

Assim, pode-se concluir que, no curto prazo, as famílias mais abastadas, com maior preço de reserva e em posse de veículos *multicombustível*, teriam condição de suportar o aumento dos preços dos combustíveis fósseis, seja alternando entre os combustíveis substitutos, seja absorvendo para si o aumento do custo em seu orçamento familiar. Por outro lado, as famílias de menor renda, submetidas a níveis mais elevados de taxa e com menor posse de veículos *multicombustível*, tenderiam a migrar para transportes mais baratos, dado o baixo preço de reserva dessas famílias. No longo prazo, porém, o parque de veículos *multicombustível* tende a aumentar, estando também acessíveis às famílias de renda mais baixa que, com isso, poderão passar a usufruir do benefício da alternância entre combustíveis. Nesse caso, as famílias mais pobres poderão absorver melhor o impacto do aumento dos preços dos combustíveis fósseis.

Além da hipótese de se utilizar taxas de carbono ainda mais elevadas, a taxação setorial, específica para o setor de transporte de passageiros no Brasil, pode gerar benefícios de longo prazo, caso venha atrelada a outras políticas setoriais. Isto é, aumentando os custos dos combustíveis fósseis, a diminuição da sua demanda pode ser gradativa com o aumento da competitividade dos substitutos renováveis e com o aumento da qualidade e da quantidade dos serviços de transporte públicos. Com isso, o ideal é considerar um *mix* de instrumentos que garanta maior conformidade com o alcance de metas ambientais e sociais, aproveitando as vantagens de cada instrumento.

Por fim, deve-se observar que os resultados obtidos neste trabalho não levaram em conta algumas variáveis mais dinâmicas do setor de transporte, como mudança de padrões tecnológicos dos veículos (que poderiam ser mais eficientes na queima de combustíveis) e reestruturação dos modais de transporte urbano de passageiros (com maiores investimentos em transporte coletivo).

Esse dinamismo do mercado, por sua vez, se considerado, pode afetar a elasticidade-preço da demanda dos consumidores. Por um lado, com uma melhora da tecnologia, os veículos podem passar a consumir menos e, conseqüentemente, a emitir menos (levando a uma diminuição, *ceteris paribus*, da arrecadação da taxação de carbono). Por outro lado, com maior oferta de transporte público coletivo de qualidade, aumentaria ainda mais a elasticidade-preço cruzada entre os modais de transporte; igualmente, a elasticidade-preço cruzada da demanda entre os combustíveis automotivos poderia aumentar com maior presença de veículos multicomcombustíveis e/ou híbridos.

Assim, sugere-se que trabalhos futuros avaliem como inovações tecnológicas e melhorias de transportes públicos poderiam afetar as elasticidades consideradas e, conseqüentemente, afetar a demanda de combustíveis.

Finalmente, seria interessante avaliar de que forma as verbas arrecadadas com taxação de carbono poderiam retro-alimentar os próprios efeitos dessa taxa, isto é, utilizando essa taxa para programas de investimento em melhorias do setor, que resultem em variações dos níveis de elasticidades.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AKINBOADE, O. A.; ZIRAMBA, E.; KUMO, W. L. “The demand for gasoline in South Africa: An empirical analysis using co-integration techniques”. In: *Energy Economics*, n. 30, págs. 3222-3229, 2008.
- ALMEIDA, L. T. De. *Política ambiental: Uma análise econômica*. Campinas, SP: Papirus / Fundação Editora da UNESP, 1998.
- ALVARENGA, M; ALVARENGA, B. *Curso de Física*. São Paulo: Ed. Harbra Ltda, Volume 2 – 3ª edição, 1993.
- ÁLVARES Jr., O. de M.; LINKE, R. R. A. *Metodologia simplificada de cálculo das emissões de gases do efeito estufa de frotas de veículos no Brasil*. Proclima, Novembro de 2005.
- ALVES, D. C. O.; BUENO, R. D. L. da S.. “Short-run, long-run and cross elasticities of gasoline demand in Brazil”. In: *Energy Economics*, nº. 25, págs. 191-199, 2003
- ANFAVEA – Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores. *Anuário da indústria automobilística brasileira: 2008*. Disponível em: <http://www.anfavea.com.br>. Acesso em agosto 2009.
- ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (Brasil). *Sítio*. Disponível em: <http://www.anp.gov.br>. Acessado em setembro de 2009.
- _____. *Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis*. Rio de Janeiro: ANP, 2008.
- _____. *Considerações sobre o processo de formação de preços de gás natural no Brasil - Nota Técnica 012/2004-SCG*. Rio de Janeiro: ANP, 2004. Disponível em: [http://www.dnc.gov.br/doc/gas/Formacao do Preco.pdf](http://www.dnc.gov.br/doc/gas/Formacao_do_Preco.pdf).
- ANTUNES, P. *Estudo sobre Sector Electrico e Ambiente – 3º Relatório Política de Ambiente e o Sector Electrico*. Lisboa, Portugal: Centro de Economia Ecológica e Gestão do Ambiente / Universidade Nova de Lisboa 2002.
- ARBACHE, J. S. *Pobreza e Mercados no Brasil*. Brasília: Comissão Econômica para a América Latina e o Caribe (CEPAL), março de 2003.
- AUSTIN, D.; DINAN, T.. “Clearing the air: The costs and consequences of higher CAFE standards and increased gasoline taxes”. In: *Journal of Environmental Economics and Management*, nº. 50, págs. 562-582, 2005.

- AZEVEDO, B. S. *Análise das elasticidades preço e renda da demanda por combustíveis no Brasil e desagregadas por regiões geográficas*. Tese de Mestrado Profissionalizante. Rio de Janeiro: IBMEC, 2007.
- BALESTRA, P.; NERLOVE, M. “Pooling Cross Section and Time Series Data in the Estimation of a Dynamic Model: The Demand for Natural Gas”. In: *Econometrica*; v. 34, n. 3, p. 585-612, 1966.
- BANCO MUNDIAL. *State and Trends of the Carbon Market 2009*. Washington, D.C. maio 2009.
- _____. *The World Bank Carbon Finance Unit*. Maio 2008. Disponível em: <http://wbcarbonfinance.org/>. Acessado em setembro 2008.
- BARANZINI, A.; GOLDEMBERG, J.; SPECK, S.. “A future for carbon taxes”. In: *Ecological Economics*, nº. 32, págs. 395-412, 2000.
- BARTHOLOMEU, D. B. *Quantificação dos impactos econômicos e ambientais decorrentes do estado de conservação das rodovias brasileiras*. Tese (Doutorado). Piracicaba: USP, 2006.
- BENJAMIN, A. H. V. *O Princípio Poluidor-Pagador e a Reparação do Dano Ambiental*. São Paulo: RT, 1993.
- BENTZEN, J. “An Empirical Analysis of Gasoline Demand in Denmark Using Cointegration Techniques”. In: *Energy Economics*, v.16, n. 2, p.139-143, 1994.
- BERNIER, A. “Os desafios do pós-Kyoto”. In: *Le Monde / Diplomatie / Meio Ambiente*, dezembro 2007.
- BILLWILLER, B. A. Q. *Rigidez de Preços: Um Estudo Aplicado ao Mercado de Gasolina*. Tese de Mestrado. Niterói, UFF / Departamento de Economia, 2005.
- BNDES – Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social. *Bioetanol de cana-de-açúcar: energia para o desenvolvimento sustentável*. Organização BNDES e CGEE. – Rio de Janeiro: BNDES, 2008.
- BODANSKY, D. “International Sectoral Agreements in a Post-2012 Climate Framework. A Working Paper prepared for the Pew Center on Global Climate Change”. In: *Advancing the International Effort Against Climate Change*. University of Georgia School of Law, maio 2007.
- BORBA, B. S. M. C. *Metodologia de regionalização do mercado de combustíveis automotivos no Brasil*. Rio De Janeiro: PPE/COPPE/UFRJ, fevereiro 2008.
- BOSQUET, B. “Environmental tax reform: does it works? A survey of the empirical evidence”. In: *Ecological Economics*, n.34, p.19-32, 2000.

- BRADESCO BBI – Banco de Investimento. *Glossário*. Disponível em: <http://www.bradescobbi.com.br>. Acessado em setembro 2008.
- BRASIL. Site da Receita Federal. Disponível em: <http://www.receita.fazenda.gov.br>. Acessado em maio 2009.
- _____. *Portaria n.º 391*. Brasília, MDIC / INMETRO, novembro de 2008.
- _____. *Contribuição do Brasil para Evitar a Mudança do Clima*. Brasília, MRE / MCT / MMA / MME / MDIC, 2007.
- BRASKEM. *Relação com Investidores*. Disponível em: <http://www.braskem.com.br>. Acessado em dezembro 2009.
- BRITISH COLUMBIA. *Budget 2009 – BC’s Revenue Neutral Carbon Tax*. Canada, fevereiro de 2009. Disponível em: <http://www.bcbudget.gov.bc.ca>.
- BRONS, M.; NIJKAMP, P.; PELS, E.; RIETVELD, P. “A meta-analysis of the price elasticity of gasoline demand. A SUR approach”. In: *Energy Economics* n° 30 2105–2122, 2008.
- BRUVOLL, A; LARSEN, B. M. “Greenhouse gas emissions in Norway: do carbon taxes work?”. In: *Energy Policy*, n°. 32, págs. 493-505, 2004
- BURNQUIST, H. L.; BACCHI, M. R. P. *A demanda por gasolina no Brasil: uma análise usando técnicas de cointegração*. CEPEA. Disponível em: <http://www.cepea.esalq.usp.br>. Acessado em janeiro 2009.
- BURTRAW, D. “Cost Savings, Market Performance, and Economic Benefits of the U.S. Acid Rain Program”, em S. Sorrell e J. Skea (eds.), *Pollution for Sale – Emissions Trading and Joint Implementation*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, 1999.
- CALLAN, T.; LYONS, S.; SCOTT, S.; TOL, R. S. J.; VERDE, S. “The distributional implications of a carbon tax in Ireland” In: *Energy Policy*, n°. 37, págs. 407-412, 2009.
- CAMPOS, C. P. *Conservação das Florestas no Brasil, Mudança do Clima e o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo do Protocolo de Quioto*. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro, PPE/COPPE/UFRJ, 2001.
- CARBONO BRASIL. Disponível em <http://www.carbonobrasil.com/>. Acessado em agosto de 2009.
- CARBON TAX CENTER. Disponível em <http://www.carbontax.org/>. Acessado em janeiro de 2009.

- CAVALCANTI, M. C. B. *Análise dos tributos incidentes sobre os combustíveis automotivos no Brasil*. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro: PPE/COPPE/UFRJ, 2006.
- CCX – Chicago Climate Exchange. Disponível em: <http://www.chicagoclimatex.com> . Acesso em setembro, 2008.
- COMGAS. *Fornecendo GNV para o consumidor final: O mercado GNV no Brasil*. Disponível em: <http://www.comgas.com.br>. Acessado em Agosto 2009.
- CONVENÇÃO DO CLIMA. *Convenção sobre Mudança do Clima*. Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima.. Editado e Traduzido pelo MCT com o apoio do MRE, Brasil, 1995.
- COOPER, R. N. *Alternatives to Kyoto: the Case for a Carbon Tax*. Harvard University, 2005.
- COSAN. *Postos Esso*. Disponível em: <http://www.cosan.com.br/esso>. Acessado em agosto de 2009.
- DAHL, C.; STERNER, T. “Analysing Gasoline Demand Elasticities: A Survey”. In: *Energy Economics*, v. 13, n. 3, p.203-210, 1991.
- DEFRA – Department for Environment Food and Rural Affair. Disponível em: <http://www.defra.gov.uk>. Acessado em: setembro 2008.
- _____. *Appraisal of Years 1-4 of the UK Emissions Trading Scheme*. Londres, DEFRA, dezembro de 2006.
- DEL VIGNA, M. “O Futuro dos Créditos de Carbono no Mercado Brasileiro”. In: *RI – Relações com Investidores*. Rio de Janeiro : IMF Editora, 2007 (n. 108).
- DE NEGRI, J. A. *Elasticidade-Renda e Elasticidade-Preço da Demanda de Automóveis no Brasil*. Texto para discussão No 558. Brasília: IPEA, 1998.
- DIAS, J.; SORDI, J. C. “A Importância da Curva da Demanda e o Comportamento do Setor para uma Política de Determinação de Preços: O Caso do Alcool Hidratado no Brasil”. In: *Revista Econômica do Nordeste*, Fortaleza, v. 30, n. 4 p. 978-998,. 1999.
- DOU – Diário Oficial da União. *Resolução CNPE n.2, de 13.03.2008*. Brasília, DOU, março de 2008.
- DOU – Diário Oficial da União. *Decreto nº 6.809, de 30.03.2009*. Brasília, DOU, março de 2009.
- DOWDEY, S. *Como funciona o comércio de carbono*. Disponível em <http://empresasefinancas.hsw.uol.com.br/comercio-de-carbono.htm>. Acessado em agosto de 2008.

- DUARTE, A. “Política de Alterações Climáticas”. In: *Apontamentos de Política Económica*, Coimbra, 2006-2007. Disponível em <https://woc.uc.pt/feuc/getFile.do?tipo=2&id=3488>. Acessado em agosto de 2008.
- DURNING, A. T.; BAUMAN, Y. *Tax Shift – How to Help the Economy, Improve the Environment, and Get the Tax Man off our Backs*. Seattle, Washington, Northwest Environment Watch / NEW Report nº 7, abril de 1998.
- EBC – Empresa Brasileira de Comunicação.. *Estudo mostra que redução do IPI preservou empregos na indústria automobilística*. Disponível em <http://www.agenciabrasil.gov.br>. Acessado em dezembro de 2009.
- EIA – Energy Information Administration. *Energy Market and Economic Impacts of H.R. 2454, the American Clean Energy and Security Act of 2009*. Washington, DC: EIA, agosto de 2009.
- ELTONY, M. N.. “Demand for gasoline in the GCC: an application of pooling and testing procedures” In: *Energy Economics*, Vol. 18, nº. 3, pp. 203-209, 1996.
- ELTONY, M. N.; AL-MUTUAIRI, N. H. “Demand for gasoline in Kuwait: An empirical analysis using cointegration techniques” In: *Energy Economics*, Vol. 17, nº. 3, pp. 249-253, 1995.
- EPE – Empresa de Pesquisa Energética. *Contexto Mundial e Preço do Petróleo: Uma Visão de Longo Prazo*. Rio de Janeiro, EPE, 2008.
- ESPEY, M. “Gasoline demand revisited: an international meta-analysis of elasticities”. In: *Energy Economics*, 20, 273-295, 1998.
- ESTADÃO. “Montadoras correm para lançar carros elétricos no próximo ano”. In: *Estadão / Economia / Negócios*. Disponível em: http://www.estadao.com.br/estadaodehoje/20090809/not_imp415776,0.php. Atualizado em agosto de 2009.
- EU ETS – EUROPEAN UNION EMISSION TRADE SCHEME. Disponível em http://ec.europa.eu/environment/climat/emission/index_en.htm. Acessado em agosto 2008.
- FARIA, D. do N. *Organização do mercado brasileiro de conversões de veículos para utilização do gás natural veicular: 2000-2005*. Monografia (Bacharelado em Economia). Rio de Janeiro, UFRJ, 2007.
- FARIAS, T. L. “Problemática Ambiental e Energética nos Transportes”. In: *6º Congresso Nacional da ADFER*, Lisboa, Portugal, 2005.

- FECOMBUSTÍVEIS – Federação Nacional do Comércio de Combustíveis e Lubrificantes. *Relatório Anual da Revenda de Combustíveis 2009*. Rio de Janeiro: FECOMBUSTÍVEIS, 2009.
- FGV / CPDOC. *Diretrizes do Estado Novo (1937-1945) - Estado e Economia*. Disponível em <http://www.cpdoc.fgv.br>. Acessado em junho de 2009.
- FINLÂNDIA – Ministério do Meio Ambiente. *Environmentally Related Energy Taxation in Finland*. Disponível em: <http://www.environment.fi>. Acesso em março 2009.
- FOLEY, S. “Oil giant comes in from the cold” In: The Independent, Nova York, Janeiro 2009. Disponível em: <http://www.independent.co.uk/news/world/americas/oil-giant-comes-in-from-the-cold-1297558.html> Acesso em abril 2009
- FOLHA ONLINE. *Petrobras, Ultra e Braskem compram Ipiranga por US\$ 4 bilhões*. Disponível em <http://www1.folha.uol.com.br/folha/dinheiro/ult91u115304.shtml>. Acessado em agosto 2009.
- FONTENELE, R.E.S.; ZOURABICHVILI, A.; CALDAS, M.C. *Mercado Internacional de Créditos de Carbono: Perspectivas de Negócios para o Brasil*. Disponível em <http://www.observatoriodacana.org>. Acessado em agosto 2008.
- FOUCHÉ, G. *Sweden's carbon-tax solution to climate change puts it top of the green list*. Manchester, Guardian.co.uk, 2008. Disponível em <http://www.guardian.co.uk>. Acessado em março 2009.
- FREDERICO, C. de S.. “Do planejamento tradicional de transporte ao moderno plano integrado de transportes urbanos”. In: *São Paulo em Perspectiva*, São Paulo, v. 15, n. 1, Jan. 2001
- FREITAS, S. M; BARBOSA, M. Z; TORQUATO. S.A. *Diretrizes do consumo nacional de biodiesel e a capacidade ociosa nas usinas*. Disponível em <http://www.cpamn.embrapa.br>. Acessado em junho de 2009.
- G1 – Portal de Notícias da Globo. *Especialistas apontam pedágio urbano como solução para o trânsito*. Disponível em: <http://g1.globo.com>. Atualizado em fevereiro de 2008.
- GODAL, O; HOLTSMARK, B. “Greenhouse gas taxation and the distribution of costs and benefits: the case of Norway”. In: *Energy Policy*, v. 29, págs. 653-662, 2001.
- GODOY, S. G. M.; PRADO Jr, F. A. A. *Panorama Mundial do Mercado de Crédito de Carbono*. Disponível em: <http://www.pensa.org.br>. Acessado em agosto de 2008.

- GREEN, K. P.; HAYWARD, S. F., HASSET, K. A. *Climate and Change: Caps vs. Taxes*. Washington D. C.: American Enterprise Institute for Public Policy Research, junho de 2007.
- GREENPEACE. *GreenPeace Analysis of the Kyoto Protocol*. 1998. Disponível em: <http://archive.greenpeace.org>. Acessado em setembro 2008.
- HEADY, C. J.; MARKANDYA, A.; BLITH, W.; COLLINGWOOD, J.; TAYLOR, P. G. *Study on the relationship between environmental/energy taxation and employment creation – Revised Final Report*. Reino Unido, University of Bath / AEA Technology Environment, 2000.
- HENNESSEY, M. “Cap and Trade vs. Carbon Tax”. *Policy Innovations*. novembro 2007.
- HILKE, A.; KAYSER, U. “Gasoline demand and car choice: estimating gasoline demand using household information”. In: *Energy Economics*, n. 22 (331-348), 2000.
- HOSSAIN, A. K.; DAVIES, P. A. “Plant oils as fuels for compression ignition engines: A technical review and life-cycle analysis”. In: *Renewable Energy*, nº 35 (1-13), junho de 2009.
- HSU, S. L., WALTERS, J.; PURGAS, A. “Pollution tax heuristics: An empirical study of willingness to pay higher gasoline taxes”. In: *Energy Policy*, nº 36, págs 3612-3619, 2008.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Pesquisa de Orçamento Familiar 2002 - 2003*. Rio de Janeiro: IBGE, 2004.
- IOOTTY, M.; PINTO Jr, H.; EBELING, F. “Automotive fuel consumption in Brazil: Applying static and dynamic systems of demand equations” In: *Energy Policy*. Aceito em 20 de julho de 2009.
- IOOTTY, M.; PINTO Jr, H.; ROPPA, B.; BIASI, G. de. Uma análise da competitividade preço do GNV frente à gasolina: Estimação das elasticidades da demanda por GNV no Brasil, no período recente. In: *Rio Oil and Gás Expo and Conference 2004*. Rio de Janeiro: IBP, 2004
- IWAYEMI, A.; ADENIKINJU, A.; BABATUNDE, M. A. “Estimating petroleum products demand elasticities in Nigeria: A multivariate cointegration approach”, In: *Energy Economics*. Aceito em 11 de maio de 2009.
- JOHANSSON, B. *Economic Instruments in Practice 1 : Carbon Tax in Sweden*. Swedish Environmental Protection Agency, 2000.

- KAHN, J.R.; FRANCESCHI, D. “Beyond Kyoto: A tax-based system for the global reduction of greenhouse gas emissions” In: *Ecological Economics*, 58, págs 778–787, 2006.
- KELLEY, K. City Approves ‘Carbon Tax’ in Effort to Reduce Gas Emissions”. In: *The New York Times*, novembro de 2006.
- KRUG, T. *Implicações das Diferentes Definições Relacionadas ao Setor LULUCF no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo*. INPE. Disponível em: http://iaibr1.iai.int/SI/2003/Files/SI03/CD_Material/Invited_Lectures/Thelma-Krug.ppt#302,1,Implicações das Diferentes Definições Relacionadas ao Setor LULUCF no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo. Acessado em agosto de 2008.
- LEE, C. F.; LIN, S. J.; LEWIS, C. “Analysis of the impacts of combining carbon taxation and emission trading on different industry sectors”. In: *Energy Policy*, nº 36, págs 722-729, 2008.
- LEITE, R. C.; CORTEZ, L. A. B. “O Etanol Combustível no Brasil”. In: *Biocombustíveis no brasil: Realidades e perspectivas*. Disponível em: <http://www.mre.gov.br>. Acessado em agosto de 2009.
- LESCAROUX, F; RECH, O.. “L’origine des disparités de demande de carburant dans l’espace et le temps: l’effet de la saturation de l’équipement en automobiles sur l’elasticité revenu”. In: *Les cahiers de l’économie*. Paris : IFP – Institut Français du Pétrole, junho de 2006.
- LEWIS, J.; DIRINGER, E. “Policy-based Commitments in a post-2012 Climate Framework. A Working Paper prepared for the Pew Center on Global Climate Change”. In: *Advancing the International Effort Against Climate Change*. Pew Center on Global Climate Change, maio de 2007.
- LIMA, L. H. M. *O controle externo do patrimônio ambiental brasileiro*. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético). Rio de Janeiro: PPE/COPPE/UFRJ, 2000.
- LOPES, I. V. *O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL: Guia de Orientação*. Fundação Getúlio Vargas, Rio de Janeiro, 2002.
- LUCON, O; GOLDEMBERG, J. “Crise financeira, energia e sustentabilidade no Brasil”. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 23, n. 65, 2009.
- MAGLIAVACCA, S. “Environmental taxation and the double dividend hypothesis”. In: 5th Annual Global Conference On Environmental Taxation. Itália, setembro 2004.
- MANDELL, S. “Policies towards a more efficient car fleet”. In: *Energy Policy*, disponível online em 26 de agosto de 2009.

- MAROUN, C. “O aquecimento global do mercado de carbono”. In: *Revista Custo Brasil*. Disponível em: <http://www.revistacustobrasil.com.br>. Acessado em agosto 2008.
- MAKOWER, J. “Climate Change: Keeping Up with the Andersons”. In: *Two Steps forward*, 2005.
- MAY, P. H. *O mercado de carbono*. Disponível em <http://www.cebds.org.br>. Publicado em janeiro de 2005
- MCKIBBIN, W.J.; WILCOXEN, P.J. *Estimates of the Cost of Kyoto-Marrakesh Versus the McKibbin-Wilcoxen Blueprint*. Brookings Institution, Washington DC, 2003.
- MICHAELOWA, A. “Project-based Instruments: Economic Consequences of the Kyoto and Buenos Aires Framework and Options for Future Development”. In: BROCKMANN, K. L.; STRONZIK, M. (eds): *Flexible Mechanisms for an Efficient Climate Policy*, pp. 39-62, Physica, Heidelberg, 2000.
- MOTTA, R. S. “Resenha bibliográfica: Economics of natural resources and the environment”, In: *Pesquisa e Planejamento Econômico*, v. 20, nº 1. Rio de Janeiro, IPEA, abril 1990.
- MYER, R. *Carbon tax too costly, says NZ*. Austrália, Dezembro de 2005.
- NEUHOFF, K.; GRUBB, M. HOURCADE, J. C. MATTHES, F. *EU ETS Post 2012 – Submission to the EU Review*. University of Cambridge, julho 2007.
- NHTSA – National Highway Traffic Safety Administration. *CAFE Overview*. Disponível em: <http://www.nhtsa.dot.gov>. Acessado em agosto de 2009.
- NOGUEIRA, L. A. H. “Uso racional: a fonte energética oculta”. In: *Estudos Avançados* 21 (59), 2007.
- NORDHAUS, W. D. *Life After Kyoto: Alternative Approaches to Global Warming Policies*, Yale University. 2005.
- OBSERVATÓRIO DO CLIMA. *Elementos para Formulação de um Marco Regulatório em Mudanças Climáticas no Brasil: Contribuições da Sociedade Civil*. Brasília, Observatório do Clima, novembro 2008.
- OCDE – Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico. *Economic/Fiscal Instruments: taxation (i.e., Carbon/Energy) – Annex I Expert Group on the United Nations Framework Convention on Climate Change*. Working Paper No. 4. OCDE, 1997.
- ONU – Organização das Nações Unidas. *United Nations Framework Convention on Climate Change - Kyoto Protocol: Status of Ratification*. Disponível em:

- http://unfccc.int/kyoto_protocol/status_of_ratification/items/2613.php. Acessado em agosto 2008.
- _____. United Nations Framework Convention on Climate Change. *Report of the Conference of the Parties on Its Seventh Session, Held at Marrakech – Addendum (Part Two: Action Taken By the Conference of The Parties)*, Vol. I, 2002.
- _____. United Nations Framework Convention on Climate Change. *Report of the Conference of the Parties on Its Seventh Session, Held at Marrakech – Part One: Proceedings*, 2001.
- OSBORN, G. *Can eco-taxation be effective in reducing carbon emissions?* Suécia, Colby College. Disponível em: <http://www.colby.edu/personal/t/thtieten/eco-taxation.htm>. Acessado em março 2009.
- PEARCE, D.; TURNER, K. *Economics of natural resources and the environment*. Londres: Harvester Wheatsheaf, 1990.
- PFC ENERGY. *United States: First Step Toward Carbon Regulation*. Washington DC, Estados Unidos: PFC Energy / Market Intelligence Service, julho de 2009.
- PINTO Jr, H. Q; et al. *Economia da Energia: fundamentos econômicos, evolução histórica e organização industrial*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2007.
- PINTO, M. A. C. et al. “Modelagem Econômica para Análise de Perspectivas no Mercado de Créditos de Carbono”. In: *Revista do BNDES*. Riode Janeiro, BNDES, v. 14, n. 29, p, 115-156, junho 2008.
- POINT CARBON. “Post-2012 is now”. In: *Carbon Market Insights 2008*; Copenhagen, março de 2008.
- POPPE, M. K.; LA ROVERE, E. L.. *Série Mudança do Clima*. Volume II – Mercado de Carbono. Cadernos NAE, nº 4, abril de 2005.
- PORTER, M. E.. *Competitive strategy: techniques for analyzing industries and competitors: with a new introduction*. New York: Free Press, 1998.
- PYNDICK, R. S.; RUBINFELD, D. L. *Microeconomia*. São Paulo. Ed: Pearson Education do Brasil Ltda 2006
- RAGAN, C. “Properly implemented, carbon tax has merit”. In: *The Gazette*, julho 2008.
- RAMANATHAN, R. “Short- and long-run elasticities of gasoline demand in India: An empirical analysis using cointegration techniques.” In: *Energy Economics*, 21, págs 321-330, 1999.
- RAO, B. B.; RAO, G.. “Cointegration and the demand for gasoline.” In: *Energy Policy*, 37, -3983, 2009.

- REZENDE, F. A. *Finanças Públicas*. São Paulo: Atlas, 2001, 2ª edição.
- RG CONSULTORES. *Estudo para Elaboração de um Modelo de Desenvolvimento da Indústria Brasileira de Gás Natural Contrato N°. 7039/03 – ANP – 008.766*. Rio de Janeiro, 2004.
- RIBEIRO, S. K., MATTOS, L. B. R. de. *A importância do setor de transporte rodoviário no aquecimento global - o caso da cidade do Rio de Janeiro*. Disponível em <http://www.cntdespoluir.org.br>. Acessado em agosto de 2009.
- RICH, D. “Climate Change, Carbon Taxes and International Trade: An Analysis of the Emerging Conflict between the Kyoto Protocol and the WTO”. In: *Environmental Economics and Policy*, 131. Globalization and the Natural Environment, 2004.
- RODGSON, P. *Government adds detail to 2002 carbon tax policy*. Nova Zelândia, maio de 2005.
- ROSA, D. D. *Emenda Constitucional nº 33 – ICMS sobre combustíveis: “Déjà vu”*. Disponível em: <http://www.ufsm.br>. Acessado em março 2009.
- ROSA, R. N. *Volta ao mundo do comércio de carbono*. Disponível em <http://www.infoalternativa.org>. Acessado em agosto 2008.
- ROSALES, J.; PRONOVE, G. *Implementation Guide to the CDM Putting the Marrakech Accords into Practice*. Disponível em <http://r0.unctad.org>, UNCTAD-Earth Council, 2003.
- SANTOS, R. R. R. *Análise dos vínculos entre os Certificados Verdes e o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – A perspectiva de aplicação de Certificados Verdes no Brasil*. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro, PPE/COPPE/UFRJ, 2005.
- SCHEIDT, P. *Mercado de carbono alcança US\$ 118 bilhões em 2008*. Disponível em <http://www.carbonobrasil.com>. Acessado em março de 2009.
- SILVA, F. N. *Fatores incidentes no uso de tecnologias capazes de reduzir as emissões de ônibus e caminhões no Brasil*. Dissertação de Mestrado. Brasília, UNB, 2008.
- SILVERIO, R. P. *Avaliação do Impacto dos Veículos Flex na Elasticidade-Preço da Demanda por Etanol no Estado do Rio de Janeiro entre 2001 e 2007*. Monografia (Bacharelado em Economia). Rio de Janeiro, UFRJ, 2007.
- SIMÃO, N. B. *A Reestruturação do Setor Petrolífero no Brasil: A Questão da Tributação*. Dissertação (MSc). Rio de Janeiro, UFRJ / COPPE / PPE, 2001.
- STERNER, T. “Fuel taxes: An important instrument for climate policy”. In: *Energy Policy*, 33, 3194-3202, 2007

- STIVALI, M.; GOMIDE, A. A.. “Padrões de Gasto das Famílias com Transportes Urbanos no Brasil Metropolitano 1987-2003”. In: SILVEIRA, F. G.; et al (Org.). *Gasto e Consumo das Famílias Brasileiras Contemporâneas*. Brasília: IPEA, v. 2, p. 167-199, 2007.
- SZKLO, A. S.; SCHAEFFER, R.; DELGADO, F. “Can one say ethanol is a real threat to gasoline?” In: *Energy Policy*, nº 35, págs 5411–5421, 2007.
- SZKLO, A. S.; ULLER, V. C. *Fundamentos do refino do petróleo – tecnologia e economia*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2008.
- TIEZZI, S. “The welfare effects and the distributive impact of carbon taxation on Italian households”, In: *Energy Policy*, 33, 1597-1612, 2005.
- TIETENBERG, T. “Disclosure Strategies for Pollution Control”, In: *Environmental and Resource Economics*, 11, 587-602, 1998.
- TRIGUEIRO, A. “Aquecimento Global: O Brasil precisa agir e rápido”. In: *Revista RI - Relações com Investidores*, n. 108, fevereiro de 2007.
- TOLMASQUIM, M. T. *Fontes Renováveis de Energia no Brasil*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2003.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. *Energy / Carbon Taxes*. Disponível em: <http://yosemite.epa.gov>. Acessado em março 2009.
- VARIAN, Hal R. *Microeconomia – princípios básicos*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.
- VEHMAS, J.; KAIVO-OJA, J.; LUUKKANEN, J.; MALASKA, P. “Environmental taxes on fuels and electricity some experiences from the Nordic countries”. In: *Energy Policy*, v. 27, págs. 343-355, 1999.
- WADUD, Z.; NOLAND, R. B.; GRAHAM, D. J. “A semiparametric model of household gasoline demand” In: *Energy Economics*, Aceito em 8 de junho de 2009.
- WHITE HOUSE. *The White House - Office of the Press Secretary – August 5th, 2009*. Disponível em: <http://www.whitehouse.gov>. Acessado em setembro de 2009.
- WILLS, W. *O aumento da eficiência energética nos veículos leves e suas implicações nas emissões de gases de efeito estufa – Cenários brasileiros entre 2000 e 2030*. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro, PPE/COPPE/UFRJ, 2008.
- WITTNEBEN B. B. F. “Exxon is right: Let us re-examine our choice for a cap-and-trade system over a carbon tax”. In: *Energy Policy*, nº 37, págs 2462-2464, 2009.

ANEXO I: O MERCADO DE CARBONO

A) Principais compradores e vendedores dos créditos de carbono

A Figura A.I.1, a seguir, revela que os maiores compradores de créditos de carbono, em 2008, foram os países europeus, especialmente o Reino Unido (39% do volume transacionado), seguido pela região Báltica (17%). Uns dos grandes compradores dos créditos de carbono são os fundos de investimento, como os fundos do Banco Mundial e do Governo da Holanda (BANCO MUNDIAL, 2009; DEL VIGNA, 2007).

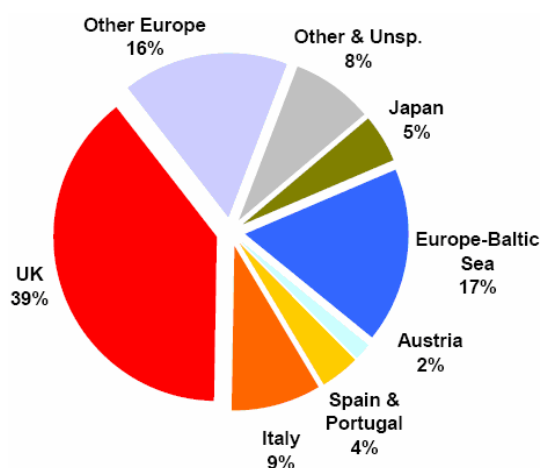


Figura A.I.1: Demandantes de Certificados, em 2008

Fonte: Banco Mundial, 2009, p.33.

Em relação aos vendedores de projetos de MDL, os maiores vendedores são os países asiáticos (em especial a China) e a América Latina, com pequena participação dos países africanos, apesar de esses últimos terem grande mercado para se desenvolver. Levando em conta os níveis de equipamento e diferenças de custo de mão-de-obra, economizar uma tonelada de CO₂ na Europa exige um investimento de € 80. Na China, a mesma tonelada evitada custa em média € 3 (BERNIER, 2007). Segundo dados da Figura A.I.2, a Ásia desponta como maior geradora de créditos de carbono, com 92% da oferta total do mercado, e a América Latina, em seguida, com 5% do mercado de MDL.

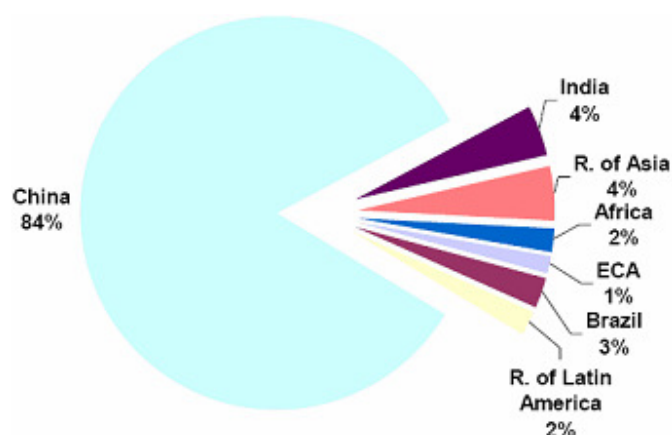


Figura A.I.2: Localização dos Projetos de MDL – Como uma divisão de volumes ofertados, 2008

Fonte: Banco Mundial, 2009, p.35.

De acordo com a Figura A.I.3, a China vem se destacando como grande país ofertante de projetos de MDL e, nos últimos três anos, é a líder mundial com 84% do mercado em 2008. Por outro lado, a Índia e o Brasil, com 4% e 3% do mercado em 2008, respectivamente, são os países que, depois da China, têm a maior oferta de projetos de MDL.

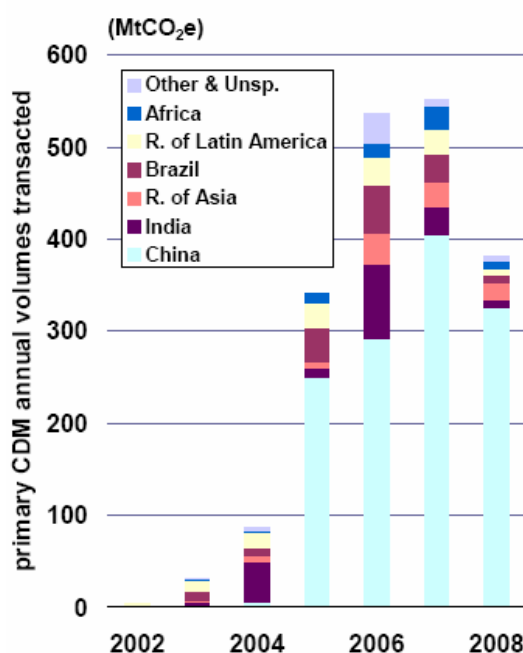


Figura A.I.3: Localização dos Projetos de MDL – Principais países 2002-2008

Fonte: Banco Mundial, 2009, p.35.

Em termos acumulativos, o Brasil contabiliza cerca de 8% das RCE ofertadas no mercado primário, entre 2002-2008. Por outro lado, a Índia contabiliza cerca de 9% de todas as RCE primárias ofertadas no mesmo período (BANCO MUNDIAL, 2009).

B) O Mercado de Carbono no Brasil

Embora existam incertezas associadas ao mercado de carbono, o investimento na definição de sistemas nacionais e internacionais de registro de RCE resultou em uma oferta crescente de projetos para preencher a demanda imediata prevista (MAY, 2005).

No Brasil, a Bolsa de Mercadorias e Futuro (BM&F), desde 2005, demonstra forte interesse na estruturação de um ambiente para negociação dos créditos de carbono. Assim, em convênio com o MDIC¹²⁶ e a FGV¹²⁷, a BM&F organizou o *Mercado Brasileiro de Redução de Emissões (MBRE)*, que visa estimular o desenvolvimento de projetos de MDL e realizar negócios no mercado ambiental de forma organizada e transparente (GODOY e PRADO Jr, 2008; DEL VIGNA, 2007, MAY, 2005).

Assim, projetos e intenções registrados na BM&F encontram nesse sistema um instrumento de divulgação e chamariz para interessados em oferecer financiamento ou adquirir os futuros créditos de carbono – os quais são negociados nos mercados de opções, a termo e a vista¹²⁸ (DEL VIGNA, 2007).

Observa-se que o Brasil possui um grande potencial para participação no mercado de carbono, não só através do MDL, mas também via mercado voluntário. No MDL o Brasil foi pioneiro, e uma das duas primeiras metodologias de linha de base aprovadas pelo Painel de Metodologias do MDL (*CDM Meth Painel*) refere-se a um projeto brasileiro (*Salvador da Bahia Landfill Project*), que trata da captura de gás metano (CH₄) em aterro sanitário, com queima e geração de energia. Além disso, o primeiro projeto registrado no MDL também foi um projeto brasileiro (*Brazil NovaGerar Landfill Gas to Energy Project*) (MAROUN, 2008; PINTO et al, 2008).¹²⁹

Há, ainda, o Proambiente, programa do MMA especificamente voltado para compensar serviços ambientais da pequena produção, com ênfase no sequestro de carbono e na prevenção do desmatamento (MAY, 2005).

¹²⁶ Ministério de Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior

¹²⁷ Fundação Getúlio Vargas

¹²⁸ **O Mercado de Opções** é o mercado no qual são transacionadas opções, que podem ser definidas como direitos de compra, ou venda, de uma quantidade pré-determinada de ações ou títulos, com preços e prazos de exercício também pré-determinados. O comprador da opção paga um prêmio para obter esses direitos, podendo exercê-los até a data de vencimento ou revendê-los ao mercado. As **transações a termo** têm vencimento acertado entre as partes para um mínimo de cinco dias depois. Em geral os vencimentos são de 30, 60, 90 ou 180 dias. As **transações a vista** têm liquidação física (entrega dos títulos pelo vendedor) no 2º dia útil após a realização do negócio em pregão, enquanto que a liquidação financeira (pagamento dos títulos pelo comprador) se dá no 3º dia útil posterior à negociação, somente mediante a efetiva liquidação física (BRADESCO BBI, 2008).

¹²⁹ De acordo com Del Vigna (2007), a predominância das atividades advindas de projetos de MDL brasileiros está concentrada no setor energético (53%), e em grande parte, isto se deve ao Programa de Incentivo a Fontes Alternativas de Energia Elétrica (PROINFA).

Em suma, observa-se que o Brasil já começou a se estruturar para atender às demandas que envolvem a questão do aquecimento global, a despeito de ainda não ter nenhum compromisso oficial de redução de emissão dos GEE. A inserção do Brasil neste contexto retrata as oportunidades de mercado oferecidas, principalmente, pelo MDL, possibilitando que projetos brasileiros sejam passíveis de gerar créditos de carbono vendidos aos países do Anexo-I.

C) O recente posicionamento dos Estados Unidos e da China

Em junho de 2009, um projeto de lei (*American Clean Energy and Security Act of 2009* – ACESA), elaborado por dois congressistas democratas, Henry Waxman (D-CA) e Edward Markey (D-MA), provocou grandes discussões na elevada esfera política americana. Este projeto de lei discute a regulação das emissões de GEE através de mecanismos de mercado, programas de eficiência e incentivos econômicos (EIA, 2009).

Waxman e Markey enfrentaram substanciais mudanças na sua proposta, incluindo o problema com a imposição de custos adicionais sobre consumidores e empresas, forte oposição dos interesses do carvão e divisões entre os Democratas das costas, centro-oeste e sul. A Casa Branca deu apoio a este projeto e, apesar da forte oposição, vem tentando focar em questões mais abstratas, como os benefícios de longo prazo, em especial para as gerações futuras, deixando de lado questões mais imediatistas e de interesse de petrolíferos e outros setores produtores de energia mais suja. No processo, os congressistas fizeram largas concessões para apaziguar os ânimos de setores mais reacionários (PFC ENERGY, 2009; EIA, 2009):

- Alocação de 85% das permissões de emissões de forma gratuita para os serviços de utilidade pública, indústrias carbono-intensivas, estados e outros, comparado com o plano inicial de leiloar 100% das permissões;
- Fornecer ao setor elétrico 35 % das permissões de emissão de forma gratuita, até 2025;
- Redução das metas de redução de emissões, para 2020, para 17 % do nível de emissão de 2005 emissões (a meta inicial era de 20%);
- Fornecimento de proteções especiais de cooperativas elétricas rurais;
- Relaxamento da meta de geração elétrica com fontes renováveis, de 6% do total da geração, em 2012, para 20%, em 2020.

- Modificação dos métodos pelo qual a Agência de Proteção do Meio Ambiente calcula emissões do etanol de forma que beneficia o etanol dos Estados Unidos;
- Adição de itens que favorecem legisladores específicos, como um novo fundo de empréstimo do centro-oeste de 3,5 bilhões de dólares para energia renovável e desenvolvimento econômico;
- Imposição de tarifas sobre importações futuras de países que não estabelecerem limites de carbono comparáveis aos níveis de 2020.

Além disso, importa ressaltar que muitos estados, independentemente das determinações da Casa Branca, vêm avançando em diversas iniciativas que visam a implantação de políticas ambientais coerentes com as políticas estabelecidas mundialmente. Contudo, ainda há muita incerteza sobre a política de carbono dos Estados Unidos, mas pode-se afirmar que o Governo Obama vem demonstrando forte interesse em definir políticas e posições mais pró-ativas, em que a regulação das emissões de carbono e sua possível limitação começam a fazer parte da agenda política americana (PFC ENERGY, 2009).

Além desse importante passo dado pelo Congresso americano, em julho de 2009, a China e os Estados Unidos assinaram um memorando de entendimento no qual se comprometem a aumentar a cooperação em 10 áreas, que incluem eficiência energética, renováveis, uso de carvão limpo, tecnologias '*smart grid*' e carros elétricos (CARBONO BRASIL, 2009).

A secretária de Estado norte-americana, Hillary Clinton, afirmou que o memorando demonstra a importância das mudanças climáticas no relacionamento entre os dois países, ao criar uma plataforma para o diálogo e cooperação política (CARBONO BRASIL, 2009).

Os chineses também parecem satisfeitos com o documento, apesar de deixarem transparecer nas entrelinhas que são os EUA que devem ter que se empenhar mais para compensar as emissões feitas no passado. Contudo, a China ultrapassou os EUA em 2006 como o maior emissor de GEE provenientes da queima de combustível fóssil. Agora, os dois países são responsáveis por cerca de 20% de todas as emissões mundiais. Diante desse volume, se qualquer um dos dois não assinar o futuro acordo climático internacional, ele será de pouca relevância para deter as piores consequências do aquecimento global (CARBONO BRASIL, 2009).

ANEXO II: TEORIA DA TRIBUTAÇÃO: REGRESSIVIDADE VS. PROGRESSIVIDADE

O tributo é um instrumento utilizado com a finalidade de gerar receita as custas dos sacrifícios de agentes específicos. Define-se como tributo: 1) o imposto – recurso recolhido pelo poder público dos seus administrados, sem contraprestações específicas; 2) a taxa – pagamento referente a um serviço público prestado ou posto à disposição em benefício de um determinado indivíduo; 3) a contribuição – recurso recolhido pelo poder público para um determinado fim específico (REZENDE, 2001).

Do ponto de vista da base econômica, os tributos podem ser classificados em três grandes categorias: Impostos sobre a Riqueza (Patrimônio), Impostos sobre a Renda e Impostos sobre Vendas de Mercadorias e Serviços (REZENDE, 2001).

Outra distinção que se pode fazer é classificar os tributos como sendo *diretos*¹³⁰ ou *indiretos*¹³¹. De forma simplificada, pode-se classificar como *diretos* os tributos cuja base econômica de contribuições é a renda ou o patrimônio; e como *indiretos*, aqueles cuja base é a transação com mercadorias e/ou serviços (REZENDE, 2001). O tributo indireto possui, ainda, uma subcategoria denominada imposto seletivo (*excise tax*), ou especial, que se aplica ao desempenho de um determinado ato econômico, tal como a produção de um determinado bem ou a oferta de um serviço específico, diferenciando-se do tributo geral, que incide amplamente sobre as transações econômicas (SIMÃO, 2001).

Quanto à forma de incidência, o tributo pode ser *ad valorem*¹³² (adicionado sobre o valor); *específico*¹³³ (adicionado sobre a quantidade), se o montante for fixo para cada unidade transacionada (VARIAN, 2003).

Segundo Rezende (2001), a teoria da tributação repousa em dois princípios fundamentais: *neutralidade* e *equidade*. O princípio da *neutralidade* refere-se à não-interferência sobre as decisões de alocação de recursos tomadas com base no

¹³⁰ *Diretos* seriam os tributos cujos contribuintes são os mesmos que arcam com o ônus da respectiva contribuição.

¹³¹ *Indiretos* seriam os tributos para os quais os contribuintes poderiam transferir total ou parcialmente o ônus da contribuição para terceiros.

¹³² Imposto sobre o valor é uma taxa expressa em unidades percentuais. Pode ser expresso pela seguinte expressão: $P_D = (1+t) * P_S$ (onde: P_D é o preço pago pelos demandantes; P_S é o preço recebido pelos ofertantes; e t é a taxa).

¹³³ Imposto sobre a quantidade é uma taxa cobrada para cada unidade vendida ou cobrada de um bem (ex: taxa de carbono). Pode ser expresso pela seguinte expressão: $P_D = P_S + t$

mecanismo de mercado. Se essas decisões se baseiam nos preços relativos determinados pelo mercado, a neutralidade do sistema tributário seria obtida quando a forma de captação de recursos pelo governo não modificasse esse preços. Qualquer mudança nos preços relativos provocada por modificações na tributação contribuiria para tornar menos eficientes as decisões econômicas, implicando uma redução no nível geral de bem-estar, que poderia ser atingido com os recursos disponíveis¹³⁴.

A *neutralidade*, do ponto de vista da alocação de recursos, deveria ser complementada pela *equidade* na repartição da carga tributária. Isto é, além de *neutro*, o imposto ideal deveria ser *justo*, no sentido de garantir uma distribuição equitativa do ônus tributário pelos indivíduos. A preocupação básica, assim, consiste em dar um mesmo tratamento, em termos de contribuição, aos indivíduos considerados iguais – um critério de “equidade horizontal” –, assegurando, ao mesmo tempo, que os desiguais serão diferenciados segundo algum critério a ser estabelecido – uma preocupação com a “equidade vertical” (REZENDE, 2001).

Assim, a *equidade* poderia ser avaliada sob duas ópticas principais: (i) *princípio do benefício* – propõe que o ônus seja repartido entre os indivíduos, de acordo com o benefício que cada um usufrui dos programas governamentais; (ii) *princípio da capacidade de contribuição* – sugere que essa repartição seja feita com base na capacidade individual de contribuição (REZENDE, 2001).

Ainda de acordo com Rezende (2001), especificamente em relação ao *princípio da capacidade de contribuição*, o tributo pode ter três classificações distintas, do ponto de vista da distribuição da carga tributária com relação à renda. O tributo será *regressivo* quando aumentos no nível de renda vierem acompanhados de uma participação cada vez menor da carga tributária. Inversamente, o tributo será *progressivo* quando aumentos de renda forem acompanhados de aumentos da carga tributária. E, por fim, o tributo será *proporcional* quando a carga tributária for constante para diferentes níveis de renda (isto é, aumento na contribuição é proporcional ao aumento na renda) (ver Figura A.II.1).

¹³⁴ A aplicação do princípio da neutralidade supõe que a situação vigente anterior à imposição do tributo configure uma solução eficiente do ponto de vista do critério de eficiência de Pareto (REZENDE, 2001).

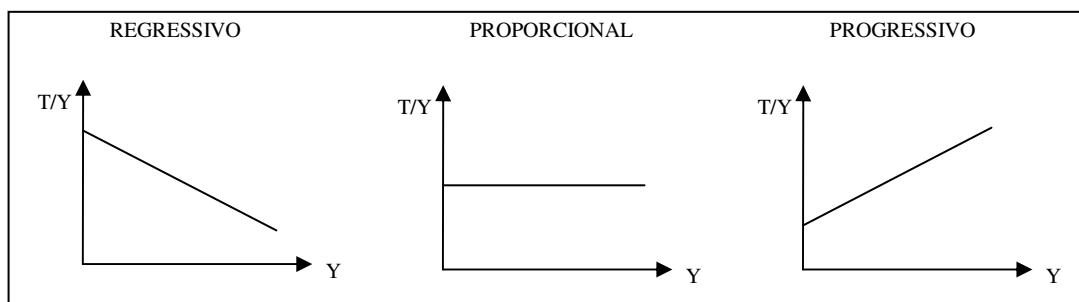


Figura A.II.1: Classificação dos tributos do ponto de vista da distribuição da carga tributária com relação à renda

Fonte: Rezende (2001).

Onde:

$Y = Renda$

$T = Tributo$

$T/Y = Carga tributária$

Intuitivamente, a tendência seria concluir que a distribuição progressiva da carga tributária é aquela que melhor se ajusta aos princípios de equidade vertical (REZENDE, 2001).

Por fim, vale ressaltar que a incidência do tributo impõe uma variação no nível de produção e/ou no preço do bem, dependendo da elasticidade-preço da demanda e da oferta, em que quanto maior a elasticidade, menor será o prejuízo para o agente econômico. Assim, se a curva da demanda for bastante elástica, o consumidor poderá abrir mão do consumo daquele bem, e isto lhe causará um ônus relativamente baixo; da mesma forma, se a elasticidade da oferta também for alta, o produtor não precisará reduzir muito sua quantidade ofertada e poderá repassar, em grande parte, o ônus para os consumidores (PYNDICK, 1999).

Contudo, ressalta-se que indiferente à elasticidade da oferta e da demanda, a cobrança de tributos sempre causa uma perda bruta na sociedade, que aumenta com a redução da elasticidade da demanda e da oferta. Porém, é importante frisar que, dependendo da forma com que o governo utilize os seus recursos, o tributo poderá dar maior retorno à sociedade do que a perda causada pela sua cobrança, nesse caso, gera excedentes (PYNDICK, 1999).

ANEXO III: FATORES QUE PODEM PROVOCAR A VOLATILIDADE DOS PREÇOS DOS COMBUSTÍVEIS

A) Volatilidade do preço internacional do petróleo

O petróleo é uma das principais *commodities* negociadas no comércio internacional¹³⁵, em que a distribuição desigual das reservas gera grandes diferenças nas estruturas de custos de produção entre firmas e os mercados. Além disso, essas diferenças de custo estão na origem da formação e da apropriação de rendas econômicas, as quais constituem o elemento central para as dinâmicas da indústria mundial do petróleo (IMP) (PINTO Jr et al, 2007).

A indústria de petróleo possui uma curva da oferta com elasticidade-preço variável, o que permite dividi-la em estágios referentes às diferenças nos custos de produção dos diversos campos petrolíferos (ver Figura A.III.1). A curva da oferta do petróleo possui, assim, vários níveis, cada qual com uma elasticidade própria, que varia de acordo com o custo marginal (CMg) de produção de cada campo (SIMÃO, 2001).

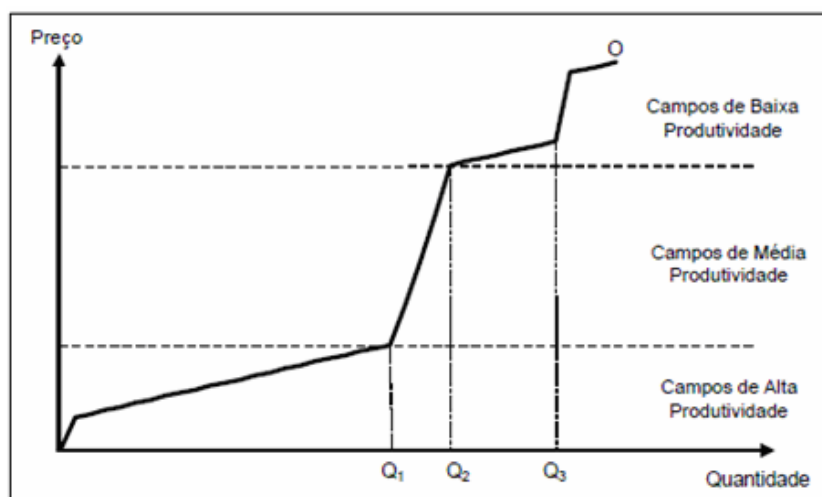


Figura A.III.1: Custo marginal médio dos campos petrolíferos

Fonte: Pyndick, 2006

Existem campos bastante produtivos, onde o custo médio da produção é menor do que o observado nos demais. A curva de CMg, nesse caso, é relativamente elástica, até o ponto em que novos investimentos serão necessários para incrementar a produção. Há também os campos, cujo custo médio de produção é alto, porém, inferior à média

¹³⁵ Mas está longe de ser uma *commodity* qualquer, pois, além de ser um recurso mineral não-renovável, as condições de oferta e de demanda são fortemente influenciadas pela cena política.

mundial, nesse caso, a elasticidade do CMg é um pouco maior, porque para um incremento da produção serão necessários maiores investimentos. Existem, por fim, os campos marginais ou periféricos, cujo aumento da produção requer vultoso investimento (SIMÃO, 2001)¹³⁶.

Importa notar que as curvas de oferta e demanda da indústria não são estáticas no tempo. No caso da oferta, um dos principais motivos para o seu deslocamento é o desenvolvimento tecnológico, que viabiliza o avanço da produção em regiões periféricas e a redução dos custos operacionais. Com relação à demanda, há pressões constantes para aumento da demanda por conta de, entre outras razões, crescimento vegetativo da população, aumentos nos níveis médios de renda e aumento da produtividade (decorrente de desenvolvimento tecnológico) (SIMÃO, 2001).

Apesar das características gerais das curvas de oferta descritas acima, nem sempre os mercados nacionais e internacionais dos preços de petróleo têm a mesma dinamicidade. De acordo com Lameiras e Giambiagi (2005), há forte distorção entre preços domésticos e internacionais, por conta da demora na correção dos preços internos dos derivados, que acabam por interferir na possibilidade de estabelecimento de um mercado competitivo. Adicionalmente, a falta de uma regra clara que defina esses reajustes cria um ambiente favorável a especulações acerca do caráter intervencionista que possa permear decisões dessa natureza.

Segundo publicado por EPE (2008), no período compreendido entre janeiro de 2002 e julho de 2008, o preço do petróleo marcador¹³⁷ Brent cresceu 584% em valores nominais, alcançando, em 11 de julho de 2008, um pico de cotação diária de US\$ 143,9/barril. Apesar deste elevado patamar de preços, várias instituições continuavam apontando para a manutenção de um forte viés de alta das cotações. No entanto, em agosto, a média mensal dos preços do petróleo caiu 26,7%, atingindo US\$ 113,24/barril (Figura A.III.2), ampliando a incerteza sobre o comportamento para o longo prazo.

¹³⁶ O comportamento da curva da oferta dos combustíveis é análogo ao da oferta de petróleo, porque a refinaria também exige altos investimentos para flexibilizar ou ampliar a sua produção (SIMÃO, 2001).

¹³⁷ Como o petróleo não se configura como uma *commodity* homogênea, a indústria e os agentes de transação selecionaram algumas poucas correntes, denominadas “óleos marcadores”, como referenciais de valor. O principal critério para a elegibilidade de um marcador de preço é ser transacionado em volumes suficientes, provendo liquidez no mercado físico, assim como possuir qualidade especificada, para uma base de comparação frente aos outros crus. Os marcadores contratuais são: o *West Texas Intermediate* (WTI – 40° API, 0,4% de enxofre) nos EUA, o *Brent* (38° API, 0,4% de enxofre) na Europa e o *Dubai Fateh* (31° API, 2,0% de enxofre) na Ásia (SZKLO e ULLER, 2008).

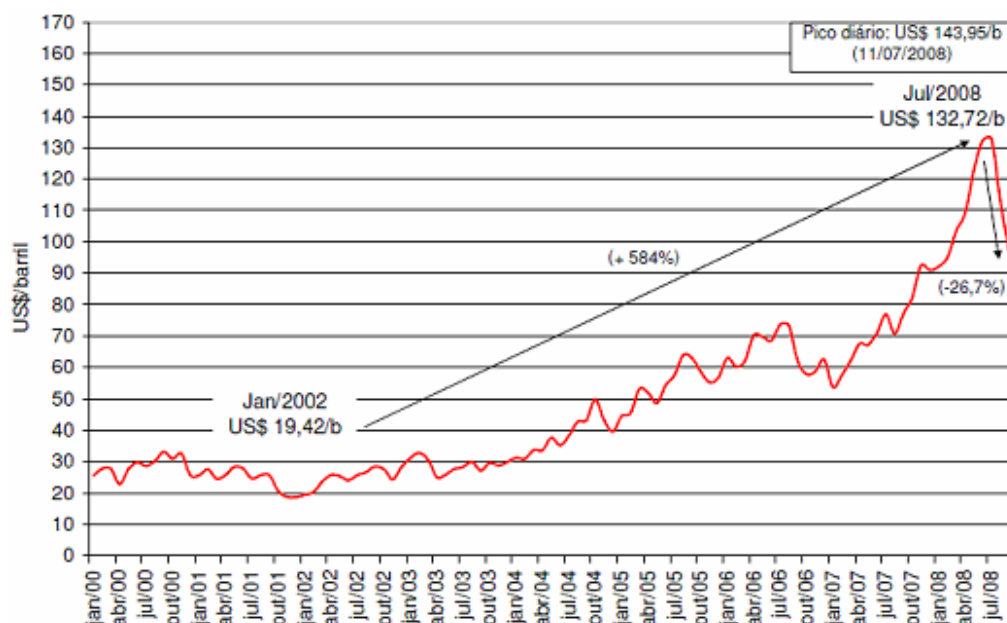


Figura A.III.2: Evolução crescente do preço internacional do petróleo Brent (US\$ / barril – valores correntes)

Fonte: EPE (2008).

A alta do preço do petróleo entre 2003 e 2008, na visão da EPE (2008), é resultado de uma conjunção de alguns fatores, tais como:

- i) Forte crescimento do consumo mundial de petróleo;
- ii) Fraca expansão da produção mundial de petróleo;
- iii) Redução da capacidade ociosa, tornando o mercado mais sensível a tensões geopolíticas e eventos climáticos negativos; e
- iv) Forte incremento de posições em petróleo no portfólio de investimento de fundos financeiros.

Outras discussões poderiam se somar ao tema da variação dos preços do petróleo, contudo isso fugiria ao escopo deste trabalho. O interesse aqui é simplesmente apontar a vulnerabilidade do preço do principal insumo (o petróleo) da produção de combustíveis, e observar de que forma isso torna também vulnerável o preço dos derivados. Portanto, é importante notar que variações nos preços do petróleo praticado em todo o mundo, a despeito da defasagem temporal de ajuste no mercado interno, pode levar a impactos sobre o preço dos derivados praticados no Brasil. Outras causas de volatilidade dos preços dos combustíveis serão discutidas na subseção a seguir.

B. Volatilidade dos preços de derivados

Apesar de os preços do petróleo cru responderem por boa parte das variações nos preços dos derivados, há outros fatores que podem ampliar a volatilidade nestes mercados: características do parque de refino, grau de integração regional entre os mercados locais, sazonalidade da demanda, especificações técnicas dos combustíveis e condições de competição ao longo da cadeia de produção do derivado até o consumidor (SILVA, 2003).

B.1. Características do parque de refino

Segundo Szklo e Uller (2008), o refino de petróleo constitui a separação deste insumo, via processos físico-químicos, em frações de derivados, que são processados em unidade de separação e conversão até os produtos finais.

Uma refinaria típica opera com uma carga proveniente de uma variedade de óleos crus e produtos intermediários. O *blending* de carga de uma refinaria é aplicado na preparação da corrente ótima de alimentação de uma unidade de refino, além de ser aplicado nos produtos para otimizar o *mix* de produtos finais¹³⁸ (SZKLO e ULLER, 2008).

De acordo com Silva (2003), a atividade de refino é a que apresenta as menores margens na cadeia de valor do petróleo, característica que se intensificou a partir dos anos 90, devido ao aumento nos custos de investimento para adequação do parque às crescentes restrições ambientais bem como aumento da complexidade do parque de refino¹³⁹.

O parque de refino brasileiro é composto por 13 refinarias. À exceção das refinarias de Manguinhos e Ipiranga, todas as plantas instaladas são de propriedade da Petrobras, que as posicionou de maneira a abastecer o mercado de combustíveis ao menor custo de fretes de insumos e produtos finais. Com isso, houve grande concentração da atividade de refino das regiões Sul e Sudeste, que, em conjunto, respondem por 81% da capacidade total de refino e por mais de 90% da produção de gasolina e óleo diesel (SZKLO e ULLER, 2008; PINTO Jr et al, 2007).

¹³⁸ Esse *mix* de derivados obtido pode ser alterado, porém, com uma margem de manobra limitada por aspectos técnicos (dada a inexistência de processos mais sofisticados nas refinarias) e econômicos (considerando a manutenção da eficiência na produção) (BILLWILLER, 2005).

¹³⁹ O grau de complexidade de um parque de refino está associado a presença de unidades de conversão de correntes pesadas em derivados leves, como unidades de craqueamento catalítico e hidrocrackeamento (SZKLO e ULLER, 2008).

Segundo Szklo e Uller (2008), atualmente, a demanda por combustíveis automotivos é quase toda atendida pela produção interna, embora o diesel ainda dependa de importação para o pleno atendimento ao mercado interno.

No caso brasileiro, a Petrobras exerce um quase-monopólio na produção e no refino no país, e isto pode distorcer o valor das margens de refino brasileiras. Numa tentativa de estimar os valores das margens, Szklo e Uller (2008) chegaram aos seguintes valores de margem de refino (ver Tabela A.III.1).

Tabela A.III.1: Margens de refino globais do parque brasileiro

-	2003	2004	2005	2006	2003/04 (%) a.a.	2004/05 (%) a.a.	2005/06 (%) a.a.
Receita média do derivado comercializado (US\$/b)	31,69	40,02	56,75	66,85	26%	42%	18%
Preço médio do petróleo (US\$/b)	26,71	34,94	50,67	60,61	31%	45%	20%
Nacional (US\$/b)	25,65	33,21	49,26	58,29	29%	48%	18%
Importado (US\$/b)	30,57	39,96	55,86	69,14	31%	40%	24%
Custos operacionais (US\$/b)	1,14	1,38	1,9	2,29	21%	38%	21%
Margem total (US\$/b)	3,85	3,71	4,18	3,94	-4%	13%	-6%

Fonte: Szklo e Uller (2008)

Analisando os resultados obtidos, nota-se que as margens se situaram na faixa entre 3,70 US\$/b a 4,20US\$/b. Os autores ressaltam que o crescimento da receita média da cesta de derivados comercializados é anulado pelos incrementos dos preços médios do petróleo processado e dos custos operacionais. Assim, o preço médio da carga de origem nacional seguiu de perto a escalada de preços sucedida de 2003 a 2006 do óleo importado (SZKLO e ULLER, 2008).

Em relação ao tratamento dos produtos, na medida em que as especificações ambientais brasileiras tornarem-se mais rígidas, *ceteris paribus*, as margens tenderão a diminuir, devido à expansão dos custos de operação das refinarias. Na conjuntura atual, o diesel nacional apresenta mais enxofre, e “cortes” de destilação maiores, assim como a gasolina (SZKLO e ULLER, 2008).

Szklo e Uller (2008) concluem, por fim, que as refinarias brasileiras, com as configurações recentes, não logram a maximização de adição de valor ao óleo nacional porque o parque de refino instalado, capaz de processar cargas mais leves, não atende às especificações do petróleo nacional. Assim, o Brasil se obriga a exportar boa parte da produção nacional de pesados e importar óleos parafínicos.

B.2. Grau de integração entre mercados locais

Na ocorrência de desequilíbrios locais entre oferta e demanda por derivados, este desequilíbrio será mais rapidamente eliminado se houver: i) excesso de oferta em outra região adequada às especificações técnicas de consumo; e ii) facilidade de transporte entre regiões superavitárias e deficitárias (SILVA, 2003).

Se as refinarias de uma localidade operam próximas de sua capacidade máxima e se há descasamento entre oferta e demanda de um derivado, o seu preço se eleva, atraindo oferta de outras regiões. Quanto mais rápida e menos custosa for a chegada de suprimento externo, mais rápido os saltos de preços serão corrigidos. O preço, então, tenderia a retornar ao preço inicial pela existência de interligação de transporte e infraestrutura que garantam o influxo de produtos de outras regiões (SILVA, 2003).

B.3. Crescentes especificações técnicas e ambientais

No mercado de combustíveis automotivos, a busca pela qualidade por parte do conjunto de empresas decorre de disposições legais para a proteção do consumidor e do meio ambiente. A evolução das especificações sobre as emissões dos combustíveis foi a principal responsável pela melhoria da qualidade ambiental (DUTRA, 2004).

Segundo Silva (2003), se um mercado local de um produto possui especificações técnicas muito distintas de outras regiões, a possibilidade de suprimento externo se reduz e abre-se maior espaço para a volatilidade do preço. Dessa maneira, locais que optaram por gasolinas com baixo nível de emissão, preferiram trocar menores custos de produção por maiores custos de distribuição e instabilidade de preços.

B.4. Condições de competição ao longo da cadeia

O repasse de preços ao longo da cadeia até o consumidor não é uniforme. Os diferentes ofertantes, nos distintos elos da cadeia diferem em suas políticas de preços em função das diferentes percepções sobre a reação dos concorrentes e consumidores. Assim, a forma de repasse depende do número de intermediários entre a refinaria e o consumidor (SILVA, 2003).

Uma firma verticalmente integrada pode ter uma política de preços mais baixos nos seus postos de varejo de modo a aumentar o volume de venda de derivados e, assim, manter um fluxo constante de receitas ou, até, aumentar sua participação no mercado (SILVA, 2003).

Quando preço do derivado varia, os ofertantes podem optar por cotar seus produtos para a venda de acordo com o custo da compra mais recente e adiantar o aumento de preços, ou mesmo retardar repasses através de redução de margens. Como nem todos os produtos são destinados aos mesmos elos da cadeia à jusante, a estrutura da cadeia (número de elos intermediários até o consumidor e poder de barganha dos mesmos) e as condições de competição ao longo da cadeia podem servir para ampliar ou mesmo amortecer as variações de preço no nível da refinaria (SILVA, 2003).

C. Impactos Distributivos na cadeia de distribuição e revenda

Como visto nos itens A e B, muitos são os fatores que podem provocar variações no preço dos combustíveis, até o preço final da bomba. Esta seção mostra, contudo, que outros fatores podem controlar essa volatilidade do preço dos combustíveis.

Conforme observado por Silva (2003), a competição ao longo da cadeia de distribuição e revenda tem papel importante na redução da volatilidade de preços internacionais aos consumidores.

No tocante ao primeiro fator, uma estrutura mais desconcentrada se constitui num elemento de redução das variações de preços ao longo da cadeia. Em estruturas verticalmente integradas, as assimetrias de posição entre grandes empresas e pequenas entrantes resultaram no aumento da volatilidade de preços ao consumidor. Por outro lado, em estruturas menos concorrenciais, os distintos elos da cadeia tendem a apresentar padrão assimétrico de repasse de preços, através do reajuste apenas face a aumentos de preços. Uma análise mais rigorosa do comportamento dos preços ao longo da cadeia deveria contemplar outros elementos, tais como: o ritmo de repasse de preços ao longo da cadeia, o papel da estrutura tributária e o papel do preço do álcool, que está incluído no preço da gasolina da distribuição e revenda (SILVA, 2003).

Ainda de acordo com Silva (2003), pode-se inferir que políticas de reforço à competição nos diferentes segmentos da cadeia de distribuição e revenda de combustíveis são importantes e complementares ao amortecimento de preços ao consumidor. Todavia, na presença de barreiras a entrada de novos agentes, a estrutura industrial pode levar tempo a se alterar.

ANEXO IV: IMPACTOS SÓCIO-AMBIENTAIS DO TRANSPORTE RODOVIÁRIO

Além do elevado consumo energético e da emissão de poluentes atmosféricos, causados pelo transporte rodoviário, outras externalidades negativas do setor são impostas à sociedade, tais como acidentes, congestionamentos, poluição sonora e visual, entre outras. Um ponto que se deve notar é que o contínuo aumento da taxa de motorização, na ausência de melhorias da infra-estrutura, provoca um aumento dos congestionamentos e redução da mobilidade da população, principalmente em grandes metrópoles (BORBA, 2008).

Contudo, com o intuito de minimizar estes impactos, alguns países desenvolvem políticas e programas de governo focados em reduzir determinadas externalidades negativas do setor de transporte.

Um primeiro exemplo é o programa de padronização da frota de veículos americanos, *Corporate Average Fuel Economy (CAFE)* que, a partir de 1975, estabeleceu padrões de desempenho energético dos veículos leves vendidos no país (NHTSA, 2009). No ano de 1973, os automóveis de passeio americanos tinham uma autonomia média de 6 quilômetros/litro de gasolina (km/l). Depois de estabelecido o programa junto às montadoras, o padrão estabelecido para os veículos produzidos no ano de 1978 era de 7,7 km/l, passando em 1980 a 8,9 km/l e chegando a 12,3 km/l para os veículos ano-modelo de 1985 (MATTOS, 2001).

De acordo com Austin e Dinan (2005), uma definição mais rigorosa da padronização dos veículos a partir do *CAFE*, além de diminuição das emissões de CO₂ na atmosfera, diminui a dependência do petróleo (e sobre a volatilidade dos preços do petróleo). E, segundo o resultado de deste trabalho, em um prazo de 14 anos, quando toda a frota de veículos americana tiver sido trocada por veículos com padrões mais eficientes de consumo (dada as normas do *CAFE*), o consumo de gasolina poderá diminuir em 10%. Contudo, importa ressaltar que, ao comparar o programa de padronização da frota de veículos americanos (*CAFE*) com uma política de taxaço de gasolina (taxa de carbono), Austin e Dinan (2005) concluíram que a taxa sobre a

gasolina atingiria o mesmo resultado obtido com o *CAFE* a um custo entre 58% e 71% menor do que o custo do programa de padronização dos veículos¹⁴⁰.

O programa de padronização de veículos no Brasil foi definido pela Portaria 391/08, nomeado por Regulamento de Avaliação da Conformidade para Etiquetagem de Veículos Leves de Passageiros e Comerciais Leves com Motores do Ciclo Otto, e conhecido por ***Programa Brasileiro de Etiquetagem de Veículos Leves***¹⁴¹ (BRASIL, 2008). Esse projeto resulta de esforços conjuntos de entidades governamentais, liderado pelo Conpet e pelo Inmetro, e a indústria automobilística, por intermédio da Associação Nacional de Fabricantes de Veículos Automotores (Anfavea) (NOGUEIRA, 2007).

No Brasil, outra questão que se discute é o pedágio urbano, que serve para desestimular o acesso à circulação em determinados horários e em áreas mais congestionadas pelos veículos particulares. Segundo Cândido Malta Campos Filho – professor de planejamento urbano da Universidade de São Paulo (USP) –, com um pedágio de R\$ 4,00 na cidade de São Paulo, o dinheiro arrecadado seria suficiente para criar, em 10 anos, 160 km de linhas de metrô a mais que o existente agora (G1, 2008)¹⁴².

Complementar ao pedágio urbano, Cândido Malta sugere outras medidas para melhorar o trânsito no centro de São Paulo (G1, 2008):

- **Malha de microônibus de qualidade.** A colocação de veículos de transporte público com ar-condicionado e assentos para todos – mesmo com tarifa mais alta – atrairia os motoristas que não querem pagar o pedágio, mas que desejam conforto e qualidade do transporte.
- **Construção de novas linhas de metrô.** O dinheiro arrecadado pelo pedágio seria utilizado para a construção de mais quilômetros de metrô, atingindo mais pontos da capital e servindo a mais pessoas.
- **Repovoar o centro.** Diminui a necessidade de deslocamentos longos entre casa e trabalho daqueles que optarem por morar na região central da cidade.

¹⁴⁰ A taxa de carbono (sobre a gasolina) alcançaria o mesmo patamar de redução do consumo de gasolina mais rapidamente, uma vez que as pessoas tomariam uma decisão mais imediata de otimizar a utilização de seus veículos, levando a uma diminuição do número de viagens e, consequentemente, do consumo de combustível (AUSTIN e DINAN, 2005).

¹⁴¹ Seu objetivo é estabelecer os critérios para o programa voluntário de avaliação da conformidade para os veículos leves de passageiros e comerciais leves com motores do ciclo Otto, comercializados no País com foco no desempenho energético, por intermédio do mecanismo da etiquetagem, atendendo a requisitos da ABNT NBR 7024:2006, visando aumentar a eficiência energética dos veículos (BRASIL, 2008). Assim, proporciona aos consumidores mais informações sobre o desempenho de seus automóveis, que progressivamente poderá ser um aspecto decisivo entre suas características (NOGUEIRA, 2007).

¹⁴² Sobre investimentos e melhorias em transporte urbano, ver Lucon e Goldemberg (2009) e Frederico (2001).

- **Desestimular o uso intensivo do automóvel.** O uso de automóveis deve ocorrer, primordialmente, fora dos momentos de pico, para viajar, nos fins de semana, feriados. Nos horários de pico a preferência deve ser por transportes coletivos, sempre que possível. O rodízio de automóveis, tal como estabelecido em São Paulo, restringe o acesso a determinadas áreas em horários de pico, de acordo com o final da placa e dia da semana (BORBA, 2008).
- **Descentralizar população e produção de riquezas.** O Estado e região metropolitana de São Paulo concentram pessoas e riquezas do país. São necessárias medidas nacionais para distribuir essa população.

Em relação às tecnologias de veículos mais atuais, os projetos de carros elétricos têm ganhado significativa importância principalmente nos Estados Unidos, Europa e Japão¹⁴³. Em agosto de 2009, o presidente Barack Obama anunciou um pacote a três montadoras americanas (GM, Ford e Chrysler), de US\$ 400 milhões em recursos para apoio à fabricação de veículos elétricos e híbridos avançados. A ajuda faz parte de um programa para o setor de energia, que tem como objetivo reduzir a dependência do país da importação de petróleo, e manter os fabricantes americanos competitivos em relação aos europeus e japoneses (WHITE HOUSE, 2009).

Destaca-se, por fim, que além de investimentos em tecnologias automobilísticas e estruturas mais eficientes de transportes (priorizando o transporte coletivo), deve-se investir em combustíveis mais limpos e renováveis, como o etanol e o biodiesel. Tais combustíveis são bastante aderentes à atual estrutura de distribuição e consumo de combustíveis automotivos e, por serem limpos, ajudam a reduzir as emissões de GEE do setor de transporte como um todo.

¹⁴³ Há várias tecnologias para os carros elétricos: algumas permitem o recarregamento em tomadas domésticas e outras exigem infraestrutura específica para evitar sobrecarga na rede. Um posto de recarregamento foi instalado, em meados de 2009, no Rio de Janeiro, pela BR Distribuidora (EBC, 2009).