

THIAGO COSTA SOARES

**UMA PROPOSTA DE AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA AMBIENTAL
DOS MUNICÍPIOS BRASILEIROS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Economia Aplicada, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2015

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

S676p
2015
Soares, Thiago Costa, 1988-
Uma proposta de avaliação da eficiência ambiental dos
municípios brasileiros / Thiago Costa Soares. – Viçosa, MG,
2015.
xvii, 148f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Dênis Antônio da Cunha.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
Referências bibliográficas: f.140-148.

1. Economia ambiental. 2. Política ambiental. 3. Ar -
Poluição - Municípios - Brasil . I. Universidade Federal de
Viçosa. Departamento de Economia Rural. Programa de
Pós-graduação em Economia Aplicada. II. Título.

CDD 22. ed. 333.7

THIAGO COSTA SOARES

UMA PROPOSTA DE AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA AMBIENTAL DOS MUNICÍPIOS BRASILEIROS

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Economia Aplicada, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 2 de outubro de 2015.

Ana Carolina Campana Nascimento
(Coorientadora)

Alexandre Bragança Coelho

Ângelo Costa Gurgel

Eduardo Simões de Almeida

Dênis Antônio da Cunha
(Orientador)

***À minha esposa, Catherine, e à
minha filha, Maria Clara, por todo o carinho.***

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal de Viçosa, especificamente aos Departamentos de Economia (DEE) e de Economia Rural (DER), pela formação acadêmica e pela oportunidade de crescer profissionalmente. Em especial, agradeço a todos os professores e funcionários.

Ao prof. Marcelo José Braga, por sua incessante busca pela melhoria do Programa de Pós-Graduação.

Ao prof. João Eustáquio de Lima, por ser um exemplo de dedicação e que me espelha a melhorar como professor.

Ao prof. Leonardo Bornacki de Mattos, pelos ensinamentos e conselhos acadêmicos.

À prof. Elaine Aparecida Fernandes, que aceitou o convite de coorientação e contribui para minha formação acadêmica desde o mestrado.

À prof. Ana Carolina Campana Nascimento, pelo aceite de coorientação e pelos conselhos que melhoraram este trabalho.

Ao prof. Dênis Antônio da Cunha, por aceitar orientar esta pesquisa, pelos ensinamentos acadêmicos, dedicação e todo o apoio dado a mim e minhas ideias ao longo do doutorado.

Ao Grupo de Pesquisa *“Economia dos Recursos Naturais e Ambientais”*, coordenado pelo prof. Dênis, que disponibilizou gentilmente os dados necessários para a realização deste estudo. Especialmente, agradeço à Raiza Faria, Geanderson Ambrósio e Marcel Pires pela ajuda indispensável na construção do banco de dados.

Aos amigos do doutorado, pela convivência, ensinamentos e por ajudarem nessa árdua tarefa que é concluir um programa de doutoramento.

À Universidade Federal de Juiz de Fora e meus colegas professores do Departamento de Economia, que contribuem a cada conversa para meu desenvolvimento profissional. Especialmente, ao prof. Leonardo Neves Luz, pela indispensável ajuda na modelagem do problema espacial.

Aos meus pais, Alencar e Edmirtes, e à minha irmã, Bárbara, por sempre me apoiarem nessa trajetória.

Aos meus sogros, Anselmo e Maria Eny (*in memoriam*), pela amizade e apoio.

À minha esposa, Catherine, pelo amor, apoio e dedicação que possibilitaram meu crescimento pessoal e profissional.

E especialmente à minha filha, Maria Clara, que me dá motivos todos os dias para continuar trabalhando e melhorando.

A todos que não foram citados aqui, mas que contribuíram de alguma forma, meus sinceros agradecimentos.

BIOGRAFIA

THIAGO COSTA SOARES, filho de Alencar Soares Neto e Edmirtes Maria Costa, nasceu na cidade de Pirapora, Minas Gerais, em 08 de junho de 1988 e residiu até os 11 anos na cidade de Lassance, Minas Gerais. Mudou-se para Montes Claros, Minas Gerais, em janeiro de 2000.

Em agosto de 2006, ingressou no curso de Ciências Econômicas pela Universidade Estadual de Montes Claros (UNIMONTES), graduando-se em julho de 2010.

Em julho de 2010, ingressou no Programa de Pós-Graduação em Economia da Universidade Federal de Viçosa (UFV), concluindo os requisitos necessários para a obtenção do título de *Magister Scientiae* em junho de 2012.

Em agosto de 2012, iniciou o curso de Doutorado em Economia Aplicada pela UFV, defendendo tese em outubro de 2015.

Em novembro de 2013 tomou posse como professor do Departamento de Ciências Econômicas da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), *campus* de Governador Valadares, onde atualmente exerce suas atividades de ensino, pesquisa e extensão.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE QUADROS	xi
1 – INTRODUÇÃO	1
1.1. Objetivos	7
1.1.1. Objetivo Geral.....	7
1.1.2. Objetivos Específicos	7
2. O CRESCIMENTO ECONÔMICO E O MEIO AMBIENTE.....	8
2.1. A relação entre economia e meio ambiente	8
2.2. Os fatos estilizados sobre o meio ambiente.....	13
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	16
4. O MODELO TEÓRICO	18
4.1. A eficiência ambiental	18
4.2. A tecnologia do conjunto de possibilidades de produção com produtos desejáveis e não desejáveis	22
5. OS TRANSBORDAMENTOS DE TECNOLOGIAS AMBIENTAIS	27
6. OS DESENHOS DE MECANISMO AMBIENTAIS.....	32
6.1. As emissões de GEEs como externalidades negativas	32
6.2. A construção de um mecanismo baseado na eficiência ambiental	36
7. METODOLOGIA	42
7.1. As medidas de eficiência ambiental: métodos analíticos	44
7.2. O modelo DEA e o problema ambiental.....	48
7.3. As limitações e as extensões do modelo DEA	58
7.3.1. O Problema dos <i>outliers</i>	58
7.3.2. O problema da heterogeneidade tecnológica: a estimação meta-fronteira e as fronteiras dos subgrupos.....	59

7.3.3. O problema da natureza determinística: a abordagem <i>bootstrapping</i>	65
7.4. As características municipais e a eficiência ambiental.....	66
7.5. O transbordamento de tecnologias ambientais	71
7.6. A descrição das variáveis e a fonte dos dados	77
8. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	87
8.1. A formação dos agrupamentos das fronteiras dos subgrupos	87
8.2. Os indicadores de eficiência e ineficiência ambiental sobre a meta-fronteira e a fronteira dos subgrupos	98
8.2.1. Os indicadores de eficiência ambiental <i>bootstrapping</i>	109
8.3. Os determinantes da eficiência ambiental dos municípios brasileiros	111
8.4. Uma proposta de desenho de mecanismo ambiental	124
9. CONCLUSÕES.....	134
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	140

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação dos municípios por porte populacional	62
Tabela 2. Descrição das variáveis e fontes dos dados	85
Tabela 3. Médias e desvio-padrão das variáveis de agrupamento dos municípios*	89
Tabela 4. Médias e desvios padrão das variáveis da função de produção dos municípios*	92
Tabela 5. Indicadores de eficiência por porte.....	100
Tabela 6. Indicadores de (in)eficiência ambiental, por faixas	104
Tabela 7. Resultados gerais do modelo original e do modelo bootstrapping .	109
Tabela 8. Resultados da estimação dos determinantes da eficiência ambiental dos municípios brasileiros (GTE), 2010	113

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Modelo Circular da Renda (MCR)	9
Figura 2. Modelo de Equilíbrio de Materiais (MEM)	10
Figura 3. Valor da produção, total da indústria e subsetores com alto potencial poluidor, Brasil, 2005-2012.....	14
Figura 4. Função de produção de curto prazo, produtividade e eficiência	19
Figura 5. Funções de distância	47
Figura 6. Modelo CCR e BCC	49
Figura 7. Modelo CCR, BBC, rendimentos RNC e RND	55
Figura 8. Meta-fronteira e fronteiras dos subgrupos.....	61
Figura 9. Matrizes de contiguidade	73
Figura 10. Evolução do logaritmo do estoque de capital e da frota de veículos automotores, 1950-2008	82
Figura 11. Distribuição espacial do indicador de eficiência ambiental para os municípios brasileiros, 2010	106
Figura 12. Histograma, distribuição Normal e de Kernel para os indicadores MTR, TGI, GMI e MTI	108
Figura 13. Histograma, distribuição normal e de Kernel gaussiana para os estimadores do modelo original e bootstrapping.....	110
Figura 14. Distribuição espacial das ações ambientais de incentivo a consumo sustentável	119
Figura 15. Distribuição espacial das ações ambientais de incentivo a licitações com critérios ambientais.....	121
Figura 16. Gráfico de dispersão do I de Moran na matriz de pesos Queen ...	122
Figura 17. Clusters para os indicadores de eficiência ambiental dos municípios brasileiros, 2010	123

Figura 18. Equilíbrio de mercado sob a taxa pigouviana (a) e mecanismo de incentivo à eficiência ambiental (b)	131
--	-----

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Etapas, estratégias, procedimentos e vantagens	43
Quadro 2. Modelo dos multiplicadores, input e output, com restrições para RCE, RVE, RNC e RND	56

RESUMO

SOARES, Thiago Costa, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, outubro de 2015. **Uma proposta de avaliação da eficiência ambiental dos municípios brasileiros**. Orientador: Dênis Antônio da Cunha. Coorientadoras: Elaine Aparecida Fernandes; Ana Carolina Campana Nascimento.

A degradação antrópica do meio ambiente e os efeitos das mudanças do clima sobre o bem estar social despertaram a atenção não somente da comunidade científica, mas de toda a sociedade nas últimas décadas. O problema é colocado sob a perspectiva de que a expansão da capacidade produtiva quase sempre está alinhada a uma importante pressão sobre o meio ambiente, o que sugere que as políticas econômicas devam ser integradas às políticas ambientais, para garantir a sustentabilidade econômica tanto da sociedade do presente como a do futuro. O Brasil demonstrou particular interesse sobre esse fato ao criar um órgão científico nacional direcionado ao enfrentamento dessa importante questão. Parte do plano brasileiro consiste em criar requisitos de eficiência de emissões, com vistas a reduzir as emissões de GEEs e poupar os recursos naturais do país, promovendo, assim, o desenvolvimento econômico sob a ótica da eficiência ambiental. Não obstante, o país ainda carece de informações sobre a eficiência ambiental em âmbito municipal que permitam avaliações mais amplas sobre o quadro ambiental brasileiro. Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo analisar a eficiência ambiental dos municípios brasileiros através de um indicador que possa fundamentar a política nacional de redução das emissões. Especificamente, pretendeu-se estimar indicadores de eficiência ambiental municipais, analisar o efeito de variáveis exógenas sobre a performance regional, controlando aspectos como a heterogeneidade tecnológica da função de produção e a dependência espacial. Adicionalmente,

propôs-se um modelo de incentivos à eficiência ambiental. O estudo foi fundamentado na perspectiva teórica de que a produção de bens desejáveis, tais como a renda, geram necessariamente algum nível indesejado de emissões de GEEs, consideradas externalidades negativas. Com isso, os municípios têm de conviver com alguns problemas ambientais e aprender a lidar eficientemente com seus recursos econômicos e naturais. Analiticamente, procurou-se considerar as questões relacionadas à heterogeneidade tecnológica das regiões, subdividindo-as previamente por portes populacionais e, posteriormente, através de uma técnica de agrupamentos aplicada dentro desses portes. Esse procedimento possibilitou a aplicação da técnica não paramétrica *Data Envelopment Analysis* (DEA) *meta-frontier*, a qual estimou escores de eficiência, subdividindo-os em ineficiência ambiental por gerenciamento inadequado dos recursos e por distância de fronteiras, considerada uma *proxy* da defasagem tecnológica municipal. Os indicadores de eficiência ambiental, então, foram utilizados como variável dependente em um “segundo estágio”, estimado por técnicas paramétricas, controlando aspectos relacionados às características socioeconômicas, demográficas, políticas ambientais, *dummies* regionais e a dependência espacial, nomeada “efeito transbordamento” de tecnologias ambientais. Os resultados demonstraram que a eficiência ambiental dos municípios brasileiros foi particularmente baixa, contudo, relacionada ao padrão de desenvolvimento, visto que os mais desenvolvidos foram os mais eficientes. Nesse contexto, destacou-se que a ineficiência gerencial foi o fator preponderante em quase todas as regiões, indicando que, de forma geral, os municípios brasileiros não estão lidando adequadamente com seus recursos econômicos e ambientais. Quase a metade das municipalidades mostrou sérios problemas de gerenciamento inadequado dos recursos e mais da metade foram altamente ineficientes. Parte da ineficiência também pôde ser atribuída à eficiência de escala, problema de regiões que produzem com alto custo médio e retornos crescentes. Além disso, verificou-se que a performance ambiental pode estar relacionada à melhoria dos indicadores de renda e desigualdade, no entanto, possui relação inversa com o nível educacional, o que sugere que a expansão da escolaridade possa ter efeitos negativos de curto prazo sobre as emissões, principalmente em razão do efeito da expansão da produtividade de setores intensivos em emissões. Esse estudo permitiu concluir que um dos

grandes desafios que o Brasil vai enfrentar nas próximas décadas será o de preparar os municípios, sobretudo os pequenos, para se desenvolver economicamente, respeitando os limites ecossistêmicos. As políticas ambientais em âmbito regional terão papel importante neste contexto, visto que existem agrupamentos municipais de melhor performance no país, sugerindo a existência do efeito transbordamento. Por fim, mecanismos econômicos, tal como o proposto neste estudo, podem incentivar o alcance de determinado nível de eficiência ambiental desejado pela população, flexibilizando ao mesmo tempo a escolha social pelo nível de externalidade tida como tolerável. De modo geral, este estudo reforça a necessidade de que mais pesquisas sejam feitas para entender melhor a realidade ambiental dos municípios brasileiros e ainda a necessidade de um planejamento de médio e longo prazos para que o desenvolvimento regional seja compatível à capacidade do meio ambiente.

ABSTRACT

SOARES, Thiago Costa, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, August 2015. **A proposal for evaluation of the environmental efficiency of Brazilian municipalities.** Advisor: Denis Antônio da Cunha. Co-Advisors: Elaine Aparecida Fernandes and Ana Carolina Campana Nascimento.

The anthropogenic environmental degradation and the effects of climate change on social welfare arouse attention of not only the scientific community but also whole society in recent decades. The problem is placed under the view that the expansion of production capacity is usually related to some pressure on environment, suggesting that economic policies should be integrated with environmental ones, to ensure economic sustainability of both society present and future. Brazil has demonstrated particular interest in this context and a national scientific framework to environment was created. One of the Brazil's plans is to create emission efficiency requirements in order to reduce GHG emissions and save natural resources, promoting economic development under the optimal environmental efficiency. Nevertheless, there are still no information about the environmental efficiency at the municipal level. In this sense, the present study aimed to analyze the environmental efficiency of Brazilian municipalities through an indicator that can support the environmental national policy. Specifically, the aim was to estimate municipal environmental efficiency indicators, analyze the effect of exogenous variables on performance, controlling aspects such as technological heterogeneity and spatial dependence. In addition, it was proposed a model of incentives for environmental efficiency. The study was based on theoretical perspective that production of desirable goods such as income necessarily generate some unwanted emissions of GHGs, considered negative externalities. As a result, municipalities have to accept some

environmental problems and learn to deal effectively with their economic and natural resources. Analytically, we tried to consider issues related to the technological heterogeneity of the regions, subdividing previously by population size and subsequently through a cluster technique used on these groups. This procedure allowed the application of non-parametric technique Data Envelopment Analysis (DEA) meta-frontier, which estimated scores efficiency, subdividing them into environmental inefficiency by inappropriate management of resources and distance from technological frontiers, considered a proxy of municipal technological gap. Environmental efficiency indicators were then used as dependent variable in a second stage estimated by parametric techniques, controlling variables such as socioeconomic, demographic, environmental policies, regional dummies and the spatial dependence, named spillover effect of environmental technologies. The results demonstrated that environmental efficiency of municipalities was particularly low, however, relates to the pattern of development. In this context, it was highlighted that management inefficiency was the major factor in almost all regions, indicating that, in general, municipalities are not adequately dealing with their economic and environmental resources. Almost half of the municipalities showed serious mismanagement problems of resources and more than half were highly inefficient. Part of the inefficiency could also be attributed to municipal inefficient production scale. Furthermore, it was found that the environmental performance can be related to improving income and inequality indicators, however, it has an inverse relationship with educational levels, suggesting that the expansion of education in Brazilian municipalities may have negative effects on short-term emissions, mainly due to the effect of the expansion of productivity intensive sectors emissions. This study found that one of the major challenges that Brazil will face in the future will be to prepare the municipalities, especially small ones, to develop economically, respecting ecosystem limits. Environmental policies at the regional level will play an important role. Finally, economic mechanisms, such as proposed in this study, may encourage the achievement of certain level of environmental efficiency desired by population, while easing social choice by the externality level seen as tolerable. Overall, this study reinforces the need for more research to understand better the environmental reality of the municipalities and the need of a planning

medium and long term for the regional development compatible to the environment capacity.

1 – INTRODUÇÃO

As emissões antropogênicas de gases de efeito estufa¹ (GEEs) têm sido apontadas como as principais responsáveis pelas mudanças climáticas observadas em dias atuais (ZHOU; ANG, 2008; IWATA; OKADA, 2010; ZHOU et al., 2010). Esse processo pode ser caracterizado pelo aumento médio da temperatura global, elevação da superfície do mar e mudanças no padrão da precipitação. Essas mudanças podem comprometer não somente a produção de bens e serviços dos países, mas também a alimentação, o abastecimento de água e vários outros serviços que são cruciais para a sobrevivência humana (IPCC, 2013).

O gradativo aumento da temperatura, uma das principais manifestações das mudanças climáticas, é atribuído principalmente às emissões de GEEs dos últimos 70 anos, alavancadas pela expansão da quantidade produzida de dióxido de carbono (CO₂), sobretudo via queima de combustíveis fósseis, queimadas e desmatamento, conforme aponta o *World Bank* (2015). Em cinco décadas (de 1961 a 2010), o crescimento das emissões de CO₂ foi de 256% (média de 2,57% ao ano). Nesse mesmo período, observa-se que a temperatura média do globo saltou de -0,014°C para 0,47°C (aumento de 0,5 °C) (*WORLD BANK*, 2015; WU et al., 2013).

Esta problemática sugere que as políticas ambientais devem ser integradas em ordem regional, nacional e internacional às políticas econômicas

¹ O efeito estufa *per si* é um fenômeno natural que mantém a temperatura da terra através do controle do nível de radiação existente no ar, permitindo a vida dos seres que habitam o planeta. Não obstante, a expansão da concentração de CO₂ pode levar a um aumento exorbitante do efeito estufa através do acúmulo de radiação, ocasionando desequilíbrios ambientais (IWATA; OKADA, 2010).

vigentes, pois as mudanças no clima no médio/longo prazo podem implicar em perdas na produtividade, riscos à saúde humana, diminuição da biodiversidade e, portanto, redução do bem estar das futuras gerações. Nesse sentido, significativa quantidade de estudos tem sido elaborada para averiguar a relação existente entre processo produtivo e degradação ambiental (incluindo mudanças climáticas), focando sobre o *trade-off* entre produção e conservação do meio ambiente (LOZANO; GUTIÉRREZ, 2008; MEKAROONREUNG; JOHNSON 2012; KUOSMANEN, 2012; STERN, 2012).

As negociações oficiais com o intuito de mitigar as emissões de GEEs em âmbito internacional iniciaram em 1988, com o *United Nation Environment Programme* (UNEP), juntamente com *World Meteorological Organization* (WMO), que implementou o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) (IWATA; OKADA, 2010). Pouco depois, *United Nations Framework Convention on Climate Change* (UNFCCC) foi adotado em um congresso realizado em 1992, no Rio de Janeiro, e assinado por muitos países. Esse evento deu suporte à implementação do Protocolo de Quioto, em 1997, que regulamentou, em um primeiro estágio, o nível de emissões de GEEs entre 2008 e 2012 para uma média de 5,2% abaixo dos níveis de 1990 (CHIU et al., 2012). Apesar de alguns estudos apontarem algum efeito positivo do protocolo sobre a redução das emissões, conforme ressaltam Iwata e Okada (2010), a meta de redução não foi efetivamente alcançada (MARTÍNEZ-ZARZOSO et al., 2006).

Embora os países desenvolvidos sejam, em média, os principais emissores de GEEs, alguns países em desenvolvimento têm alcançado níveis significativos, como a China, que se tornou o maior emissor em 2010, superando os Estados Unidos (EUA), que lideravam o *ranking* de emissões de CO₂ desde os primeiros registros no *World Bank* (2014). Dos vinte maiores poluidores em 2010, dez são países em desenvolvimento: China (24,65%)², Índia (5,98%), Rússia (5,18%), Irã (1,7%), República da Coreia (1,69%), Arábia Saudita (1,38%), África do Sul (1,37%), México (1,32%), Indonésia (1,29%) e Brasil (1,25%). Juntos, esses países representam 45,08% do total emitido de CO₂ a nível global. É importante ressaltar que cinco desses países se destacam por estarem entre os dez de maior biodiversidade do mundo, *ranking* liderado pelo

² Os valores em parênteses representam a proporção das emissões do país em relação ao total emitido no mundo.

Brasil (100%), seguido de Indonésia (4º lugar – 80,96%), México (5º lugar – 68,68%), China (6º lugar – 66,61%) e Índia (8º lugar – 39,93%)³.

Apesar da importância brasileira nesse contexto, apenas em 2009 foi criado um organismo científico nacional com o intuito de dar suporte às políticas públicas direcionadas ao enfrentamento das mudanças climáticas no país. O Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (PBMC)⁴ foi inserido no Plano Nacional sobre Mudanças Climáticas (PNMC)⁵ e apoia atividades relacionadas à mitigação, adaptação e disseminação do conhecimento. Um dos objetivos centrais do plano é reduzir as emissões estimadas de 2020 em cerca de 1,25 bilhões de tCO₂eq. Isso significa reduzir as emissões entre 36,1% e 38,9% em relação à projeção nacional para o referido ano (PBMC, 2014).

Conforme se apresentam no PNMC (2014), as ações brasileiras consistem em reduzir as emissões advindas do processo de mudanças do uso da terra e de produzir eficientemente a fim de poupar os recursos naturais do país. Em outras palavras, o plano preconiza que o desenvolvimento econômico brasileiro seja repensado sob a ótica da eficiência ambiental, promovendo o uso eficiente dos recursos. Além desse ponto, o Brasil se comprometeu a criar mecanismos econômicos que promovam o desenvolvimento tecnológico e científico com o intuito de reduzir os efeitos do crescimento sobre o meio ambiente. Por isso, uma das vertentes do plano brasileiro visa implementar requisitos para a concessão de financiamentos por órgãos públicos baseados no desempenho ambiental, de forma a incentivar a redução do índice de emissões de GEEs. Intuitivamente, indicadores de eficiência ambiental podem dar maior suporte para a criação de regras ambientais e melhorar o controle das emissões do país (PBMC, 2014).

Contudo, é sabido que o Brasil, na esfera local, se caracteriza tanto por sua diversidade ambiental quando econômica. Por isso, torna-se importante a criação de medidas de sustentabilidade que, além de incorporar as emissões como externalidades, permitam a implementação de mecanismos de incentivo à

³ O índice de biodiversidade é um indicador disponibilizado pelo *World Bank* (2014) que representa o potencial relativo de biodiversidade de cada país embasado na diversidade das espécies. O indicador é normalizado entre zero (sem potencial de biodiversidade) e cem (potencial máximo de biodiversidade). Para mais detalhe, ver *World Bank* (2014).

⁴ O PBMC foi instituído pela Portaria Interministerial MCT/MMA nº 356, de 25 de Setembro de 2009.

⁵ O PNMC foi consolidado sob a Lei nº 12.187, de 29 de Dezembro de 2009.

redução das emissões de GEEs da forma mais desagregada possível, dado que cada município possui suas particularidades.

Especificamente, existem alguns indicadores nacionais de sustentabilidade com esse objetivo. A título de exemplo, pode-se citar a chamada “pegada ecológica”, que é uma forma de medir as pressões antrópicas sobre o meio ambiente. Esse indicador visa comparar a capacidade de sistemas ecológicos com o padrão de consumo das localidades (REES et al. 1998). Podem-se citar algumas aplicações, como para o estado de São Paulo e para a cidade de Campo Grande (MS) (BECKER et al., 2012; BECKER et al., 2012). Não obstante, o foco principal da pegada ecológica é analisar as consequências da atividade econômica sobre o capital natural, minimizando o fato de que o uso dos recursos naturais também promove crescimento econômico, considerado um bem desejável. Ademais, as estimativas desse indicador envolvem, em geral, grandes custos econômicos, o que acaba inviabilizando sua aplicação em regiões menos desenvolvidas e dificultando a formulação de modelos que relacionam a degradação com as características regionais, fato crucial para a implementação de um plano ambiental mais desagregado.

Nesse sentido, o presente estudo tem como objetivo desenvolver uma medida de eficiência ambiental em caráter local, considerando a relação entre produção e emissões em toneladas equivalentes de CO₂ (tCO₂eq), relacioná-la com um conjunto de variáveis socioeconômicas das regiões e analisar possíveis transbordamentos de tecnologias ambientais em um modelo de “segundo estágio”. Por ser uma medida relativa, o indicador de eficiência permite avaliar a habilidade de uma localidade em minimizar as emissões de poluentes para um dado nível de renda. Já o modelo de segundo estágio, possibilita analisar a relação que o indicador tem com as características socioeconômicas municipais. Por fim, discute-se uma proposta de desenho de mecanismo que incentiva os agentes a serem mais eficientes ambientalmente.

A análise desagregada da eficiência ambiental no Brasil é importante por, pelo menos, três razões. Em primeiro lugar, o Brasil é um país com grande quantidade de municípios que se distinguem de várias formas, como pela área territorial, intensidade produtiva, consumo energético, especialização da produção, estoque de recursos naturais, problemas ambientais enfrentados, pobreza e muitas outras. Portanto, eles não são homogêneos e devem ser

tratados de formas diferentes quanto às políticas ambientais propostas pelo PNMC. Ou seja, os indicadores locais de eficiência ambiental permitem a aplicação de políticas mais específicas, ampliando o seu efeito sobre a redução das emissões de GEEs no Brasil. Segundo, ao analisar a eficiência no âmbito municipal, pode-se verificar o efeito das características regionais sobre os indicadores de eficiência, bem como a existência de relação espacial entre eles, fornecendo, assim, importantes informações sobre o caminho que os municípios brasileiros podem percorrer para produzirem de forma menos danosa ao meio ambiente. E por fim, o país ainda carece de indicadores de eficiência que embasem políticas públicas ambientais em caráter local, tal como a concessão de financiamentos baseados na eficiência das emissões, uma das propostas do PNMC.

Em linhas gerais, este estudo visa contribuir à atual literatura ao incorporar no indicador de eficiência privado, medida amplamente utilizada em estudos econômicos, a perspectiva ambiental, por meio da inclusão das emissões de GEEs, com vistas a reduzir o viés dos impactos ambientais que, em geral, não são considerados nos indicadores de eficiência técnica. Dessa forma, torna-se possível ajustar modelos de eficiência produtiva aos danos ambientais e, nesse sentido, ampliar as opções políticas do país. Adicionalmente, apresenta-se uma proposta de desenho de mecanismo que visa incentivar os agentes a produzirem de maneira ambientalmente eficiente.

A relevância deste estudo não se limita apenas à criação de uma medida de eficiência e de um desenho de mecanismo, mas também ao incentivo à mudança de comportamento em relação à utilização de um arcabouço econômico-analítico para enquadrar as políticas econômicas nacionais. Em outras palavras, o indicador de eficiência ambiental permite estimar a eficiência do ponto de vista social e, a partir desse ponto, auxiliar na criação de mecanismos contínuos que tenham por objetivo a redução das emissões de GEEs para parâmetros ambientalmente sustentáveis.

Este estudo procurou testar diferentes hipóteses. A literatura internacional defende que a restrição ambiental seja uma das principais razões para o declínio da taxa de degradação observada ao longo do tempo em países desenvolvidos (GROSSMAN; KRUEGER, 1991; SELDEN; SONG, 1994; PANAYOTOU, 1993). Por outro lado, em países em desenvolvimento, como o

Brasil, a falta de políticas ambientais mais restritivas tem sido destacada como um dos principais entraves para o enfrentamento da questão ambiental. Sendo assim, em razão da inexistência de um plano nacional abrangente, espera-se que a eficiência ambiental dos municípios brasileiros seja muito baixa. Outro aspecto relevante diz respeito à principal fonte de ineficiência: gerencial ou tecnológica. A ineficiência gerencial relaciona municípios que possuem sistemas produtivos semelhantes, mas que diferem na forma de gerir seus recursos econômicos e ambientais. Ineficiência tecnológica, por sua vez, assume que um conjunto de municípios produz com tecnologias ambientais mais avançadas e, por isso, emitem menos. Em virtude das características produtivas brasileiras e da falta de políticas ambientais abrangentes, espera-se que a principal fonte de ineficiência seja gerencial. Ou seja, acredita-se que os municípios não estejam combinando seus recursos econômicos e ambientais de forma eficiente. Outra hipótese é a possibilidade de haver transbordamentos ambientais entre municípios. Este fato implica que políticas ambientais em municípios de grande relevância regional podem surtir importantes efeitos sobre os demais através de um mecanismo espacial.

1.1. Objetivos

1.1.1. Objetivo Geral

O objetivo geral deste estudo é analisar a eficiência ambiental dos municípios brasileiros por meio de um indicador que possa fundamentar a política brasileira de redução de GEEs.

1.1.2. Objetivos Específicos

Especificamente, pretende-se:

- (i) Classificar os municípios brasileiros a partir de padrões produtivos;
- (ii) Estimar um indicador de eficiência ambiental para os municípios;
- (iii) Analisar o efeito de características econômicas, sociais, educacionais, de infraestrutura, demográficas, regionais e de políticas ambientais sobre o indicador de eficiência ambiental;
- (iv) Averiguar a existência de relação espacial entre os indicadores de eficiência ambiental;
- (v) Propor um desenho de mecanismo que incentive firmas a produzirem de forma ambientalmente eficiente.

2. O CRESCIMENTO ECONÔMICO E O MEIO AMBIENTE

2.1. A relação entre economia e meio ambiente

O consumo excessivo dos recursos naturais e as mudanças ambientais associadas podem ser atribuídos, grande parte, ao processo de industrialização iniciado no século XIX e, conseqüentemente, ao crescimento econômico. Além do uso intensivo de recursos naturais, os dejetos do processo de produção acabam sendo lançados no meio ambiente que muitas vezes não possui a capacidade de absorvê-los, gerando poluição nas suas mais diversas formas. Na dimensão local, pode-se citar a degradação da qualidade da água, solo e ar, e na dimensão global, a degradação dos oceanos, a perda da biodiversidade e as mudanças climáticas (IWATA; OKADA, 2010; IPCC, 2014).

As necessidades de consumo da sociedade geram novos produtos e serviços e a expansão da produção aumenta os efeitos sobre o meio ambiente. Portanto, percebe-se o *trade-off* existente entre crescimento econômico e qualidade ambiental: apesar da atividade econômica gerar bens e serviços que satisfazem as necessidades da sociedade, seu impacto deteriora a qualidade do meio ambiente (GUESNERIE, 2006).

Embora os estudos em economia tenham se preocupado com a gestão ideal dos insumos de produção, o limite dos recursos naturais e os efeitos da atividade econômica sobre o meio ambiente estiveram por muito tempo ausentes das principais discussões (ROMER, 2006). Prova disso é o modelo circular da renda (MCR), que mostra de forma simplificada o comportamento dos agentes e dos mercados em uma economia fechada e estacionária, com fluxos reais e monetários (Figura 1).

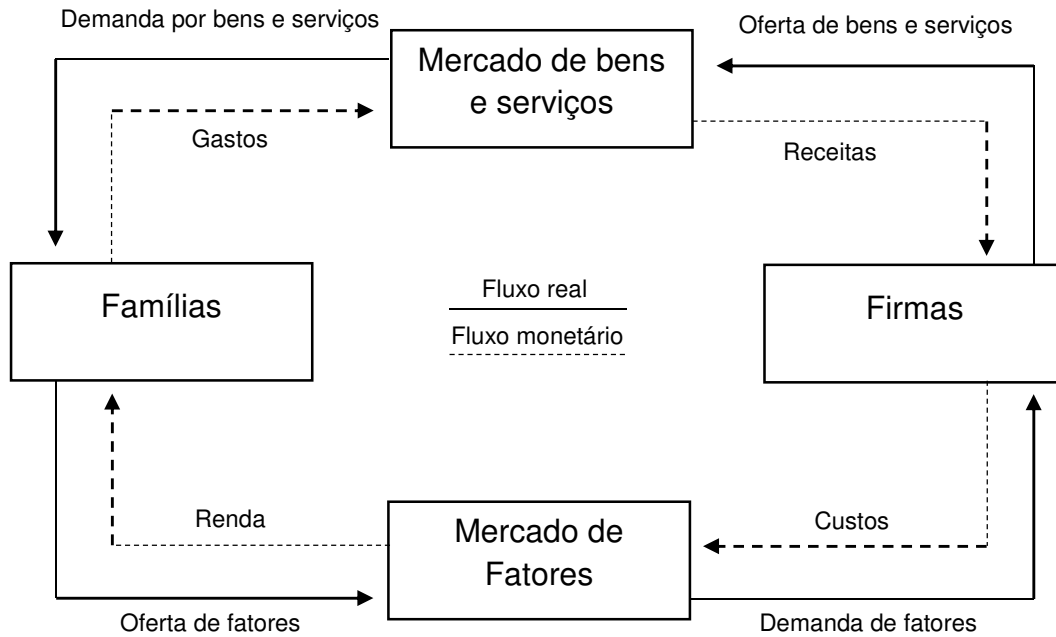


Figura 1. Modelo Circular da Renda (MCR)

Fonte: Callan e Thomas (2007)

Nesse modelo, o fluxo monetário ocorre em dois setores, famílias (consumidores) e firmas (produtores). No sentido anti-horário, o modelo apresenta o fluxo real. As famílias ofertam os fatores de produção para as firmas através do mercado de fatores, que são demandados pelas firmas para produzirem bens e serviços. Esses bens e serviços são ofertados no mercado de produtos e demandados pelas famílias. No sentido horário, o fluxo monetário. A oferta de fatores de produção gera renda às famílias e custos às empresas. Por outro lado, as famílias gastam na compra de bens e serviços, revertendo-os em receitas para as firmas. Não obstante, como apontam Callan e Thomas (2007), o volume de atividade econômica e a intensidade dos fluxos são afetados por várias variáveis, como o crescimento populacional, tecnologia, produtividade do trabalho, acumulação de capital e fenômenos naturais. Os autores citam a tecnologia como exemplo, ao falarem que o avanço tecnológico pode expandir a fronteira de possibilidades de produção; ou o crescimento demográfico, pois esse último poderia aumentar a demanda por bens e serviços.

Fica evidente, portanto, que o modelo tradicional não explica a relação existente entre atividade econômica e degradação ambiental. Para relacionar essas variáveis, Kneese et al. (1970) expandem-no ao Modelo de Equilíbrio de

Materiais (MEM) (Figura 2). Além dos fluxos real e monetário, envolve-se a natureza no sistema econômico através de dois fluxos: o primeiro é o fluxo dos recursos, no qual as famílias, que são proprietárias dos fatores de produção, utilizam os recursos naturais do meio ambiente (exploração do solo, água, florestas, minerais, etc.); o segundo é o fluxo de resíduos, que envolve tanto as famílias quanto as firmas.

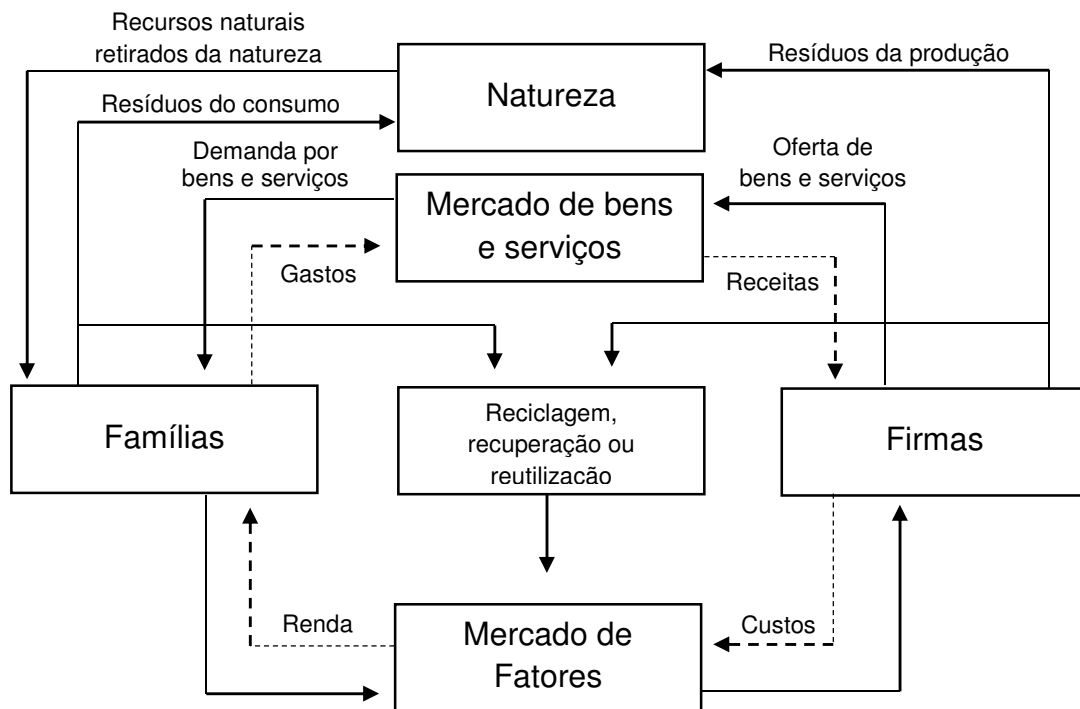


Figura 2. Modelo de Equilíbrio de Materiais (MEM)

Fonte: Adaptado de Callan e Thomas (2007)

A atividade econômica se relaciona com a natureza tanto na forma de exploração dos recursos, quanto na emissão de dejetos sobre o meio ambiente. Porém, parte da exploração dos recursos naturais pode ser reutilizada por processos de reciclagem. Então, os recursos que serão reaproveitados, voltam ao mercado de fatores, enquanto os que não serão, são despejados na natureza na forma de resíduos. Embora os processos de reciclagem sejam importantes, tratam-se de mecanismos de curto prazo, pois mesmo reutilizando os materiais, eles acabam se tornando resíduos e retornando à natureza. Dessa forma, os recursos naturais na perspectiva do MEM são finitos e insubstituíveis (CALLAN; THOMAS, 2007).

O processo supracitado é respaldado por duas leis da termodinâmica. A primeira lei estabelece que matéria e energia não podem ser criadas ou destruídas, tornando-as constantes em um universo fechado (GEORGESCU-ROEGEN, 1971). Sendo a produção um processo físico, a “lei do equilíbrio de materiais” garante a finitude dos recursos naturais e ressalta a importância de suas implicações ao sistema econômico. Segundo Andrade (2008), apesar de parecer óbvia, essa lei tem sido negligenciada nos modelos econômicos tradicionais ao contrariar o processo de exaustão dos recursos do meio ambiente. Além do desgaste dos recursos, pode-se destacar outra implicação deste princípio: os resíduos do processo produtivo. O aumento da atividade econômica expande a produção de resíduos, que não podem ser destruídos e acabam voltando para a natureza, degradando-a.

Quando os recursos naturais são retirados do meio ambiente, pode-se convertê-los em matéria ou energia, mas nada é destruído nesse processo. Ao longo do tempo, essas matérias se tornam resíduos e retornam à natureza (algumas no curto prazo, através do desperdício do processo produtivo, e outras no longo prazo, a partir do uso de bens e serviços). Assim, os resíduos podem apresentar-se de diferentes formas, como por exemplo emissão de CO₂ ou aterros sanitários (CALLAN; THOMAS, 2007).

Não obstante, apenas a primeira lei não foi suficiente para incluir nos modelos tradicionais as peculiaridades dos recursos naturais, pois, como aponta Callan e Thomas (2007), o fato da matéria-energia não ser destruída causou a percepção de que o fluxo de materiais poderia ocorrer indiscriminadamente. Entretanto, a segunda lei da termodinâmica estabelece que a energia disponível em um ambiente atravessa um processo de mudança de um estado disponível para um estado indisponível. Durante o processo de conversão dos materiais, parte da energia torna-se inutilizável (GEORGESCU-ROEGEN, 1971).

A segunda lei da termodinâmica, conhecida como “lei da entropia”, aponta que em sistemas isolados a utilização de matéria-energia ocorre em um processo de elevação da entropia, ou seja, trata-se de um fluxo unidirecional de materiais de baixa entropia (organizados) para materiais de alta entropia (desorganizados). Os recursos naturais são extraídos do meio ambiente à baixa entropia, mas retornam como produtos de alta entropia (resíduos). Isto é, a energia dissipada não pode ser utilizada na forma de trabalho útil. Como

exemplo, pode-se citar o processo de transformação de energias fósseis, altamente estruturadas, em gás e partículas dispersas e de forte entropia. Este princípio explica por que não é possível reciclar totalmente um recurso extraído da natureza. Logo, os recursos naturais que fazem parte do processo produtivo, além de não retornarem em sua forma original, não podem ser reutilizados a toda sua capacidade energética para a realização de um trabalho.

As duas funções apresentadas pelo modelo de equilíbrio de materiais (fornecedor de recursos naturais e receptor de resíduos), fazem parte de um conjunto de funções que o meio ambiente possui. Outras duas funções são os serviços de amenidades e os serviços de suporte à vida. O simples fato de existirem florestas, água limpa e ar puro, por exemplo, torna a presença da natureza amena à sociedade. É importante ressaltar também que existem sociedades (como as indígenas) que valorizam a existência do meio ambiente por crenças religiosas ou valores. Esses serviços são considerados amenidades que o meio ambiente oferece. Em relação à quarta função, são considerados serviços de suporte à vida o controle da temperatura global, o ciclo das águas e do carbono, por exemplo. Ou seja, são serviços que permitem a existência de vida na terra (FAUCHEUX; NOËL, 1995).

Feitas estas considerações, pode-se afirmar que o objetivo social de maximizar o bem estar torna-se conflitante ao relacionar a atividade econômica e o meio ambiente, pois por um lado a produção gera bens e serviços que aumentam a utilidade, mas por outro lado, transforma os recursos naturais em recursos de alta entropia, que são enviados para o meio ambiente na forma de resíduos. Este processo pode ser melhor compreendido a partir de uma função utilidade:

$$U_i = U(x_1, x_2, x_3, \dots, x_n, r_1, r_2, \dots, r_m), \quad (1)$$

em que U_i é a utilidade do agente econômico i ; $x_1, \dots, x_n$ são os bens e serviços produzidos pela atividade econômica; $r_1, \dots, r_m$ são os recursos naturais e os serviços que o meio ambiente presta à sociedade. Além de aumentar diretamente a utilidade dos agentes pelo vetor “R”, o meio ambiente expande a utilidade indiretamente ao tornar possível a produção do vetor “X”. Portanto,

$\partial U_i / \partial R > 0$, $\partial U_i / \partial X > 0$ e $\partial X / \partial R > 0$. Mas, as leis da termodinâmica garantem que o efeito da atividade econômica sobre o meio ambiente é negativo, pois, além de gerar resíduos que voltam ao meio ambiente, gera materiais de alta entropia. Formalmente, isso implica que $\partial R / \partial X < 0$. O efeito total dos ativos naturais sobre a utilidade pode ser descrito por $\frac{\partial U}{\partial R} \frac{\partial R}{\partial X}$. A decisão do agente em explorar o meio ambiente é ponderada pelo efeito direto e indireto que os recursos naturais possuem sobre sua utilidade. Se x_1 for um produto de um processo químico por exemplo, sua expansão pode ter efeitos negativos sobre o meio ambiente ao arremessar seus resíduos sobre um rio, r_1 , tornando-o poluído. Este exemplo deixa claro o embate existente entre atividade econômica e meio ambiente (PERMAN, 2003).

2.2. Os fatos estilizados sobre o meio ambiente

Os dados do relatório do *Intergovernmental Panel on Climate Change* – IPCC (2013) mostram que o setor industrial tem se destacado por ser um dos que mais provocam danos ambientais em âmbito mundial, seja pelo seu processo intensivo em poluentes (gerando resíduos que são descartados na natureza) ou pelo consumo dos recursos naturais (principalmente os energéticos). As emissões do setor decorrem principalmente do processamento de materiais, ou seja, da conversão de recursos naturais (petróleo, minério, etc.) em produtos manufaturados. Ainda segundo o IPCC (2014), suas emissões representam 30% do total de GEEs a nível global. Somente a produção de minerais ferrosos e não ferrosos, principalmente cimento, resultam em 44% do total das emissões diretas e indiretas de CO_2 da indústria.

O Quinto Relatório de Avaliação (AR5) do IPCC (2014) revela ainda que os setores mais intensivos em poluentes são a indústria química e de fertilizantes, pasta e celulose, siderurgia, indústria do cimento, processamento de alimentos e a indústria têxtil. A poluição industrial e o uso intensivo de recursos naturais estão positivamente associados à produção industrial (efeito

escala), à distribuição dos subsetores na economia (efeito composição) e às tecnologias adotadas por eles (efeito tecnologia) (MAY, 2010).

No Brasil, por exemplo, os subsetores potencialmente poluidores (como a indústria química, metalúrgica, celulose, etc.) possuem elevada participação na produção industrial (efeito composição). Além disso, dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2014) mostram que entre 2005 e 2012 o crescimento dos subsetores de alto potencial poluidor foi superior à média da indústria (efeito escala) (Figura 3).

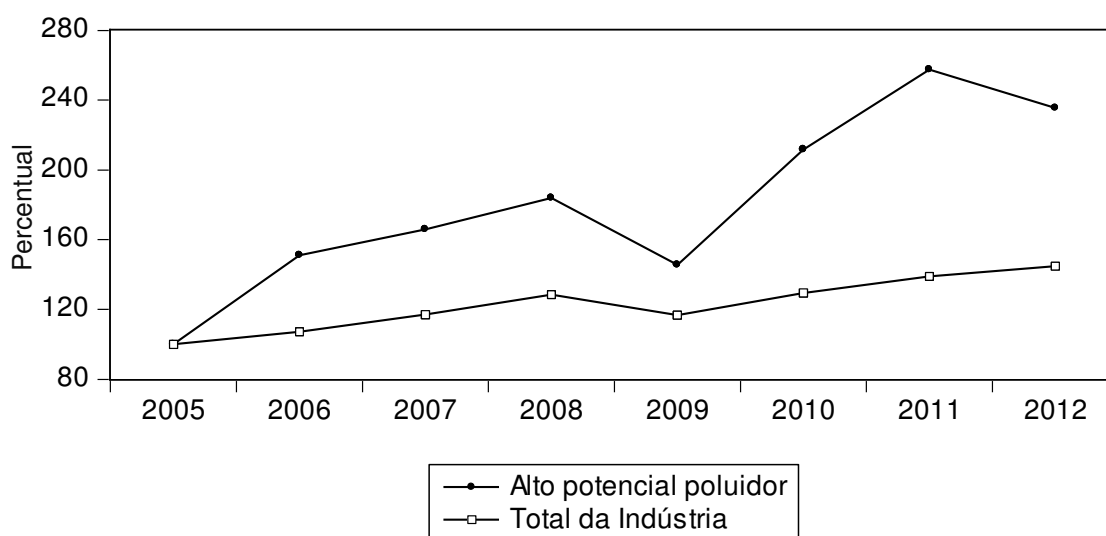


Figura 3. Valor da produção, total da indústria e subsetores com alto potencial poluidor, Brasil, 2005-2012

Fonte: Elaboração própria, dados do IBGE (2014)

Neste período, a indústria brasileira cresceu 44,48%, enquanto os setores com alto potencial poluidor, 135,5% (mais de 3 vezes). May (2010) descreve que o atraso nas normas ambientais e políticas de controle de emissões foram determinantes para explicar o atual quadro ambiental brasileiro. Além disso, o autor argumenta que as estratégias de crescimento baseadas no processo de substituição de importações acabaram expandindo a produção de setores com alto potencial poluidor. Essas medidas também culminaram na especialização de setores intensivos em poluição com elevada participação na pauta de exportações. Regionalmente, a especialização produtiva também tem sido

determinante para explicar as emissões no país. Valha como exemplo a região Sudeste, a qual concentra a maior parte da produção industrial.

Apesar da importância industrial, o PNMC (2014) reporta que as mudanças no uso da terra, principalmente na região Centro-Oeste, foram as que mais contribuíram para as emissões de GEEs no Brasil, em particular através da queima de florestas para cultivo agropecuário⁶. Além do destaque nas emissões de CO₂, a agropecuária também é a maior responsável pela emissão de CH₄, sobretudo pela fermentação entérica do rebanho bovino. Pelos fatos expostos, pode-se dizer que a performance ambiental dos municípios pode ser um retrato da sua especialização produtiva e região de inserção.

⁶ É importante ressaltar que o desmatamento da Amazônia tem sido relacionado a vários outros fatores, além das mudanças no uso da terra, tais como o Arco do Povoamento, as atividades madeireiras, o desbravamento induzido pelo Estado, dentro outros (DINIZ *et al.*, 2009).

3. REVISÃO DE LITERATURA

As questões ambientais atuais (aumento médio da temperatura global, elevação da superfície do mar, mudanças no padrão da precipitação, etc.) têm levado muitos estudos a expandirem o conceito econômico para abranger a produção de bens que a sociedade não deseja (CHIU et al., 2012; FÄRE; GROSSKOPF, 2004; FÄRE et al., 2005). Uma vertente em plena expansão são as medidas de eficiência ambiental. Tais medidas são derivadas de funções onde o conjunto de possibilidades de produção incorporam bens, serviços e externalidades negativas (CHUNG et al., 1997).

O marco teórico do termo “eficiência ambiental” teve início na década 1980, quando pesquisadores focaram sua atenção sobre a escassez energética e sobre os níveis crescentes de emissão CO₂. Os primeiros resultados traçaram alguns cenários futuros para a expansão de CO₂ e fizeram importantes advertências sobre a situação energética mundial (SONG et al., 2012). Edmonds e Reilly (1983), por exemplo, desenvolveram um modelo econômico-energético de longo prazo capaz de assessorar políticas alternativas durante 100 anos. Reister (1984), por sua vez, afirmou que a oferta energética é um dos principais determinantes das emissões de poluentes. Os estudos supracitados concluíram que a eficiência energética é uma das possíveis soluções para reduzir a degradação ambiental. Apesar da relevância do tema, eficiência energética pode ser considerada uma vertente de um modelo mais geral sobre eficiência ambiental.

Pouco depois, Färe et al. (1989) apresentaram um modelo de eficiência ambiental composto por produtos desejáveis (produção de bens e serviços) e não desejáveis (emissões de poluentes). Os autores utilizaram o arcabouço teórico da função microeconômica de produção para relacionar as variáveis.

Zaim e Taskin (2000) fizeram aplicações de um modelo semelhante para analisar a performance ambiental dos países membros da OCDE (*Organisation for Economic Co-operation and Development* – OECD). Os autores mediram a redução ideal do produto para que os países supracitados alcançassem melhor desempenho ambiental. Sands e Leimbach (2003), por sua vez, estudaram as emissões de CO₂ considerando as mudanças no uso da terra. Entre os resultados achados, os autores concluíram que conservação energética e proteção ambiental estão intrinsecamente relacionadas com o aumento da eficiência do processo produtivo. A maior parte dos estudos aplicados nessa área utilizam dados a nível nacional e desconsideram os efeitos que as particularidades dos países possam ter sobre os indicadores de performance. Ou seja, estudos regionalizados são importantes para a formulação de políticas ambientais específicas em cada país.

No Brasil, por exemplo, modelos de avaliação da performance ambiental ainda são muito escassos, mesmo o país sendo uma potência mundial quando se trata de recursos naturais. Entretanto, existem alguns indicadores de sustentabilidade regionais que objetivam mensurar os efeitos da atividade humana sobre o meio ambiente, tal como a pegada ecológica (BECKER et al., 2012). Esse indicador relaciona a capacidade dos ecossistemas com o padrão de consumo das localidades (REES et al. 1998). Mesmo assim, o foco principal reside no efeito negativo do crescimento sobre o consumo dos recursos naturais, desconsiderando o fato de que a escolha do nível de degradação é uma variável de decisão dos municípios e envolve questões relacionadas ao bem estar promovido por esse crescimento. Outra limitação é o alto custo da construção desse indicador em regiões pouco desenvolvidas, o que dificulta a formulação de modelos que relacionam a degradação com as características regionais, fato crucial para a formulação de políticas ambientais a nível municipal.

Sendo assim, este estudo pretendeu preencher uma lacuna no que diz respeito à análise da performance ambiental dos municípios brasileiros. Em resumo, este estudo pretende construir um indicador de eficiência ambiental baseado no arcabouço teórico da função de produção microeconômica, e relacionar variáveis socioeconômicas com a performance das localidades.

4. O MODELO TEÓRICO

4.1. A eficiência ambiental

Entende-se por eficiência ambiental a habilidade de uma unidade em produzir determinado nível de bens e serviços, emitindo a menor quantidade possível de poluentes (FÄRE et al., 2005). Conforme Chiu et al. (2012) defendem, medidas de eficiência ambiental são adequadas ao problema de analisar o impacto das ações humanas sobre o meio ambiente por dois motivos principais. Em primeiro lugar, os indicadores de eficiência permitem classificar os municípios conforme seu padrão de degradação ambiental, oferecendo uma ferramenta para a implementação de políticas públicas. Neste sentido, os municípios que são eficientes podem servir de exemplo e ações ambientais podem ser copiadas pelos ineficientes. Em segundo lugar, a literatura econômica oferece um arcabouço teórico-analítico bem fundamentado para a estimação desses indicadores, qual seja, a teoria microeconômica do comportamento das firmas. Portanto, os autores argumentam que a distância relativa dos municípios em relação à fronteira de possibilidades de produção pode ser uma medida do seu desempenho ambiental e uma forma pertinente de analisar o problema da degradação do meio ambiente.

O problema de medir a eficiência ambiental de um município é importante tanto por questões teóricas quanto práticas. Se os argumentos teóricos quanto à eficiência relativa puderem ser testados empiricamente, então pode-se utilizar medidas de eficiência para tomar decisões quanto à estrutura de produção. Porém, não existe uma medida única e satisfatória. A produtividade do trabalho, por exemplo, foi considerada uma medida adequada de eficiência por um longo

tempo. Nesse sentido, a literatura tem se esforçado para construir indicadores de eficiência que levassem em consideração situações de múltiplos produtos e insumos (FARREL, 1957).

Percebe-se, assim, que “eficiência” e “produtividade” são conceitos distintos. Antes de discutir sobre o modelo teórico, é necessário diferenciar esses termos. Primeiramente, Zhu (2003) define uma tecnologia de produção com um insumo x , um produto y e três firmas, denominadas A, B e C, conforme a expressão (13):

$$P(x) = \{y_i : x_i \text{ produz } (y_i)\}, i = A, B, C, \quad (13)$$

a qual mostra um conjunto de possibilidades de produção $P(x)$ factível, em que o produto y pode ser produzido pelo emprego do insumo x . Por meio desse conceito de função de produção estática de curto prazo, pode-se mostrar os conceitos de produtividade e eficiência graficamente (Figura 4).

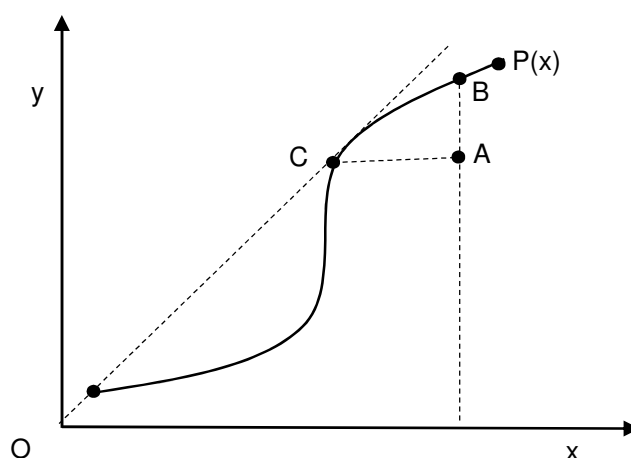


Figura 4. Função de produção de curto prazo, produtividade e eficiência
Fonte: Elaboração própria

Todos os pontos que estão sobre a fronteira de possibilidades de produção, $P(x)$, podem ser considerados tecnicamente eficientes, pois estão utilizando os insumos para produzir a quantidade máxima possível para a referente tecnologia. Seus escores de eficiência podem ser considerados iguais à unidade (máxima eficiência). Na Figura 4, esses pontos são representados por

B e C. Já o ponto A é dito ineficiente, uma vez que com a mesma quantidade de insumos seria possível produzir y_B . Enquanto isso, o ponto C pode ser considerado de maior produtividade em relação a B. Para visualizar, suponha-se um aumento marginal de produção do ponto C para B. Para gerar o produto y_B , a firma terá que expandir seus insumos do ponto C para A, representado por CA, enquanto a expansão na produção ocorre do ponto A para B, representado por AB. Nota-se que a expansão do produto AB é inferior ao aumento dos insumos CA, isto é, $\frac{AB}{CA} < 1$. Além disso, o segmento OC tangencia a função no ponto C com o maior ângulo possível, indicando que, até este ponto, a produtividade média do insumo é crescente. A partir do ponto C, a produtividade média passa a ser decrescente.

Conforme dito, o ponto A é tecnicamente ineficiente e de menor produtividade que B ou C (possui ângulo menor), mas existem dois vetores factíveis que podem tornar A eficiente. O primeiro é deslocando A para o ponto C, através de medidas que reduzam seu insumo de produção, mantendo fixa a quantidade produzida, denominada escolha de orientação “*input*”. Seu escore de eficiência com essa orientação pode ser representado por $0 < \frac{y_A/x_A}{y_C/x_C} < 1$ e o vetor de projeção para a fronteira pode ser denominado AC. Outra forma de representar o escore de eficiência de A é pela expressão $\frac{y_C C}{y_A A} = \theta$, em que $y_C C$ é um vetor direcional que liga o eixo y ao ponto C; e $y_A A$ é um vetor direcional que liga o eixo y ao ponto A. O fato de a firma A não estar sobre P(x) torna seu escore θ menor que a unidade. Isso significa que quanto menor for θ , mais distante a firma estará da fronteira. A expressão $1/\theta$, conhecida como distância de Shephard (1970), indica a distância da fronteira.

O segundo vetor que pode tornar A eficiente é aquele que expande a quantidade produzida para y_B , mantendo constante o nível de insumos. Esta escolha é denominada orientação “*output*”. Desse modo, seu escore de eficiência pode ser representado por $0 < \frac{y_A/x_A}{y_B/x_B} < 1$ e o vetor de projeção para a fronteira pode ser denominado AB. Outra forma de representar o escore de

eficiência de A é pela expressão $\frac{X_A A}{X_B B} = \theta$, onde $X_A A$ é um vetor direcional que liga o eixo x ao ponto A; e $X_B B$ é um vetor direcional que liga o eixo x ao ponto B.

Em teoria da produção, vista pela perspectiva *input*, pode-se definir eficiência como o ponto em que a isoquanta intercepta a curva isocusto mais baixa. Em outras palavras, eficiência pode ser entendida como a habilidade de produzir determinada quantidade de produtos desejáveis ao menor custo possível, dadas as restrições tecnológicas. Na perspectiva *output*, este conceito pode ser retratado como a máxima produção de bens e serviços desejáveis, mantendo constante o nível de insumos utilizados, dentro de um conjunto de possibilidades de produção (VARIAN, 1992).

O ponto ótimo de Pareto, na definição de Koopmans (1951), é atingido quando não for possível aumentar a quantidade de bens desejáveis da firma, dado um vetor factível de insumos, sem que outro bem seja reduzido; ou reduzir a quantidade de insumos, sem que isso necessite reduzir a produção ou aumentar outro insumo para manter constante o nível produtivo.

De maneira geral, eficiência técnica pode ser entendida como as melhores práticas possíveis de produção, comparando a relação (y/x) realizada com a relação $(y/x)^*$ ótima (FÄRE et al., 2005). Por isso, estimar a eficiência técnica ambiental empiricamente pode fornecer informações importantes para melhor gerir os recursos naturais e controlar os danos ambientais causados pela atividade econômica.

Embora durante o processo de produção produtos não desejáveis (como a poluição) sejam normalmente produzidos, as medidas de eficiência por muito tempo se preocuparam apenas com produtos comercializáveis. Um dos motivos é a dificuldade de mensurar o preço sombra desses bens. Mas, não os incorporar, além de gerar viés em medidas de eficiência, significa desconsiderar a atenção social pela preservação do meio ambiente. Por esse motivo, os modelos tradicionais de maximização do produto no contexto ambiental não podem ser utilizados, pois deve-se estendê-los para tornar possível a inclusão de produtos não desejáveis (SONG et al., 2012; CHUNG et al., 1997).

É evidente que avaliar a eficiência ambiental dos países, estados ou municípios (como no presente estudo) pode ter implicações importantes na formulação de política públicas que visam promover o desenvolvimento sustentável. Por isso, muitos estudos aplicam modelos de eficiência para estudar panoramas econômicos e os efeitos ambientais (CHIU et al., 2012). Pode-se destacar cinco possibilidades de estruturas de produção neste contexto (SEIFORD; ZHU, 2002). A primeira é ignorar a influência dos produtos não desejáveis. No entanto, não incorporá-los pode gerar viés em medidas de eficiência (CHUNG et al., 1997). A segunda é tratá-los de forma não linear, conforme Färe et al. (1989). Mas este procedimento gera complicações metodológicas em problemas de programação. A terceira é utilizar modelos com restrição aos pesos para os produtos não desejáveis. Neste contexto, maximiza-se a produção dos produtos desejáveis, mantendo constante o nível dos não desejáveis, mas perde-se informações importantes sobre a variação do segundo tipo de produto. A quarta é retratar os bens não desejáveis como insumos, podendo, assim, minimizá-los. Porém, ao representá-los como insumos, tal abordagem acaba não refletindo a real estrutura de produção (SONG et al., 2012). A quinta é redefinir a poluição como “ausência da poluição” por meio de uma transformação monotônica. Essa abordagem possui três vantagens. Mantém-se a estrutura da função de produção ao incorporar a poluição como um produto. Satisfaz o axioma da monotonicidade e preserva as relações de convexidade. E por fim, pode ser obtida por um processo relativamente simples, tal como o inverso da variável “poluição”. Teoricamente, as unidades buscarão maximizar dois bens desejáveis: a produção de bens e serviços e a ausência de emissões (CHUNG et al., 1997; FÄRE et al., 2005; ZHANG; CHOI, 2013).

4.2. A tecnologia do conjunto de possibilidades de produção com produtos desejáveis e não desejáveis

Em geral, a produção de bens que aumentam o bem estar social, tais como os combustíveis, os alimentos ou os produtos manufaturados, por

exemplo, está associada a outros bens que a sociedade não deseja⁷, como a degradação dos rios, queima das florestas ou a emissão de GEEs (ZHANG; CHOI, 2013). Como esses bens são produzidos em uma relação de complementariedade, emerge o *trade-off* entre expandir a capacidade produtiva da economia e conservar o meio ambiente, ou seja, entre crescimento econômico e qualidade ambiental.

De maneira formal, pode-se denotar um bem desejável por $y \in \mathfrak{R}_+^M$, um bem não desejável por $b \in \mathfrak{R}_+^I$ e os insumos $x \in \mathfrak{R}_+^N$. Os conjuntos de bens desejáveis e não desejáveis são compactos e fechados⁸ para cada vetor de insumo x , isto é, quantidades finitas de insumos produzem quantidades finitas de bens (FÄRE et al., 2005). Dito isso, descreve-se a tecnologia de produção geral conforme a expressão (4a):

$$P(x) = \{(y, b) : x \text{ produz } (y, b)\}. \quad (4a)$$

Em outras palavras, o vetor de insumos x permite produzir o conjunto $P(x)$ que é composto por bens desejáveis, y , e não desejáveis, b . A aplicação da expressão (4a) pode ser estendida a vários bens desejáveis e não desejáveis:

$$y = (y_1, \dots, y_M) \in \mathfrak{R}_+^M \text{ e } b = (b_1, \dots, b_I) \in \mathfrak{R}_+^I. \quad (4b)$$

Segundo Färe et al. (2005), a tecnologia proposta pela expressão (4a) é consistente com o modelo neoclássico tradicional, com exceção da especificação do bem não desejável. Assim, para introduzir a externalidade no modelo tradicional, alguns pressupostos devem ser considerados. Primeiramente, os autores sugerem considerar as emissões de poluentes (ou os subprodutos não desejáveis gerados no processo produtivo) como produtos na função de produção, uma vez que eles estão sendo conjuntamente produzidos com os bens desejáveis. Esta condição é modelada por meio do pressuposto *null jointness*:

⁷ Varian (1992) utiliza a definição “*bad goods*” para descrever bens não desejáveis.

⁸ Para Färe e Primont (1995), a escassez de insumos induz à escassez de bens.

$$\text{Se } (y,b) \in P(x) \text{ e } b = 0, \text{ então } y = 0. \quad (5)$$

Portanto, o conjunto de bens não desejáveis apenas será nulo se, e somente se, o conjunto de bens desejáveis também o for. Logo, isso implica que se algum bem desejável for produzido em uma quantidade positiva, algum bem não desejável também será.

De forma geral, a produção de um bem desejável pode gerar uma externalidade negativa para a sociedade, implicando em perda de eficiência do ponto de vista social (PIGOU, 1920). Mas, medidas que eliminem a externalidade podem ser mais danosas do que a própria externalidade, uma vez que a restrição a um bem não desejável (como emissões de poluentes) quase sempre implica em redução de um bem desejável (como o crescimento econômico) (COASE, 1960). Apesar disso, níveis mais baixos de emissões podem ser alcançados se a sociedade estiver disposta a abrir mão de parte da renda. Formalmente, esta hipótese é definida por Färe et al. (2005) sob a condição de que os bens são “fracamente descartáveis”:

$$\text{se } (y,b) \in P(x) \text{ e } 0 \leq \theta \leq 1, \text{ então } (\theta y, \theta b) \in P(x), \quad (6)$$

em que θ é um parâmetro para a produção dos bens desejáveis e não desejáveis. Como fica evidente pela expressão (6), somente é possível mitigar totalmente a externalidade se a sociedade estiver disposta a abrir mão do bem desejável, dado um nível fixo de insumos (CHUNG et al., 1997).

Na visão de Färe et al. (2005), dado um vetor x de insumos, reduções nos bens não desejáveis são sempre possíveis desde que os produtos desejáveis sejam também reduzidos em alguma proporção. A condição imposta na expressão (6) é denotada por Zhang e Choi (2013) como “descartabilidade fraca (*weak-disposability*)”, pois a redução das emissões de GEEs implica em um custo de oportunidade mensurado pela redução proporcional do bem desejável. Já para Chung et al. (1997), a condição em (6) implica que um nível $b \neq 0$ é inevitável, uma vez que a única forma de mitigar as externalidades é não produzindo o bem desejável, mantido o padrão tecnológico constante.

Por outro lado, pode-se assumir que os bens desejáveis sejam “fortemente descartáveis”:

$$\text{se } (y,b) \in P(x) \text{ e } (y',b) \leq (y,b) \text{ então } (y',b) \in P(x), \quad (7)$$

ou seja, se um vetor de bens desejáveis e não desejáveis é factível, então qualquer vetor com uma quantidade inferior de bens também é. Pode-se, então, reduzir a produção de alguns bens desejáveis sem aumentar significativamente os custos da sociedade (FÄRE et al., 2005). É importante notar que se uma tecnologia de produção satisfaz a condição expressa em (7), ela também satisfaz a condição em (6), contudo, o inverso nem sempre ocorre⁹.

Outro aspecto relevante diz respeito aos axiomas das preferências. Se um bem é não desejável (como a emissão de poluentes) o axioma da monotonicidade forte, isto é, se $x \geq y$ e $x \neq y$ então $x \succ y$, não é satisfeito, pois o agente afetado pela externalidade deseja quantidades cada vez menores do bem¹⁰ (VARIAN, 1992). Essa limitação teórica tem levado pesquisadores a utilizar a função de distância do produto direcional (*Directional Output Distance Function*), visto que ela acomoda os pressupostos microeconômicos de tecnologias com bens desejáveis e não desejáveis (CHUNG et al., 1997; FÄRE et al., 2005; ZHANG; CHOI, 2013).

Para ilustrar a função, seja $g = (g_y, g_b)$ um vetor direcional e $g \in \Re^M \times \Re^I$, então, pode-se definir a função de distância direcional por:

$$\bar{D}_0(x, y, b; g_y, -g_b) = \max \{ \beta : (y + \beta g_y, b - \beta g_b) \in P(x) \}. \quad (8)$$

A função descrita na expressão (8) visa aumentar o bem desejável e reduzir o não desejável simultaneamente. O vetor direcional é dado por $g = (g_y, -g_b)$. Adiciona-se o vetor direcional ao vetor observado (y, b) e a

⁹ A condição (6) sugere que a redução da produção de bens desejáveis seja factível em alguma proporção, assumindo a existência de custos sociais. Já a condição (7) indica que essa redução, em algumas circunstâncias, não envolve custos significativos.

¹⁰ Varian (1992) sugere redefini-lo como “ausência de emissões”, satisfazendo o axioma.

observação é dimensionada ao longo de g até $P(x)$. A referida função possui a “Propriedade de Transformação Invariante (*Translation Invariance Property*)”, conforme a expressão (9):

$$\bar{D}_0(x, y + \alpha g_y, b - \alpha g_b; g_y, -g_b) = \bar{D}_0(x, y, b; g_y, -g_b) - \alpha, \alpha \in \mathbb{R}. \quad (9)$$

Dizendo de modo diferente, os escores de eficiência não são afetados por mudanças nas unidades de medida das variáveis. Segundo Färe et al. (2005), a função descrita acima é análoga à homogeneidade da função de distância de Shephard (1970):

$$\bar{D}_0(x, y, b) = \min\{\theta : (y/\theta, b/\theta) \in P(x)\}. \quad (10)$$

Se o vetor direcional é escolhido, ou seja, $g_y = y$ e $g_b = b$, então:

$$\bar{D}_0(x, y, b; g_y, -g_b) = \frac{1}{D_0(x, y, b)} - 1. \quad (11)$$

A função de distância direcional é também uma medida de desempenho. Em termos gerais, se

$$\bar{D}_0(x, y, b; g_y, -g_b) = 0, \quad (12)$$

então o agente é eficiente em relação à direção $(g_y, -g_b)$. Se $\bar{D}_0(x, y, b; g_y, -g_b) > 0$, então a produção do agente em questão está abaixo da fronteira, tornando-o ineficiente.

Concluindo, o desempenho ambiental dos municípios brasileiros pode ser mensurado incorporando os bens desejáveis e não desejáveis na função de produção. A pressuposição de que os bens sejam produzidos conjuntamente permite analisar o *trade-off* entre produzir e conservar sob a perspectiva da função de produção dos municípios. Dessa forma, pode-se criar medidas de desempenho que são compatíveis com o arcabouço teórico-analítico da economia tradicional, adicionando as externalidades na função objetivo.

5. OS TRANSBORDAMENTOS DE TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

O desempenho ambiental é frequentemente colocado sob a perspectiva do resultado técnico de produção dos agentes (CHUNG et al., 1997; FÄRE; GROSSKOPF, 2004; KUOSMANEN; KORTELAJEN, 2005). Embora essa seja realmente a essência da performance ambiental, muitos estudos têm destacado o papel da difusão tecnológica nesse contexto (BEISE; RENNINGS, 2004; ASHWORTH et al., 2006; HUBER, 2008). Em linha gerais, a existência de tecnologias ou processos gerenciais ambientalmente mais limpos induz os chamados “transbordamentos ambientais”, que são transbordamentos tecnológicos capazes de melhorar a performance ambiental.

De forma geral, os transbordamentos ambientais, também chamados de *spillovers* ambientais, são a influência da transmissão do conhecimento e das tecnologias sobre a atividade econômica, de forma a minimizar os efeitos da produção sobre o meio ambiente. Storper (1997) define “efeito *spillover*” como a relação de interdependência entre produção e comunicação em um processo dinâmico de difusão do conhecimento. Esse processo ocorre principalmente pela interação entre diferentes agentes e a proximidade com instituições públicas comuns (universidades, associações regionais, administrações públicas, etc.) em um espaço geográfico definido (GALDEANO-GÓMEZ; CÉSPEDES-LORENTE, 2008).

No presente estudo, é razoável supor que os municípios menos eficientes podem aprender com os mais eficientes, tornando possível a existência de agrupamentos de alta e baixa eficiências. Por exemplo, se agricultores percebem que seus pares em municípios vizinhos adotaram algumas das técnicas de redução de emissões preconizadas pelo Plano Agricultura de Baixo Carbono (Plano ABC) e obtiveram êxito, podem também

procurar alterar suas práticas na mesma direção. Por isso, essa análise se faz bastante necessária nesse cenário.

A existência de *spillovers* ambientais ganhou notória atenção após a publicação do artigo “*Adoption and diffusion of green innovations*” de Driessen e Hillebrand (2002). Conforme argumentam os autores, as inovações ambientais têm importante papel na redução dos efeitos produtivos sobre o meio ambiente, pois criam novas maneiras de relacionar desenvolvimento econômico e recursos naturais. Nesse sentido, a implementação de novas tecnologias ambientais pode ter seu efeito expandido por meio da difusão do conhecimento.

Para entender melhor o conceito, pode-se citar um exemplo de uma firma não bem-sucedida na adoção de uma estratégia ambiental. As demais vão observar o efeito dessa estratégia e, possivelmente, vão adotar outras possibilidades disponíveis em virtude do fracasso. Este fenômeno ocorre por que o conhecimento de uma firma, ou inovação, pode fazer parte do conjunto de decisões das demais, caracterizando os transbordamentos ambientais (GALDEANO-GOMES, 2008).

Conceitualmente, inovação é qualquer ideia ou prática que altere a percepção dos indivíduos quanto à determinada situação (ROGER, 1995). No âmbito ambiental, trata-se da criação de novas tecnologias, práticas produtivas ou formas organizacionais que reduzam os danos ambientais. A separação do lixo em orgânicos, vidros e metais, por exemplo, pode ser entendida como uma inovação ambiental tanto quanto a criação de um motor automobilístico ambientalmente mais limpo, desde que sejam percebidas pela sociedade como novidades (DRIESSEN; HILLBRAND, 2002).

Outra questão relevante diz respeito ao grau da difusão de inovações ambientais. Driessen e Hillbrand (2002) argumentam que a existência de transbordamentos ambientais depende diretamente da difusão (ou adoção) das novas práticas. Como exemplo, os autores citam o sucesso da organização dos resíduos na Holanda e o fracasso da mesma política ambiental em outros países. Isso ocorre em razão dos vários fatores que determinam o grau de disseminação do conhecimento, tais como a vantagem relativa em sua implementação, a compatibilidade com a realidade local, a complexidade em adotá-la, a possibilidade de poder testá-la, a observância dos resultados a partir de outras experiências e, por fim, a incerteza do seu sucesso em outras realidades. Dessa

forma, todos estes fatores tendem a afetar, em algum grau, a “taxa de adoção” de novas tecnologias ambientais (ROGER, 1995).

É importante notar que existem fatores externos que também podem influenciar o transbordamento ambiental, entre os quais pode-se falar da competitividade e da participação do governo (DRIESSEN; HILLBRAND, 2002). Em alguns casos, a inovação ambiental (e, posteriormente, a difusão) ocorre em função da necessidade de redução dos custos de produção. Um exemplo disso foi a substituição que ocorreu na matriz energética mundial após os dois choques do petróleo na década de setenta, numa tentativa de diminuir a dependência desta fonte energética (PITT; LEE, 1981)¹¹. Neste sentido, há busca por copiar tais estruturas com o intuito de se tornar mais competitivo. Ademais, o governo, por ser o principal fornecedor de inovação ambiental (já que na maioria das vezes o benefício da ação ambiental é um bem público), também pode estimular a mudança de comportamento da sociedade quanto ao consumo de bens intensivos em emissões, desenvolvendo mercados para os “produtos verdes¹²” ou restringindo a comercialização dos bens que degradam demasiadamente o meio ambiente. Por isso, tanto a competitividade entre firmas quanto a participação do governo podem melhorar a performance ambiental dos municípios (DRIESSEN; HILLBRAND, 2002).

A existência de *spillovers* ambientais em âmbito internacional é bem documentada no estudo de Perkins e Neumayer (2009). Analisando 77 países entre os anos de 1980 e 2005, os autores chegam à conclusão de que as nações com baixa eficiência ambiental não apenas melhoram mais rapidamente os indicadores ambientais por meio dos transbordamentos, como também conseguiram se aproximar economicamente daquelas mais desenvolvidas, melhorando as relações de comércio.

Já a nível nacional, muitos estudos utilizam o arcabouço teórico de Roger (1995) para explicar a difusão das tecnologias ambientais entre municípios (DRIESSEN; HILLBRAND, 2002; ASHWORTH et al., 2006). Uma maneira de enxergar a existência dos *spillovers* ambientais pode ser observada no

¹¹ No caso brasileiro, pode-se citar o Programa PróAlcool, desenvolvido para diminuir a dependência dos combustíveis fósseis (ANDRADE et al., 2008).

¹² Termo utilizado para fazer referência a produtos com menor intensidade em emissões (DRIESSEN; HILLBRAND, 2002).

comportamento das firmas. Tallman et al. (2004) argumentam que as firmas que estão dentro do mesmo espaço geográfico podem se agrupar para melhorar sua performance perante as outras que não se encontram na mesma região (como no caso da formação de cooperativas agrícolas). Por esse motivo, é plausível a existência de externalidades ambientais positivas entre as firmas e, consequentemente, entre municípios.

Também é importante reportar que se uma firma adota estratégias produtivas sustentáveis, a área na qual a mesma está inserida também recebe a reputação de ser mais sustentável que as demais, o que beneficia as outras empresas próximas e aumenta a probabilidade de existirem novas firmas “limpas” nesta região. O contrário também é verdadeiro, uma vez que se a região possui a reputação de ser intensiva em emissões, qualquer firma inserida nesse espaço também irá receber essa avaliação da sociedade. Neste cenário, haverá maior probabilidade de inserção de novas empresas “sujas”, pois estas acreditam haver menor preocupação social com o meio ambiente. O resultado dessas ações é a concentração regional de municípios eficientes ou ineficientes em razão do transbordamento.

Pode-se estender o fato supracitado aos próprios municípios, visto que a aplicação de práticas ambientais de sucesso melhora a reputação da localidade nacionalmente e acaba servindo de exemplo para os demais. A principal vantagem do município em inovar ambientalmente é reduzir os efeitos da produção sobre o meio ambiente, além de ser pioneiro neste aspecto e reconhecido pela sua prática sustentável (UHR; UHR, 2014).

Entre as formas mais comuns de inovação ambiental por parte dos governos municipais, está a adoção de taxas ambientais. Ashworth et al. (2006) mostram que a adoção de “taxas verdes” reflete a preocupação social com o meio ambiente. Contudo, a inovação nesse sentido possui grande custo político e os governantes acabam não se comprometendo a aplicá-las em razão da restrição eleitoral. Em resumo, as preferências da sociedade quanto ao meio ambiente são determinantes para a existência de “taxas verdes”. Os autores ainda defendem que a aplicação de taxas dessa natureza pode, entretanto, aumentar a probabilidade de outros municípios adotá-las, configurando transbordamentos ambientais.

Em concordância aos argumentos de Ashworth et al. (2006), Uhr e Uhr (2014) ressaltam ainda que a reputação do regulador também possui papel importante nos transbordamentos ambientais, uma vez que a aplicação de determinada taxaçoão pode sinalizar de forma crível a disposição dos demais governos municipais para adotar medidas semelhantes. Os resultados de Uhr e Uhr (2014) para o caso brasileiro justificam a tese de que o valor das multas ambientais aplicadas em uma determinada região influencia negativamente o número de infrações nas regiões vizinhas.

Por tudo isso, é possível que a eficiência ambiental dos municípios também esteja associada aos efeitos dos *spillovers* ambientais. Esta é uma hipótese de suma importância para políticas ambientais no Brasil, pois a existência de transbordamentos ambientais intensifica os efeitos de ações sustentáveis tanto no âmbito municipal quanto no regional.

6. OS DESENHOS DE MECANISMO AMBIENTAIS

6.1. As emissões de GEEs como externalidades negativas

As emissões de GEEs no contexto ambiental podem ser consideradas externalidades negativas, pois causam prejuízos aos agentes que não estão diretamente envolvidos com o processo produtivo, como diminuição da qualidade do ar, problemas de saúde, diminuição da qualidade de vida, dano aos ecossistemas, por exemplo, e não são compensados pelo sistema de preços (MUSSO; ROTHENGATTER, 2013).

De maneira geral, entende-se por externalidade a perda de bem estar ou possibilidade de produção causada em um agente em virtude das ações de outro (SALANIE, 2000). Nesse contexto, o mecanismo de preço não reflete os verdadeiros custos e benefícios marginais do mercado e não sinaliza o equilíbrio eficiente. Este fato motivou alguns trabalhos a sugerir mecanismos alternativos para alocar os recursos de forma a garantir resultados eficientes (PIGOU, 1920; COASE, 1960; VARIAN, 1992).

A abordagem de Pigou (1920) sugere a criação de um mecanismo baseado na teoria do bem estar que compense os indivíduos afetados ou penalize os causadores a fim de que o ótimo social seja alcançado. A taxa pigouviana, como ficou conhecida, impõe uma penalidade ao agente causador da externalidade que conduz à alocação eficiente dos recursos, baseada no princípio do custo social¹³, conforme mostra as expressões (2a) e (2b):

¹³ O custo social é a soma do custo marginal privado (C_{mgP}) e o custo marginal da externalidade (C_{mgE}) (PIGOU, 1920).

$$\max_x : \pi = px - c(x) - tx \quad (2a)$$

$$U = -e(x), \quad (2b)$$

em que π representa o lucro da firma emissora de poluentes; px a receita para a quantidade x de produção; $c(x)$ os custos variáveis de produção; tx a taxa pigouviana para cada unidade produzida do bem; U a utilidade do agente afetado pela externalidade; e $e(x)$ o efeito da externalidade produzida pela firma sobre a utilidade do agente. As condições de primeira ordem para a maximização do problema tornam-se:

$$p = c'(x) + t, \quad (3)$$

a qual conduz à quantidade x socialmente eficiente e à internalização da externalidade negativa, pois, por pressuposição, $t = e'(x)$ ¹⁴.

Entretanto, segundo Coase (1960), existem alguns importantes problemas em relação à abordagem de Pigou (1920). Primeiro, ela não considera a natureza recíproca do problema, pois, conforme ele aponta, evitar um prejuízo a um agente econômico é uma ação concomitante à imposição de um outro prejuízo ao agente que é coibido de produzir esta externalidade. Portanto, o problema fundamental, na visão de Coase (1960), não é determinar a taxa pigouviana ótima, mas sim a definição dos direitos de propriedade, que após serem bem definidos, podem ser transacionados no mercado, desde que os custos de transação sejam suficientemente baixos.

Ademais, Coase (1960) afirma que a análise de Pigou (1920) não considera a existência de arranjos sociais distintos, pois se compara o custo social diretamente ao custo privado em algum período específico. Coase (1960) sugere que o problema da externalidade deva ser analisado a partir do custo social total, em que são comparados os cenários onde a externalidade é mitigada e um cenário alternativo. A exclusão da externalidade, segundo ele, pode ser uma situação relativamente inferior do ponto de vista do ótimo social em relação à situação onde a mesma está presente. Nesse sentido, a abordagem de Coase

¹⁴ Pigou (1920) sugere que a taxa seja igual à perda de utilidade marginal da externalidade.

(1960) sustenta-se no multiposicionamento do problema. Coase (1960) considera irrealista a definição de produto social, uma vez que alternativas distintas não são comparadas em termos totais.

Por fim, mesmo se fosse possível a implementação de um tributo que conduza ao ótimo social, o governo enfrenta a dificuldade de mensurar com exatidão os efeitos das externalidades e, portanto, de encontrar a quantidade ótima do ponto de vista social. Se esta fosse uma medida de fácil implementação, o governo poderia por si regulamentar a produção por meio de medidas de comando e controle para atingir o ponto ótimo. Adicionalmente, nada garante que a taxa pigouviana compense, de fato, os agentes afetados pelas externalidades (COASE, 1960). A alternativa proposta pelo autor é analisar o custo de oportunidade como forma de dar sustentação teórica aos problemas relacionados às externalidades, comparando os benefícios e custos sociais caso a externalidade seja penalizada, ou seja, comparando os produtos sociais totais de cada cenário.

Além dos problemas apontados por Coase (1960), Varian (1992) argumenta que a assimetria informacional pode impedir a criação de uma taxa pigouviana eficiente, pois o governo desconhece os custos reais impostos pelas externalidades. Não obstante, espera-se que os agentes tenham razoável ideia da externalidade que causam. Varian (1992) propõe um mecanismo que os incentiva a revelarem corretamente os custos que são impostos aos demais. No primeiro estágio, os agentes ($i=1,2$) apresentam as taxas pigouvianas t_i que podem ou não ser eficientes. Se o agente causador da externalidade ($i=1$) produz x unidades de produto, então ele paga $t_2(x)$; e o agente que é prejudicado ($i=2$) recebe $t_1(x)$. Cada agente está sujeito a uma multa relacionada à diferença anunciada por eles. Ou seja, os agentes apenas não serão penalizados se $t_1 = t_2$. O equilíbrio deste problema emerge quando o agente produz o nível eficiente de externalidade, assegurando a condição de ótimo $t_1 = t_2$.

A proposta de Varian (1992) se aproxima teoricamente da taxa pigouviana, porém, o mecanismo de incentivos à redução das externalidades corrige o problema de assimetria informacional, uma vez que os agentes envolvidos são forçados a revelarem o verdadeiro impacto das externalidades, alcançando o equilíbrio perfeito do subjogo, isto é, um equilíbrio no qual cada agente leva em consideração a decisão do outro. Contudo, Varian (1992) não

explica claramente o que ocorre com o valor imposto aos agentes caso as taxas reveladas sejam diferentes, pois, como ambos são penalizados, parte dos recursos vai para o governo e não há indicação sobre a aplicação desses recursos. De outra forma, não há como garantir que a informação sobre o impacto das externalidades seja simétrica, pois um agente pode desconhecer a função de custos ou de utilidade do outro agente.

Percebe-se que o embate sobre a externalidade gira em torno da participação do governo sobre as condições de equilíbrio de mercado. As abordagens de Pigou (1920) e Varian (1992) convergem para a adoção de políticas públicas, enquanto a de Coase (1960) sugere que o equilíbrio possa ser alcançado quando os direitos de propriedade são bem definidos. Na prática, porém, os poluidores não sabem exatamente quais são os reais efeitos da externalidade que produzem. Por isso, seria difícil estabelecer direitos de propriedade.

Outro importante aspecto diz respeito às diferentes estruturas de produção. Nem sempre os agentes se encontram sobre a fronteira de possibilidades de produção. Prova disso são as diferenças encontradas entre agentes poluidores que geram quantidades semelhantes de bens desejáveis, mas que degradam o meio ambiente de forma diferente. Podem-se citar como exemplo as economias do Canadá e da Espanha, que obtiveram níveis semelhantes de produção em 2010, mas as emissões de CO₂ do primeiro foram 85% superiores às do segundo (WORLD BANK, 2015).

Além disso, o argumento de Coase (1960) sobre a análise dos rearranjos sociais faz bastante sentido quando se percebe que atualmente as economias não conseguem implementar medidas efetivas de redução das emissões. Para exemplificar, vejam-se as metas de redução acordadas no Protocolo de Quioto e as ações que efetivamente foram tomadas pelos diversos países participantes (GUESNERIE, 2006). O modelo de Pigou (1920) parece ser, então, uma solução particular onde a sociedade valoriza mais os efeitos negativos da produção (como a degradação ambiental) do que os efeitos positivos (consumo de bens e serviços). Todavia, essa hipótese pode não fazer sentido para economias que estão atrás do ponto de máximo da *Environmental Kuznets Curve* (EKC)¹⁵, como

¹⁵ O modelo EKC descreve a degradação ambiental como uma função não linear da renda *per capita*. A ideia é que, para níveis iniciais de desenvolvimento, a degradação ambiental tende a

o Brasil, haja visto que a preocupação social com o meio ambiente passa a ser incisiva somente a partir de um determinado *threshold* de renda.

Por este motivo, é importante considerar a disposição da sociedade a pagar pela redução das emissões, bem como a eficiência ambiental dos poluidores. Este estudo, nesse sentido, se propõe a desenhar um mecanismo no qual o poluidor é penalizado pela unidade adicional de produção (taxa pigouviana), mas recebe uma recompensa caso esteja na fronteira de eficiência ambiental. Dizendo em outras palavras, espera-se que o mecanismo, além de penalizar os poluidores, incentive-os a agirem de maneira mais eficiente e incorpore na função objetivo o real desejo social em diminuir a degradação ambiental.

6.2. A construção de um mecanismo baseado na eficiência ambiental

A teoria econômica tradicional defende que os problemas de alocação de recursos no sistema econômico podem ser resolvidos via mercado. Essa conclusão é obtida a partir do primeiro teorema do bem estar, o qual sugere que, em um mercado onde todos os bens e serviços são precificados, o equilíbrio competitivo é Pareto-eficiente. Em outras palavras, o equilíbrio competitivo desconsidera a existência de externalidades significativas (DEBREU, 1958). Contudo, na presença de externalidades negativas, o teorema não pode mais ser aplicado. É a partir daí que Pigou (1920) sugere a implementação de mecanismos impostos pelo governo como forma de corrigir as deficiências do mercado. No contexto ambiental, isso implica em formulação de taxas, permissões ou padrões mínimos de poluição.

Apesar da abordagem de Pigou (1920) sugerir a intervenção do Estado na presença de externalidades, o teorema de Coase (1960) ganhou destaque justamente por afirmar que os direitos de propriedade poderiam levar ao ótimo

crescer. Não obstante, existe um ponto de inflexão, típico de economias desenvolvidas, que denota a redução da degradação ambiental para um determinado nível de renda *per capita*. Esse fato é atribuído, principalmente, ao aumento da consciência ambiental (GROSSMAN; KRUEGER, 1991).

de Pareto pelos mecanismos tradicionais de mercado. Segundo Coase (1960), em um ambiente de alocação ineficiente de recursos, os agentes possuem incentivos a barganhar até atingir o equilíbrio sem a participação do governo. A teoria de Coase (1960) depende, porém, da suposição de que as externalidades sejam bens excludentes, ou seja, o agente que causa a externalidade sabe exatamente quem são os agentes afetados por ela, o que não condiz com os problemas ambientais. Pode-se citar o exemplo dos GEEs, que após serem emitidos, afetam um número impreciso de agentes. Em outras palavras, o agente poluidor não pode controlar exatamente quem é afetado pela externalidade. Por isso, a poluição é considerada um “mal público” e a sua redução, um “bem público”.

Nota-se, portanto, que a criação de mecanismos pode ser bastante útil para reduzir as externalidades negativas causadas pelo processo de produção. De modo conceitual, pode-se dizer que um mecanismo é uma entidade formal que representa um meio sistemático de organizar e coordenar as atividades econômicas, seja em âmbito internacional, nacional ou local. As atividades econômicas podem ser classificadas como produção, consumo e trocas. Essas atividades estão inseridas em um conjunto institucional (por exemplo, leis, organizações formais e informais) e são afetadas por restrições, tais como a disponibilidade de recursos e o padrão tecnológico, os quais fazem parte do ambiente econômico e são considerados exógenos (HURWICZ; REITER, 2006).

Em geral, os mecanismos de incentivo são criados para atingir uma determinada situação que é considerada satisfatória pela sociedade. Se existisse apenas uma forma de organizar a atividade econômica, então os agentes não teriam escolha. Porém, é fácil notar que as instituições, leis e os demais arranjos menos formais variam no tempo, no espaço e dependem do tipo de atividade, tornando plausível a existência de diferentes formas de organizar a economia (HURWICZ; REITER, 2006).

O mecanismo mais conhecido na teoria econômica é o de mercado, no qual faz-se relevante as noções de equilíbrio Walrasiano. De forma resumida, o mecanismo de mercado ressalta a importância dos preços para atingir o equilíbrio sob a hipótese de concorrência perfeita. Não obstante, existem ambientes em que esse mecanismo não é eficiente de Pareto, como no caso da provisão de bens públicos ou das externalidades negativas.

Os instrumentos para atingir os objetivos dos mecanismos geralmente são ações governamentais. A título de exemplo, pode-se citar o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), criado pelo Protocolo de Quioto. O MDL é um mecanismo econômico que incentiva medidas voluntárias de mitigação das emissões de GEEs. Os países que conseguem mitigar parte das suas emissões recebem um certificado e podem negociá-lo com países que não cumpriram a meta de mitigação (SUTTER; PARREÑO, 2007).

O desenho de mecanismo pode ser implementado pela sociedade, uma firma ou uma autoridade política com o objetivo de atingir um ponto social que seja superior ao equilíbrio competitivo. Sendo assim, deve-se primeiramente averiguar a necessidade de se implementar mecanismos no ambiente econômico, pois eles também produzem custos para a sociedade, como a burocratização, regras, implementação de meios de comunicação e de verificação das mensagens. Os dois últimos são conceituados “eficiência informacional” por Hurwicz (1973) e possuem um papel crucial na teoria dos desenhos de mecanismo. Hurwicz (1973) argumenta que os custos informacionais são determinantes para a implementação de mecanismos, pois o conhecimento dos agentes sobre o contexto e a quantidade de informações que o formulador introduz interferem nos custos de implementação. O desconhecimento dos agentes e a complexidade da informação podem ser considerados indicadores dos custos do mecanismo. Além desses custos, também podem-se citar os desvios dos agentes da função objetivo, juntamente com a aplicação de regras adicionais para corrigir o mecanismo.

O tratamento sob o rigor matemático da linguagem do desenho de mecanismo foi fundamentado por Hurwicz (1973). Segundo o autor, o problema fundamental de um desenho é escolher uma solução ótima (dentro de um conjunto de soluções possíveis) que permita que certo equilíbrio seja alcançado. No entanto, Hurwicz (1973) reconhece que informações sobre o ambiente econômico, tais como a dotação inicial dos recursos, as restrições do conjunto de possibilidades de produção e os estoques do passado, por exemplo, são cruciais para um desenho eficiente.

Formalmente, os mecanismos podem ser considerados a realização de uma dada função objetivo quando os agentes agem estrategicamente. Por isso, a função objetivo deve representar a função de utilidade social. Os mecanismos

são, na verdade, formas de incentivo que são comparáveis às demais estratégias dos agentes, ou seja, são funções no domínio das estratégias que também fazem parte do equilíbrio de Nash (HURWICZ; REITER, 2006).

Hahn e Stavins (1992) dividem os mecanismos ambientais em políticas de “comando e controle” (ex: padrões tecnológicos mínimos) e mecanismos baseados no mercado (ex: taxa pigouviana). O primeiro tipo são imposições realizadas pelo Estado com o intuito de controlar diretamente o nível de degradação ambiental. Porém, esta política se esbarra no desconhecimento do impacto ambiental causado pela produção e a criação de um ambiente pouco favorável ao aparecimento de inovações ambientais. O segundo tipo são políticas que dão maior flexibilidade aos poluidores e podem incentivar o surgimento de novas tecnologias e práticas limpas (HAHN; STAVINS, 1992).

Hahn e Stavins (1992) argumentam que as políticas de comando e controle podem não ser custo-eficientes, uma vez que as empresas seriam obrigadas a controlar o mesmo nível de poluição, desconsiderando o custo marginal de controle individual. Em contrapartida, os mecanismos de mercado fornecem um incentivo para as firmas igualarem os custos de abatimento na margem, permitindo que certo nível de qualidade ambiental seja atingindo ao menor custo. Para ilustrar tal mecanismo, Hahn e Stavins (1992) citam a criação de limites de poluição com a possibilidade de transacionar “direitos de poluir” entre as firmas que atingem determinada meta e as que não atingem. Essa abordagem permite que as firmas analisem os custos de abatimento e invistam em tecnologias mais limpas como forma de reduzir os “pagamentos para poluir”. Esse mecanismo foi, por exemplo, a base da criação dos créditos de carbono do protocolo de Quioto em 1997.

Não obstante, além de lidarem com a dificuldade operacional da modelagem e do conhecimento prévio do problema ambiental, os desenhos de mecanismo ambientais enfrentam o *trade-off* existente entre os benefícios da redução das emissões (como a melhoria do ar, água, preservação da biodiversidade, aumento dos serviços de amenidades da natureza, etc.) e seus custos sociais (principalmente a redução do estoque de riqueza). Dizendo de forma diferente, a implementação de políticas ambientais depende das análises de benefícios e custos da preservação ambiental que, em suma, são realizadas pela sociedade do presente. Ocorre que os benefícios de tais políticas são

repartidos entre as sociedades do presente e futuro, contudo, os custos são arcados somente pela primeira, o que intensifica o problema da adoção de mecanismos ambientais (HURWICZ; REITER, 2006). Ademais, o fato de a qualidade ambiental ser uma das diversas questões que envolvem uma função de maximização do bem estar social (sendo, ao mesmo tempo, conflitante com os objetivos econômicos), torna bastante complexa a implementação de políticas ambientais efetivas (HAHN; STAVINS, 1992).

A dificuldade em reduzir as emissões através de mecanismos é evidente mesmo quando comunidades diferentes em um mesmo período de tempo tentam negociar reduções nas emissões, devido ao caráter não excludente do “mal público”. Por exemplo, se um grupo de países negocia abrir mão de parte do seu produto em favor da redução das emissões, sempre existirá um país que poderá se beneficiar da redução das emissões do grupo, não incorrendo em custo algum, desviando-se do acordo para um equilíbrio no qual o mesmo estará aparentemente melhor (comportamento *free-rider*). Uma vez que esse comportamento pode ser a estratégia de todos os países do grupo, então não haverá acordo para a redução das emissões (BALIGA; MASKIN, 2003). A situação supracitada explica, em partes, o fracasso da maioria dos países em relação às metas estabelecidas no protocolo de Quioto (MARTÍNEZ-ZARZOSO et al., 2006).

Na prática, portanto, a criação de mecanismos está bastante sujeita ao ambiente político. Hahn e Stavins (1992) argumentam que os instrumentos baseados no mercado devem ser inseridos com o intuito de atingir o nível mais alto de eficiência ambiental, tomando como referência um determinado *benchmark*, além de considerar restrições tecnológicas, políticas, recursos administrativos e habilidades de cada um. Por exemplo, por possuírem tecnologias de fronteira, países desenvolvidos dispõem de mais recursos para implementar mecanismos avançados de controle ambiental do que os em desenvolvimento, como o Brasil. Como um instrumento factível, Hahn e Stavins (1992) sugerem que os países em desenvolvimento adotem medidas mais simples e indiretas, tais como a taxação sobre as emissões ou sobre o consumo de combustíveis.

Em um horizonte de longo prazo, as políticas ambientais possivelmente vão melhorar a relação entre economia e meio ambiente através da mudança do

padrão tecnológico. Concretamente, a melhoria na eficiência energética pode ser citada como um dos avanços tecnológicos ocorridos ao longo dos anos. Hahn e Stavins (1992) apontam que os mecanismos baseados no mercado, além de serem custo-eficientes, fornecem incentivos dinâmicos para a adoção de tecnologias mais limpas.

A tarefa é, portanto, criar um mecanismo que leve a um equilíbrio superior àquele onde não há redução da externalidade, considerando a disposição da sociedade em arcar com partes dos custos que envolvem a mitigação, mediante as realidades específicas do país. Diante de tudo isso, o desenho de mecanismo é um procedimento fundamental nas questões ambientais.

7. METODOLOGIA

Em resumo, este estudo estimou um indicador de eficiência ambiental a partir de um conjunto de variáveis *input* e *output*, considerando a produção de bens e serviços (bem desejável) e as emissões em tCO₂eq (bem não desejável) em um modelo não paramétrico de fronteira. Para corrigir os problemas relacionados à heterogeneidade da amostra, estimou-se os indicadores pela abordagem meta-fronteira, a qual possibilitou separar ineficiência ambiental em dois componentes: ineficiência gerencial e ineficiência tecnológica. A primeira refere-se à ineficiência causada pelo gerenciamento incorreto dos recursos, dada a existência de um conjunto de tecnologias factíveis. A segunda assume que alguns municípios produzem com tecnologias ambientais mais avançadas e, portanto, parte da ineficiência é causada por essa diferença. Para separar as fronteiras conforme padrão tecnológico, utilizou-se um método de agrupamento. Após a construção dos indicadores de eficiência, estimou-se modelos de segundo estágio considerando a relação da performance ambiental com as características regionais e a existência de dependência espacial. Com o intuito de tornar o indicador de eficiência uma variável proveniente de um processo aleatório, fator importante em análises de segundo estágio, estimou-se a fronteira pelo procedimento *bootstrap*, de Simar e Wilson (1998). Para finalizar, apresentou-se uma proposta de desenho de mecanismo ambiental que considerou a eficiência como uma variável importante na tomada de decisão dos agentes. Para entender melhor essas etapas, sugere-se uma leitura do Quadro 1, onde se apresentam as etapas metodológicas, as estratégias, os procedimentos e suas vantagens.

Etapas	Estratégias	Procedimentos	Vantagens
Etapas 1: Construção do indicador de eficiência ambiental	Utilização da técnica <i>Data Envelopment Analysis</i> (DEA-VRS) <i>meta-frontier</i>	1) Construção de k grupos homogêneos por análise de agrupamento 2) Estimação do DEA-VRS dentro de cada grupo e em toda a amostra	1) Controle da heterogeneidade da amostra 2) Possibilidade de dividir ineficiência ambiental em dois componentes: ineficiência gerencial e tecnológica
Etapas 2: Construção do indicador de eficiência ambiental <i>bootstrapping</i>	Utilização da técnica <i>DEA-bootstrapping</i>	Utilização do procedimento de Simar e Wilson (1998) para estimar a eficiência ambiental dentro de k grupos homogêneos por <i>bootstrap</i>	1) Transformação da variável “eficiência ambiental dentro do grupo” em um indicador proveniente de um processo aleatório 2) Permite a estimação do segundo estágio
Etapas 3: Estimação do segundo estágio	Utilização dos modelos MOQ, Tobit e SAR	Relacionamento do indicador de eficiência ambiental <i>bootstrapping</i> com as variáveis exógenas e controle da dependência espacial	1) Análise dos determinantes da eficiência ambiental 2) Análise de possíveis transbordamentos de tecnologias ambientais – <i>spillovers</i> ambientais
Etapas 4: Construção do desenho de mecanismo ambiental	Modelo teórico de maximização	Inclusão da variável “eficiência ambiental” na função de produção e utilidade dos agentes	1) Considera a eficiência ambiental como uma variável de escolha dos agentes 2) Flexibiliza a escolha social pelo nível de emissões desejado 3) Cria incentivos para que unidades sejam ambientalmente eficientes

Quadro 1. Etapas, estratégias, procedimentos e vantagens

7.1. As medidas de eficiência ambiental: métodos analíticos

As seções anteriores mostraram que a fronteira de possibilidades de produção com produtos desejáveis e não desejáveis reflete o *trade-off* entre produzir e conservar o meio ambiente. Porém, nem todos se encontram sobre essa fronteira, pois existe uma quantidade significativa de unidades que utilizam técnicas e tecnologias ambientais que são ineficientes. Por isso, alguns estudos têm sugerido o desenvolvimento e a aplicação de indicadores (dentre eles as medidas de eficiência ambiental) para servirem de suporte em análises sobre o nível de emissão de GEEs em vários cenários distintos (ZHOU et al., 2010; LEE, 2005; HOANG; NGUYEN, 2013; SUEYOSHI; GOTO, 2013; SUEYOSHI et al., 2013).

A abordagem não paramétrica *Data Envelopment Analysis* (DEA) tem se tornado uma das principais ferramentas para avaliar a performance ambiental de unidades, pois, além de não necessitar de forma funcional específica para a função de produção, não requer informações sobre os preços dos insumos e produtos (CHUNG et al., 1997; FÄRE; GROSSKOPF, 2004; KUOSMANEN; KORTELAINE, 2005; KORTELAINE, 2008; ZHOU et al., 2008; ZHOU et al., 2010; CHIU et al., 2012; WANG et al., 2013; ZHANG; CHOI, 2013).

A exemplo disso, Chung et al. (1997) introduziram uma medida de eficiência ambiental que incorpora o efeito do aumento de bens desejáveis e a redução de não desejáveis simultaneamente na função de produção. Esta medida de eficiência foi nomeada Índice de produtividade de Malmquist-Luenberger.

Färe e Grosskopf (2004) sugeriram uma abordagem que permite maximizar o produto desejável e reduzir o não desejável, adotando uma função de distância direcional, a qual pode ser estimada por técnicas de programação matemática.

Kuosmanen e Kortelaie (2005) examinaram formas de utilizar métodos não paramétrico para sintetizar as pressões sobre o meio ambiente do setor de transportes em três cidades da Finlândia. Segundo os autores, o método DEA é útil para analisar aspectos relacionados à eco-eficiência em funções que contêm produtos desejáveis e não desejáveis.

Kortelainen (2008) apresentou uma análise de performance ambiental através do índice de produtividade de Malmquist para vinte nações da União Europeia (UE), entre 1990-2003. Segundo a autora, os resultados da análise permitem decompor a performance das unidades em eco-eficiência e mudanças na tecnologia ambiental. Ela observou que as mudanças tecnológicas têm sido o principal fator de impacto sobre a performance ambiental.

Zhou et al. (2008) discutem a metodologia DEA aplicada no contexto ambiental que exhibe retornos não crescentes de escala (*Non-Increasing Returns to Scale* – NIRS) e retornos variáveis de escala (*Variant Returns to Scale* – VRS). Os autores concluem que pode-se obter resultados diferentes sobre eficiência para cada tecnologia DEA ambiental.

Zhou et al. (2010) introduziram o índice de performance ambiental de Malmquist (*Malmquist CO₂ emission performance index* – MCPI) para analisarem a performance das emissões de CO₂ ao longo do tempo. Os autores propuseram a abordagem *bootstrapping* para realizar inferências estatísticas sobre o indicador. A amostra foi formada pelos 18 maiores emissores de CO₂ do mundo, entre 1997 e 2004. Os resultados mostraram que a performance desses países melhorou nesse período em razão do progresso tecnológico, corroborando ao estudo de Kortelainen (2008).

Chiu et al. (2012) mediram o efeito da heterogeneidade tecnológica em um modelo de eficiência ambiental em 90 países do mundo através da abordagem *meta-frontier*, entre 2003 e 2007. Os autores chegaram à conclusão de que a eficiência ambiental média dos países desenvolvidos foi maior em relação aos países em desenvolvimento. Um dos motivos apontados pelos autores foi o excesso do fator trabalho empregado na produção e o nível crescente de emissões dos países em desenvolvimento. Já em relação aos países desenvolvidos, constatou-se que a ineficiência ambiental estimada deriva-se de falhas no processo produtivo, enquanto em países em desenvolvimento os principais problemas são atribuídos às diferenças tecnológicas.

Wang et al. (2013) estenderam a abordagem DEA-Malmquist com produtos não desejáveis para considerar diferentes tecnologias de produção entre as unidades. O índice pôde ser decomposto em índice de mudança técnica

e de mudança tecnológica. Os autores estimaram duas fronteiras, nomeadas de *meta-frontier* e fronteiras dos subgrupos.

Zhang e Choi (2013) propuseram estimar o índice de Malmquist *meta-frontier* para analisarem a performance dinâmica das emissões de CO₂, permitindo incorporar a heterogeneidade tecnológica entre as unidades. Os autores analisaram a decomposição de usinas de combustíveis fósseis na China no período entre 2005-2010.

Em suma, o DEA é uma ferramenta não paramétrica que torna possível a estimação da eficiência técnica dos municípios através de programação matemática. Considera-se um vetor de insumos $x \in \mathfrak{R}_+^N$, um vetor de bens desejáveis $y \in \mathfrak{R}_+^M$ e um vetor de bens não desejáveis $b \in \mathfrak{R}_+^L$ (CHIU et al., 2012). De maneira formal, pode-se descrever a tecnologia de produção conforme (18):

$$P(x) = \{(y, b) : x \text{ produz } (y, b)\}, \quad (18)$$

em que $P(x)$ é um conjunto composto por bens desejáveis (y) e não desejáveis (b) pela sociedade. O vetor de insumos x permite produzir o conjunto de possibilidades de produção. Neste sentido, entende-se por desempenho ambiental a eficiência de um determinado município para produzir um bem desejável, dado um conjunto de insumos de produção, minimizando o impacto ambiental sobre a sociedade. Unidades eficientes serão aquelas que maximizam a produção de y , minimizando os efeitos de b , mantidos os insumos constantes.

Todavia, é importante lembrar que o axioma da monotonicidade não é satisfeito na presença de externalidades, uma vez que a poluição é vista pela sociedade como um produto a ser reduzido (e não aumentado, como no caso da produção de bens e serviços). Por este motivo, Varian (1992) propõe redefinir a externalidade como “ausência do bem não desejável”, pois dessa forma a sociedade buscará maximizar a produção e a ausência das emissões. Em termos operacionais, o produto “ausência de emissões” pode ser obtido por uma transformação monotônica das emissões, especificamente sobre seu inverso, o que garante suas propriedades tradicionais (CHUNG et al., 1997; FÄRE et al., 2005; ZHANG; CHOI, 2013).

Chung et al. (1997) foi o primeiro a incorporar empiricamente os efeitos de bens não desejáveis em funções de distância para estimar a eficiência ambiental. A Figura 5 apresenta a função de produção com os produtos desejável e não desejável.

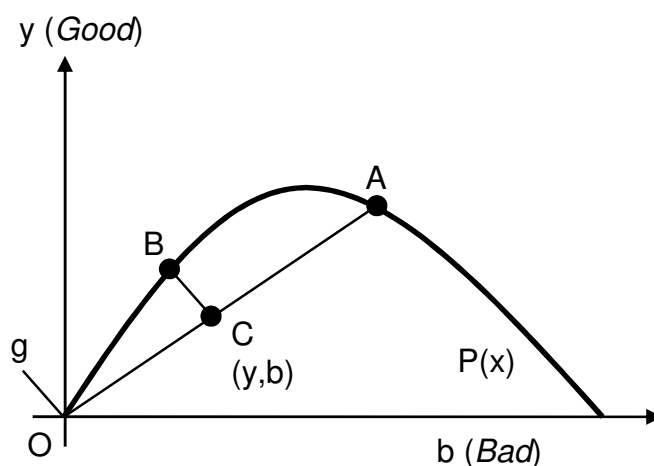


Figura 5. Funções de distância

Fonte: Chung et al. (1997)

O bem desejável é representado por y ; b é o bem não desejável; e $P(x)$ é o conjunto de possibilidades de produção. A função de distância de Shephard (1970) aplicada ao vetor (y, b) coloca-o no limite do conjunto de possibilidades de produção $P(x)$ no ponto A . Se os bens desejáveis e não desejáveis forem ambos aumentados pelo fator AO/OC , o município poderia ser considerado eficiente. Contudo, como apontam Chung et al. (1997), se a produção de bens não desejáveis dos agentes fosse regulada, a sociedade não desejaria torná-los eficientes no ponto A , uma vez que a quantidade emitida de poluentes também aumentaria. Mesmo estando no ponto C é possível atingir um nível eficiente de produção no qual a quantidade de bens desejáveis é máxima e a produção de bens não desejáveis é a mínima possível. No ponto B da Figura 5, por exemplo, o município é eficiente, pois está na fronteira de possibilidades de produção, produzindo maior quantidade de y e menor quantidade de b .

Chiu et al. (2012) argumentam que a desnecessidade de incorporar dados relativos aos preços dos insumos e de optar por uma forma funcional específica para a função de produção são fatores que têm tornado a função de distância bastante popular na literatura econômica. Pode-se destacar Chung et al. (1997),

Zhou e Ang (2008), Zhou et al. (2010), Zhang e Choi (2013) e Wang et al. (2013). A semelhança entre os estudos supracitados é a combinação de uma identidade multiplicativa para mensurar a eficiência técnica do ponto de vista social e a utilização de índices radiais e índices de produtividade que incluem produtos não desejáveis na função de produção. Segundo Zhou et al. (2010), os resultados obtidos por estes métodos são relativamente simples e podem fornecer base teórica e empírica para a adoção de políticas públicas. De forma resumida, o DEA é uma técnica flexível que não requer pressuposições sobre a forma funcional e possibilita estimar a eficiência ambiental em um contexto multiproduto, o que é adequado aos propósitos desta pesquisa.

7.2. O modelo DEA e o problema ambiental

No modelo de eficiência DEA são permitidas duas orientações, denominadas *input* e *output*. A primeira propõe minimizar os insumos mantendo constantes os produtos e a segunda, por sua vez, objetiva maximizar os produtos, mantendo constantes os insumos. No contexto da presente pesquisa, o objetivo social é maximizar os bens desejáveis, tornando mínimos seus efeitos. Dessa forma, a orientação *output* é mais pertinente aos objetivos deste estudo.

Conforme Kuosmanen e Kortelainen (2005) descrevem, a eficiência técnica com orientação *output* (ET_o) no modelo DEA deve satisfazer as condições abaixo:

- (i) $0 < ET_o \leq 1$;
- (ii) $ET_o = 1 \Leftrightarrow y \in Isoq P(x)$;
- (iii) ET_o é não decrescente em y ;
- (iv) ET_o é homogênea de grau 1 em y ;
- (v) ET_o não varia a partir da forma na qual x e y são medidos.

Especificamente, a condição (i) diz respeito ao intervalo em que os escores de eficiência podem se situar. Se um município é eficiente, então seu escore é unitário e ele se encontra sobre a fronteira de possibilidades de

produção (condição ii). Os municípios ineficientes apresentam escores menores que a unidade e podem ser ranqueados a partir do seu respectivo escore de eficiência. A condição (iii) descreve que os escores de eficiência não se reduzem com o aumento do produto. Logo, se todos os produtos desejáveis aumentarem de maneira proporcional, mantidos os insumos constantes, o escore de eficiência aumentará analogamente (condição iv). A condição (v), por sua vez, ressalta que os escores de eficiência não são sensíveis às unidades de medida dos produtos e insumos, possibilitando utilizar as variáveis em seu formato original. Além das restrições supracitadas, o DEA pressupõe que todas as *Decision Making Units* (DMUs) são homogêneas e comparáveis. Por DMU, entende-se todos os municípios observados na amostra que tomam decisões sobre a quantidade utilizada de insumos e o nível de produção.

Outro aspecto relevante no modelo DEA diz respeito à superfície da fronteira de possibilidades de produção. Charnes et al. (1978) mostraram que modelos DEA pressupõem que a função de produção apresenta retornos constantes de escala, isto é, um aumento nos insumos produz um aumento proporcional nos produtos desejáveis e não desejáveis (modelo CCR). Não obstante, a literatura tem mostrado a necessidade de flexibilizar essa pressuposição, haja vista a existência de mudanças no padrão da emissão de poluentes para os vários estágios de desenvolvimento econômico (GROSSMAN; KRUEGER, 1995). Essa mudança pode ser introduzida através do modelo de retornos variáveis, apresentado por Banker et al. (1984), no qual considera-se três tipos de retornos possíveis: crescentes, constantes e decrescentes (modelo BCC). A Figura 6 ilustra o comportamento dos modelos CCR e BCC.

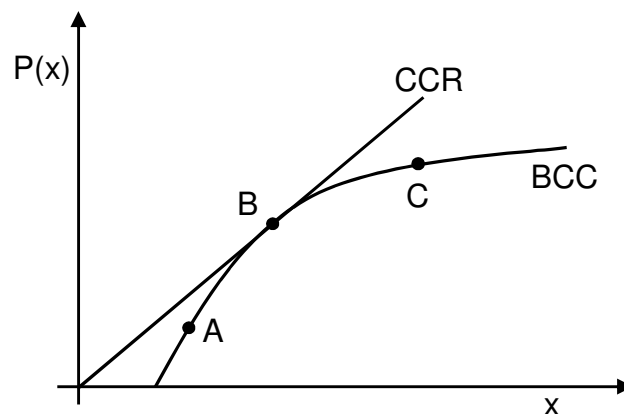


Figura 6. Modelo CCR e BCC

Fonte: Elaboração própria

No modelo CCR, variações nos insumos produzem variações de mesma magnitude sobre o conjunto $P(x)$. Já no BCC é possível verificar que essa situação apenas ocorre no ponto B, onde a linha CCR faz interseção com a linha BCC. O município que se situa nesse ponto pode ser considerado puramente eficiente no sentido ambiental, pois ele está sobre a fronteira de possibilidades de produção em ambos os modelos (pura eficiência técnica). No entanto, os modelos se diferenciam nos demais pontos, pois CCR considera ineficientes as unidades que estão sobre os pontos A e C, uma vez que estão abaixo da fronteira, enquanto esses mesmos municípios se encontram sobre a fronteira no BCC. No ponto A, apesar de o município ser tecnicamente eficiente no BCC, sua escala é crescente, possibilitando expandir seu nível de produção atual. Já no ponto C, nota-se que, embora eficiente no modelo BCC, o município está produzindo com retornos decrescentes, sugerindo redução da sua produção. Portanto, a ineficiência dos municípios sobre A e C não é técnica, mas sim de escala, pois eles podem se tornar puramente eficientes adotando medidas que os projetem ao ponto B. Por esse motivo, o modelo BCC permite diferir eficiência técnica de eficiência de escala e, conforme Banker et al. (1984), complementa as análises do modelo CCR. O modelo tradicional CCR pode ser representado pela expressão (19):

$$\begin{aligned}
 \text{MAX} &= \frac{\sum_{m=1}^M \lambda_m y_{mo} + \sum_{i=1}^I \lambda_i (1/b_{io})}{\sum_{n=1}^N \delta_n x_{no}} \\
 \text{s.a.} & \\
 \frac{\sum_{m=1}^M \lambda_m y_{mk} + \sum_{i=1}^I \lambda_i (1/b_{ik})}{\sum_{n=1}^N \delta_n x_{nk}} &\leq 1 \\
 \lambda_m, \lambda_i, \delta_n &\geq 0, \forall m, i, n,
 \end{aligned} \tag{19}$$

em que $y_m = (y_1, \dots, y_M) \in \mathfrak{R}_+^M$ é um vetor que contém o produto desejável dos municípios (produção de bens e serviços); $b_i = (b_1, \dots, b_I) \in \mathfrak{R}_+^I$ representa as emissões de GEEs; e $x_n = (x_1, \dots, x_N) \in \mathfrak{R}_+^N$ é o vetor de insumos para o k-ésimo município, tais como estoque de capital, consumo energético e trabalho.

No “modelo dos multiplicadores”, como também é conhecido, a expressão do numerador é denominada “produto virtual” e a do denominador, “insumo virtual”. A primeira restrição estabelece que o escore de eficiência deve ser, no máximo, igual a um. A segunda restrição apresenta três incógnitas não negativas que devem ser solucionadas pela programação matemática. Porém, o modelo (19) possui infinitas soluções. Por exemplo, assim como $(\lambda_m^*, \lambda_n^*, \delta_i^*)$ são soluções para (19), $(\beta\lambda_m^*, \beta\lambda_n^*, \beta\delta_i^*) \forall k$ também são. Deve-se, portanto, transformar o problema de programação não linear em um problema de programação matemática linear (PML), eliminando o denominador pela restrição $\sum_{n=1}^N \delta_n x_{no} = 1$.

O problema DEA-CCR com orientação *input* para o município “o” pode ser definido por:

$$\begin{aligned}
 & \text{MAX} \quad \sum_{m=1}^M \lambda_m y_{mo} + \sum_{i=1}^I \lambda_i (1/b_{io}) \\
 & \text{s.a.} \\
 & \sum_{n=1}^N \delta_n x_{no} = 1 \\
 & \sum_{m=1}^M \lambda_m y_{mk} + \sum_{i=1}^I \lambda_i (1/b_{ik}) - \sum_{n=1}^N \delta_n x_{nk} \leq 0 \\
 & \lambda_m, \delta_n, \lambda_i \geq 0, \forall m, n, i.
 \end{aligned} \tag{20}$$

O problema de maximização, expresso em (20), permite-se que cada município escolha os pesos para cada variável da função de produção, de modo que sua produção seja máxima. Assim, são solucionados valores de $(\lambda_m^*, \lambda_i^*, \delta_n^*)$ que maximizam sua eficiência. O modelo dos multiplicadores possui uma forma dual, chamada de “modelo envoltório” – expressão (21):

$$\begin{aligned}
& \text{MIN}_{\theta, \lambda} \theta \\
& \text{s.a.} \\
& \theta x_{no} - \sum_{k=1}^K \lambda_k x_{nk} \geq 0 \forall n \quad n = 1, 2, \dots, N \\
& \sum_{k=1}^K \lambda_k y_{mk} + \sum_{k=1}^K \lambda_k (1/b_{ik}) - y_{mo} - (1/b_{io}) \geq 0 \forall m, i \\
& m = 1, 2, \dots, M; \quad i = 1, 2, \dots, I \\
& \lambda_k \geq 0, \forall k.
\end{aligned} \tag{21}$$

O fato de os modelos (20) e (21) serem duais torna semelhantes os escores de eficiência obtidos. Os produtos e insumos virtuais são obtidos após a maximização do modelo dos multiplicadores ou minimização do modelo envoltório, sendo $(\lambda_j^*, \lambda_i^*, \delta_i^*)$ e (θ^*, λ_k^*) as variáveis de decisão dos modelos, respectivamente. No modelo envoltório, o parâmetro θ^* , que representa a eficiência técnica, deve ser multiplicado por todos os insumos para projetar o município para a fronteira de possibilidades de produção $P(x)$. As restrições impostas pela PML garantem que tais reduções não sejam maiores do que o nível de insumos das regiões que se encontram sobre a fronteira (primeira restrição), além de garantirem que as reduções nos insumos não modifiquem a produção do referido município.

Os modelos de orientação *input* (20) e (21) buscam soluções para o problema de escolha do nível ótimo de insumos dos municípios. Por seu turno, o modelo DEA-CCR pode ser estendido para analisar a eficiência sob a perspectiva do produto – modelo *output*. Dessa forma, as medidas de eficiência podem ser utilizadas para averiguar qual a quantidade máxima produzida para um dado vetor de insumos, ou seja, os municípios mais eficientes serão aqueles que produzem a maior quantidade de produtos, mantidos os insumos constantes. O modelo dos multiplicadores com retornos constantes e orientação *output* pode ser representado pela expressão (22):

$$\begin{aligned}
& \text{MIN}_{\lambda, \delta} \sum_{n=1}^N \delta_n x_{no} \\
& \text{s.a.} \\
& \sum_{m=1}^M \lambda_m y_{mo} + \sum_{i=1}^I \lambda_i (1/b_{io}) = 1 \\
& \sum_{m=1}^M \lambda_m y_{mk} + \sum_{i=1}^I \lambda_i (1/b_{ik}) - \sum_{n=1}^N \delta_n x_{nk} \leq 0 \\
& \lambda_m, \lambda_i, \delta_n \geq 0 \forall m, i, n \\
& \forall k.
\end{aligned} \tag{22}$$

Assim como no modelo anterior, o modelo com orientação *output* flexibiliza os pesos para cada insumo e produto, de forma que o município possa escolher a melhor combinação para sua função de produção. Sua formatação em modo envoltório pode ser vista pela expressão (23):

$$\begin{aligned}
& \text{MAX}_{\phi, \lambda} \phi \\
& \text{s.a.} \\
& x_{no} - \sum_{k=1}^K \delta_k x_{nk} \geq 0 \forall n \quad n = 1, 2, \dots, N \\
& \sum_{k=1}^K \lambda_k y_{mk} + \sum_{i=1}^I \lambda_i (1/b_{ik}) - \phi y_{mo} - \phi (1/b_{io}) \geq 0 \forall m, i \\
& m = 1, 2, \dots, M; i = 1, 2, \dots, I \\
& \lambda_k \geq 0, \forall k.
\end{aligned} \tag{23}$$

em que $1 \leq \phi \leq \infty$ e $\theta = 1/\phi$. O valor estimado para o parâmetro ϕ indica a produção que o município poderia obter, dado seu nível de insumo. Se esse coeficiente for igual à unidade, então ele é tecnicamente eficiente e está sobre a fronteira de possibilidades de produção. Se for maior que a unidade, $(\phi - 1)$ representa o valor que pode ser acrescido em cada produto, mantendo os insumos constantes para toda k -ésima região. Já a expressão $\theta = 1/\phi$ mostra a relação existente entre o modelo DEA-CCR com orientação *input* e *output*.

No contexto geral, o modelo DEA-CCR envoltório mostra-se mais factível, pois o número de restrições é proporcional ao número de variáveis “produtos” e “insumos”, ao passo que, no modelo dos multiplicadores, as restrições são relacionadas ao número de municípios, resultando em demasiadas restrições.

Também é importante destacar que a fronteira formada pelos municípios eficientes permite buscar pelo menos um *benchmark* para cada ineficiente. Se a fronteira for estimada pelo modelo da equação (23), por exemplo, a projeção à fronteira é possível combinando os λ_k pesos extraídos dos eficientes para cada produto. Assim, se um município A for projetado entre as regiões eficientes B e C, seu produto virtual será a combinação linear entre eles, isto é, $y_A^* = y_B \lambda_B + y_C \lambda_C$ e $b_A^* = b_B \lambda_B + b_C \lambda_C$. Portanto, os pesos fornecem o caminho que o município A pode percorrer para ser eficiente, com base em seus *benchmarks*, B e C.

Outra particularidade inerente ao DEA é a possibilidade de existirem segmentos poliangulares lineares paralelos aos eixos da fronteira. Em alguns casos, o movimento radial de projeção não representa a melhor prática, configurando uma folga. Conceitualmente, as folgas representam excesso de insumos ou escassez de produtos quando alguma região se encontra em uma parte extrema da fronteira de possibilidades de produção, não sendo necessariamente eficiente neste ponto (MORITA et al., 2005). Para o k-ésimo município, não haverá folgas se, e somente se, $\theta^* x_{no} - \sum_{k=1}^K \lambda_k^* x_{nk} = 0$ no modelo com orientação a insumo, e $\sum_{k=1}^K \lambda_k^* y_{mk} + \sum_{k=1}^K \lambda_k^* (1/b_{ik}) - \phi^* y_{mo} - \phi^* (1/b_{io}) = 0$ no modelo com orientação a produto. Qualquer valor que se diferencie de zero para tais restrições pode ser considerado folga. Por definição, um município apenas pode ser considerado eficiente se apresentar escore de eficiência unitário e nenhuma folga nos insumos ou produtos. Por outro lado, apesar da existência de folgas, pode-se considerar os municípios de escore unitário fracamente eficientes (ZHU, 2003).

A segunda classe de modelos DEA são denominados “modelos de retornos variáveis (*Variable Returns to Scale* - VRS)”. A teoria microeconômica mostra que o tamanho dos municípios associado à dimensão física ou econômica (ex: limitações do uso da terra, na oferta de insumos, etc.) pode influenciar a escala de produção. Por isso, deve-se expandir o modelo DEA-CCR para permitir que os municípios da amostra apresentem retornos variados de escala. Após a criação dos modelos de retornos constantes, Banker et al. (1984)

introduziram o modelo VRS, também conhecido como DEA-BCC¹⁶, considerando tecnologias com rendimentos crescentes, constantes e decrescentes (Figura 7).

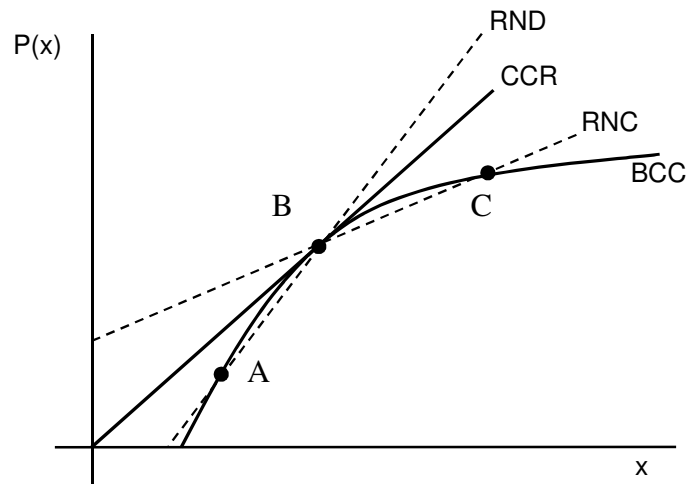


Figura 7. Modelo CCR, BBC, rendimentos RNC e RND

Fonte: Elaboração própria

A Figura 7 apresenta duas linhas pontilhadas, denominadas “rendimentos não decrescentes – RND” e “rendimentos não crescentes – RNC”. Percebe-se que o coeficiente angular da reta RNC é positivo, uma vez que ela intercepta o eixo das ordenadas através de um fator $\lambda_{RNC}^1 > 0$. Este segmento, se estendido, cortará o eixo das abcissas no segundo quadrante com um valor negativo $\lambda_{RNC}^2 < 0$. Quando isso ocorre, pode-se afirmar que o município opera com rendimentos não crescentes de escala. Se o segmento da reta corta a origem, como na linha CCR, então os fatores $\lambda_{CCR}^1 = \lambda_{CCR}^2 = 0$, caracterizando rendimentos constantes de escala. Por sua vez, se $\lambda_{RND}^1 < 0$ e $\lambda_{RND}^2 > 0$, o primeiro fator é negativo, mas corta o eixo das abcissas em um ponto positivo, configurando retornos não decrescentes de escala. Observa-se que o espaço de possibilidades de produção $P(x)$ contém todos os possíveis rendimentos dos municípios. As PML’s para modelos dos multiplicados com orientação *input* e *output* podem ser visualizadas pelo Quadro 2 (BANKER et al. 1984).

¹⁶ A sigla BCC foi introduzida em homenagem aos autores Banker, Charnes e Cooper.

Orientação <i>input</i>	Restrições
$\text{MAX } \sum_{m=1}^M \lambda_m y_{mo} + \sum_{i=1}^I \lambda_i (1/b_{io}) + \mu_o$ s.a. $\sum_{n=1}^N \delta_n x_{no} = 1$ $\sum_{m=1}^M \lambda_m y_{mk} + \sum_{i=1}^I \lambda_i (1/b_{ik}) - \sum_{n=1}^N \delta_n x_{nk} + \mu_o \leq 0$ $\lambda_m, \delta_n, \lambda_i \geq 0, \forall m, n, i$	(i) RCE: acrescentar $\mu_o = 0$ (ii) RVE: deixar μ_o livre; (iii) RNC: acrescentar $\mu_o \leq 0$ (iii) RND: acrescentar $\mu_o \geq 0$
Orientação <i>output</i>	Restrições
$\text{MIN } \sum_{n=1}^N \delta_n x_{no} + \omega_o$ s.a. $\sum_{m=1}^M \lambda_m y_{mo} + \sum_{i=1}^I \lambda_i (1/b_{io}) = 1$ $\sum_{m=1}^M \lambda_m y_{mk} + \sum_{i=1}^I \lambda_i (1/b_{ik}) - \sum_{n=1}^N \delta_n x_{nk} + \omega_o \leq 0$ $\lambda_m, \lambda_i, \delta_n \geq 0 \forall m, i, n$	(i) RCE: acrescentar $\omega_o = 0$ (ii) RVE: deixar ω_o livre; (iii) RNC: acrescentar $\omega_o \geq 0$ (iii) RND: acrescentar $\omega_o \leq 0$

Quadro 2. Modelo dos multiplicadores, *input* e *output*, com restrições para RCE, RVE, RNC e RND

Fonte: Elaboração dos autores

Por seu turno, nos modelos envoltórios a restrição de retornos variáveis relaciona-se à restrição de convexidade $\sum_{k=1}^K \lambda_k = 1$, enquanto a restrição $\sum_{k=1}^K \lambda_k \leq 1$ e $\sum_{k=1}^K \lambda_k \geq 1$ caracterizam retornos não crescentes e não decrescentes, respectivamente. Percebe-se que os modelos com rendimentos variáveis (BCC) apresentam escores médios de eficiência inferiores ao modelo com retornos constantes (CCR), pois admite-se que existam municípios que não operam com retornos constantes. Por isso, conforme apontam Banker et al. (1984), é pertinente fazer a separação entre eficiência técnica e eficiência de escala:

$$ET_{RC} = (ET_{RV})(E_{esc}), \quad (24)$$

em que ET_{RC} representa a eficiência técnica com retornos constantes; ET_{RV} é a eficiência técnica com retornos variáveis e E_{esc} , a eficiência de escala.

Resumindo, quando as eficiências técnicas dos modelos CCR e BCC são distintas, a região apresenta ineficiência de escala. Assim, pode-se subdividir os escores de eficiência em “eficiência de escala” e “eficiência técnica”. Não obstante, a medida de escala não informa diretamente se o município está operando com retornos crescentes ou decrescentes, mas se a unidade está operando com eficiência de escala ótima ou não. Para contornar este fator, pode-se alterar o problema de programação linear para obter a eficiência nas superfícies de retornos não decrescentes (RND) e verificar se o escore obtido neste modelo é semelhante ao modelo de retornos variáveis. Em caso afirmativo, pode-se concluir que a DMU opera com retornos não decrescentes, caso contrário, com retornos crescentes.

Apesar das vantagens do DEA, pode-se destacar três importantes limitações. Primeiramente, os escores de eficiência das unidades são bastante sensíveis à presença de *outliers*. Em segundo lugar, as unidades podem não ser homogêneas. Na presença de heterogeneidade tecnológica, os estimadores de eficiência podem ser viesados, devendo utilizar uma extensão do modelo tradicional (denominado meta-fronteira) (CHIU et al., 2012). E terceiro, a função de produção é retratada de forma determinística, uma vez que o DEA não incorpora o efeito dos fatores não controlados sobre os escores de eficiência, impossibilitando inferências estatísticas. Apesar das limitações supracitadas, a literatura tem estendido os modelos DEA para adequá-los aos problemas empíricos, conforme mostra a próxima seção.

7.3. As limitações e as extensões do modelo DEA

7.3.1. O Problema dos *outliers*

Do ponto de vista estatístico, observações destoantes são chamadas de *outliers* (ou de valores extremos) (SMIRLIS; DESPOTIS, 2012). Os valores extremos podem ocorrer em virtude de erros de medida ou por excepcionais práticas de produção. No primeiro caso, as unidades aparecem como possibilidades de produção, mas são, na verdade, vetores ineficazes. No segundo caso, as observações são possibilidades de produção, as quais, embora escassas, representam parte fundamental do conjunto de dados. Entretanto, os valores extremos em análises DEA podem afetar substancialmente os escores de eficiência das demais unidades, tornando-os subestimados (ou superestimados). Como resultado, essas observações podem impedir que outras unidades estejam sobre a fronteira de possibilidades de produção, fazendo necessário um tratamento específico para os *outliers* (SOUSA; STOSIC, 2005).

Uma considerável quantidade de estudos tem proposto abordagens para detectar unidades extremas e reduzir seus efeitos sobre a fronteira de possibilidades de produção (SEEVER; TRIANTIS, 1989; WILSON, 1993; PASTOR et al., 1999). Seaver e Triantis (1989), por exemplo, utilizaram um modelo paramétrico de detecção de *outliers* no DEA, mas alguns estudos mostram que este método é viesado no contexto não paramétrico (WILSON, 1993; PASTOR et al., 1999). Em casos onde os municípios apresentam escores de eficiência muito superiores à média, o modelo de supereficiência pode ser utilizado tanto para ranqueá-los quanto para detectar os *outliers* (ANDERSEN; PETERSON, 1993). Observa-se que os problemas da amostra da presente pesquisa são de municípios relativamente pequenos e que possuem grandes níveis de emissão. Pode-se citar, por exemplo, os municípios de Bugre (MG), Bom Jesus (PB) e Madre de Deus de Minas (MG), que apresentaram um coeficiente “emissões/pib” muito superior à média amostral. Por este motivo, aplicou-se o teste de Grubbs (1950) e eliminou-se as observações que

apresentaram dois desvios padrão superiores ou inferiores à média, o que resultou na exclusão de 2,3% dos municípios. Este procedimento é denominado abordagem “*leave-out*” por Smirlies e Despotis (2012), na qual a estimação dos escores de eficiência é realizada sem a presença dos *outliers*.

7.3.2. O problema da heterogeneidade tecnológica: a estimação meta-fronteira e as fronteiras dos subgrupos

Outra importante limitação diz respeito à heterogeneidade tecnológica. Esta condição tem sido bastante discutida na literatura especializada, visto que medidas de eficiência ambiental baseadas no DEA assumem que as unidades compartilham a mesma tecnologia. Todavia, nem sempre as unidades são homogêneas, especialmente quando se lida com municípios de tamanhos distintos (CHUNG et al., 1997; FÄRE et al., 2005; ZHANG; CHOI, 2013). Pode-se citar o caso das grandes metrópoles e os pequenos municípios do interior, que possuem realidades produtivas bastante diferentes. Por isso, observa-se que os municípios brasileiros possuem diferentes tecnologias de produção. Ademais, a combinação de insumos e produtos depende de outros fatores importantes, tais como a localização geográfica, a dotação inicial de fatores e o ambiente produtivo (CHIU et al., 2012).

O'Donnell et al. (2008) sugeriu dividir a amostra de municípios em k subgrupos a partir de critérios preestabelecidos, onde municípios de tecnologias semelhantes sejam comparados entre si. Se não houver diferenças tecnológicas, a eficiência ambiental no grupo (*group technological efficiency* – GTE) será a mesma da fronteira geral (*meta-technology* – MEE). Mas caso exista heterogeneidade tecnológica, a região terá indicadores de desempenho melhores em seu grupo, pois será comparado com outros com características similares. Como apontam Chiu et al. (2012), a divisão MEE/GTE fornece uma taxa meta-tecnologia – *meta-technology ratio* (MTR):

$$0 < MTR = \frac{MEE}{GTE} \leq 1, \quad (25)$$

a qual apresenta uma medida de heterogeneidade tecnológica na medida em que se distancia de 1 (situação onde a eficiência ambiental do grupo se difere sistematicamente da eficiência da meta-fronteira). Chiu et al. (2012) mostram que a ineficiência de um município na fronteira MEE pode ser decomposta pela ineficiência causada pelo *gap* tecnológico (*technology gap inefficiency* – TGI) e pela sua ineficiência gerencial (*managerial inefficiency* – GMI) (observada na fronteira do subgrupo). A TGI representa a ineficiência da DMU originada da lacuna existente entre a meta-fronteira e a fronteira do subgrupo. Chiu et al. (2012) definem a ineficiência causada pelo *gap* tecnológico conforme expressão (26).

$$TGI = (GTE)(1 - MTR). \quad (26)$$

A GMI representa a ineficiência do município originada do excesso de insumos empregados na produção, de bens não desejáveis produzidos e do déficit da produção de bens desejáveis devido ao seu gerenciamento inadequado. Essa ineficiência pode ser representada pela expressão (27).

$$GMI = 1 - GTE. \quad (27)$$

Nesse sentido, pode-se expressar a ineficiência ambiental sobre a meta-fronteira como se segue:

$$MTI = TGI + GMI. \quad (28)$$

A ineficiência ambiental do município é a soma das ineficiências causadas pelo *gap* tecnológico e pelo gerenciamento inadequado. Para ilustrar esta situação, pode-se recorrer à Figura 8. Tem-se três grupos que produzem um bem desejável e outro não desejável. O grupo 1 é composto pelas DMUs M e M', o grupo 2 pelas DMUs N e N' e o grupo 3 pelas DMUs A, P e P'. As fronteiras ambientalmente eficientes dos grupos são representadas pela ligação dos

pontos M-M', N-N' e P-P', respectivamente. Nota-se que a meta-fronteira, denotada por M-N', envolve todas as fronteiras dos subgrupos.

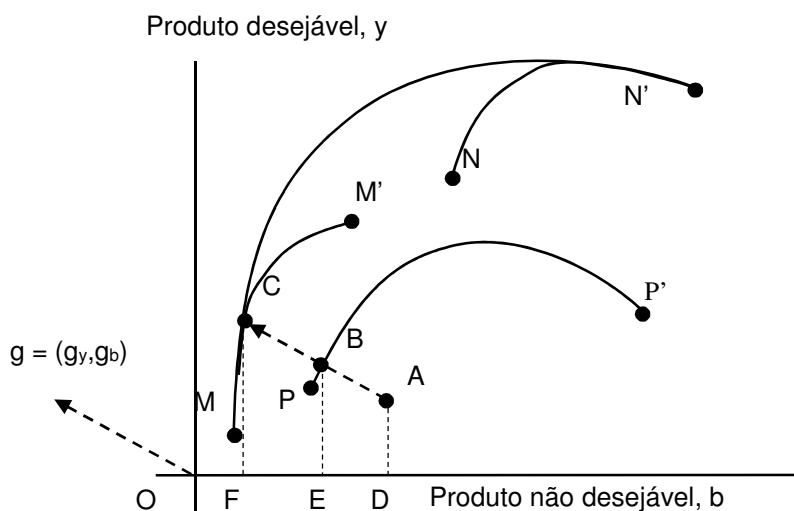


Figura 8. Meta-fronteira e fronteiras dos subgrupos

Fonte: Chiu et al. (2012)

A eficiência da DMU A na meta-fronteira e na fronteira do subgrupo podem ser representadas por $MEE(A) = OF/OD$ e $GTE(A) = OE/OD$, respectivamente. Logo, $MTR(A) = OF/OE$. A ineficiência causada pelo *gap* tecnológico e pelo gerenciamento inadequado dos recursos são definidas por $TGI(A) = GTE(A)(1 - MTR(A)) = FE/OD$ e $GMI(A) = (1 - GTE(A)) = ED/OD$. Nesse sentido, pode-se definir a ineficiência ambiental por $MTI(A) = TGI(A) + GMI(A) = FD/OD$. De maneira resumida, observa-se que a eficiência gerencial do município está relacionada com a sua performance quando comparado aos demais do seu grupo. Já a sua eficiência tecnológica diz respeito à distância da meta-fronteira.

Outro aspecto de grande relevância é a escolha dos subgrupos, posto que não existe um critério único que possa ser utilizado. Por isso, muitas medidas acabam sendo *ad hoc*. Para reduzir o viés da formação de grupos, primeiramente dividiram-se os municípios conforme a divisão estabelecida pela Política Nacional de Assistência Social (PNAS, 2005), a qual estabelece cinco agrupamentos por critérios populacionais, conforme reporta a Tabela 1 abaixo.

Tabela 1. Classificação dos municípios por porte populacional

Porte	Regra	Municípios (qt)	Percentual (%)
Pequeno I	Até 20.000	3244	67,76
Pequeno II	20.001 até 50.000	991	20,71
Médio	50.001 até 100.000	309	6,45
Grande	100.001 até 900.000	226	4,72
Metrópole	Mais de 900.000	17	0,36
Total		4787	100

Os municípios foram, então, previamente divididos em pequenos (I e II), médios, grandes e metrópoles. Percebe-se que a maior parte das regiões brasileiras (quase 90%) é composta por cidades de até 50 mil habitantes (consideradas pequenas). Em outro extremo, observa-se que apenas 0,36% dos municípios são considerados metrópoles. A partir disso, utilizou-se as variáveis escolaridade, participação dos setores agropecuária, extração mineral, indústria e serviços, além da renda e o indicador de desenvolvimento dos municípios para dividir os municípios dentro de cada porte. As razões para a escolha dessas variáveis são apresentadas a seguir.

Primeiramente, para definir as fronteiras dos subgrupos, utilizou-se como base os estudos de Chiu et al. (2012), Iyer et al. (2006), Oh e Lee (2010) e Zhang e Choi (2013). Iyer et al. (2006) supõe que a renda *per capita* seja uma *proxy* do nível tecnológico em função dos países de renda mais elevada serem tecnologicamente mais avançados. O autor argumenta que os níveis de renda são determinantes do padrão tecnológico, assim como a tecnologia determina a renda. A adoção deste critério, assim, é relevante para discriminar regiões. Especificamente para o Brasil, uma correlação simples entre número de patentes, exportação de produtos de alta tecnologia e renda *per capital* mostra, de fato, coeficientes com valores bastante elevados¹⁷. Levando em conta que os municípios mais desenvolvidos são aqueles de maior renda no Brasil, a lógica colocada por Iyer et al. (2006) pode ser expandida regionalmente. Diante disso,

¹⁷ Por exemplo, encontrou-se 0,911 entre renda *per capita* e produtos de alta tecnologia e 0,874 entre renda *per capita* e número de patentes.

este estudo utilizou o “rendimento médio familiar dos ocupados” para determinar o padrão tecnológico das fronteiras.

Além da renda, observa-se que municípios mais desenvolvidos possuem maior participação de trabalhadores qualificados. Na presente pesquisa, metrópoles apresentaram três vezes mais trabalhadores qualificados do que os pequenos I. Uma explicação para este fenômeno é a oferta de atividades tecnologicamente mais avançadas e que exigem maior grau de especialização. Para incorporar este fator como discriminante, este estudo empregou o “percentual dos ocupados que possuem ensino superior”.

Outro critério diz respeito ao desenvolvimento dos municípios. Utilizou-se o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDH-M), que é a medida mais difundida acerca do desenvolvimento municipal. O IDH-M é um indicador que adota três dimensões do desenvolvimento: longevidade, educação e renda. Quanto mais próximo da unidade, mais desenvolvido é o município (PNUD, 2015). Portanto, esta variável também é importante para subdividir as fronteiras a partir de critérios tecnológicos.

Por fim, adotou-se a importância relativa dos setores como *proxy* da fronteira tecnológica das regiões. Foi possível, assim, agrupar municípios que são intensivos na produção agropecuária, industrial, de serviços e de extração mineral em grupos homogêneos. Com estes procedimentos, espera-se que os grupos sejam compatíveis com a realidade nacional, que possui estruturas produtivas e tecnologias bastante distintas entre as regiões.

Adotando a sugestão de Chiu et al. (2012), utilizou-se a técnica de análise de agrupamento (*cluster analysis*). A análise de *cluster* pode ser utilizada para agrupar municípios conforme seu padrão tecnológico. Neste contexto, destacam-se os métodos hierárquicos e os não hierárquicos. O primeiro deles busca, em um primeiro estágio, determinar “n” agrupamentos. Os “n” municípios, então, vão se agrupando entre eles a partir do critério de distância euclidiana. Assim, os *clusters* com menor distância são agrupados em um processo de repetição até que o número de agrupamentos desejado seja alcançado. Ao contrário desse método, os algoritmos não hierárquicos, apesar de serem mais indicados para grandes amostras (como neste estudo), exigem que o número de agrupamentos seja determinado em uma análise *a priori*. A ideia por trás do procedimento é de agrupar um número de municípios que tenham características

tecnológicas semelhantes, mas que sejam dessemelhantes com outros agrupamentos formados. A ferramenta mais conhecida é o agrupamento por k-médias (MINGOTI; LIMA, 2006).

O algoritmo das k-médias constrói k sementes iniciais para cada agrupamento. Os “n” municípios são, então, comparados com cada semente pela média da distância euclidiana e associado à semente mais próxima. O processo é repetido inúmeras vezes e a semente é recalculada utilizando o vetor médio das regiões associados ao *cluster*. O algoritmo converge quando não há distinção entre as sementes de dois estágios diferentes, associando, então, cada município a apenas um *cluster*.

Para realizar os agrupamentos, optou-se pelo método das k-médias em virtude do grande número de municípios a serem considerados. Com o intuito de obter melhor desempenho, Mingoti e Lima (2005) sugerem utilizar o procedimento de Ward (método hierárquico) em um primeiro estágio, para dividir os municípios em k grupos e, a partir disso, utilizar o vetor de médias de cada k grupo como as sementes iniciais. A vantagem desse procedimento é calcular as estatísticas Pseudo-F de Calinski e Harabasz e as de Duda e Hart, as quais auxiliam na escolha do número de *clusters* (MINGOTI, 2005).

Para evitar a sensibilidade do método às unidades de medida das variáveis, utilizou-se a distância euclidiana padronizada. Também é importante reportar a estrutura de correlação entre as variáveis. Apesar de o critério de distância euclidiana ser indicado quando as variáveis são não correlacionadas, Mingoti e Lima (2005), estudando as taxas de convergências dos algoritmos de agrupamento, chegaram à conclusão de que tais correlações não afetam sistematicamente a performance do algoritmo das k-médias, o que torna possível a aplicação deste procedimento neste estudo.

Os referidos procedimentos minimizam os efeitos da heterogeneidade tecnológica dos municípios e melhoram a consistência dos indicadores de performance ambiental.

7.3.3. O problema da natureza determinística: a abordagem *bootstrapping*

A terceira limitação trata-se da natureza não estocástica dos indicadores de eficiência ambiental. Apesar de existirem variações aleatórias não incorporadas explicitamente na função de produção, os modelos DEA têm sido retratados na literatura especializada de maneira determinística (ZHOU; ANG, 2008; WANG et al., 2013, ZHANG; CHOI, 2013). As variações aleatórias podem ocorrer em virtude da amostragem, de fatores ambientais (como a temperatura ou precipitação, por exemplo) ou por características peculiares não incorporadas, mas que afetam a produção de bens desejáveis e não desejáveis dos municípios. Em linhas gerais, o escore de eficiência é na verdade uma medida relativa obtida da estimação da verdadeira, mas não observável, função de produção (SIMAR; WILSON, 1998).

A estimação dos escores por *bootstrap* é importante por ao menos duas razões. A primeira delas refere-se às análises de segundo estágio (modelos DEA semi-paramétricos). Os indicadores de eficiência ambiental, além de ranquearem os municípios sob a perspectiva ambiental, também podem ser utilizados como variável dependente em um modelo de regressão, caracterizando um modelo de dois estágios. Não obstante, ao não considerar as oscilações aleatórias próprias das variáveis dependentes, não se pode realizar as inferências estatísticas aplicáveis neste contexto em razão da possível correlação serial entre os escores de eficiência. Em segundo lugar, o processo de reamostragem aproxima os indicadores da realidade empírica dos municípios, que não controlam plenamente todas as variáveis que interferem nos níveis produtivos.

Para simular o processo gerador de dados (*Data Generating Process – DGP*) dos escores de eficiência, Simar e Wilson (1998) sugerem a reamostragem *bootstrapping*. Resumidamente, os autores aproximam a distribuição densidade de probabilidade verdadeira dos escores por meio de uma distribuição empírica construída pelo processo *bootstrapping* paramétrico (EFRON, 1979). O método é baseado na repetida simulação do DGP através de reamostragem, aplicando o estimador original para cada amostra simulada, resultando em uma distribuição para o estimador original (SIMAR; WILSON, 1998).

Segundo Zhou et al. (2010), o processo *bootstrapping* pode ser resumido nos seguintes passos: (i) calcular GTE_i para $i=1,2,...,I$ municípios; (ii) utilizar o estimador de densidade de Kernel bivariado e o método de reflexão introduzido por Simar e Wilson (1999) para gerar dois *pseudo* conjunto de dados; (iii) estimar por *bootstrap* GTE_i^* para $i=1,2,...,I$ a partir do *pseudo* conjunto de dados do passo (ii); Repetir os passos (ii) e (iii) z vezes para obter z estimativas $\{GTE_i^*, z = 1,2,...,Z\}$ para $i=1,2,...,I$. As estimativas *GTE bootstrapping* podem ser utilizadas na construção de intervalos de confiança e inferências estatísticas. Pode-se também utilizar as estimativas para testar a significância da estimação *bootstrapping* em relação à fronteira original (SIMAR; WILSON, 1998).

A principal vantagem do procedimento *bootstrapping* é a possibilidade de se fazer inferências estatísticas e regressões de segundo estágio em indicadores de eficiência estimados pelo DEA. A próxima seção apresenta a relação entre as características e a eficiência ambiental dos municípios brasileiros.

7.4. As características municipais e a eficiência ambiental

O indicador de eficiência ambiental é uma variável que demonstra a habilidade de um município em produzir bens desejáveis e o seu custo social (degradação ambiental). Portanto, conhecer a relação que as características municipais têm com o indicador pode fornecer importantes informações para a formulação de políticas ambientais. Esta análise é chamada de “determinantes da eficiência”.

Metodologicamente, o procedimento consiste em estimar o indicador de eficiência ambiental proposto nas seções anteriores e utilizá-lo como variável dependente em um modelo econométrico, no qual as características municipais são utilizadas como variáveis explicativas. Este estudo se justifica por que existem muitas variáveis fora da função de produção municipal que afetam a eficiência ambiental das unidades, mas não podem ser diretamente incorporadas na estimação do indicador de eficiência por não terem características de produtos ou insumos. Portanto, a estimação desse segundo estágio é importante

por pelo menos duas razões. É importante averiguar a influência dos fatores exógenos sobre a eficiência ambiental dos municípios. Ademais, faz-se necessário corrigir essa influência para se ter indicadores que expressem a realidade das regiões.

Alguns estudos, tais como Ribeiro (2008), Gassebner et al. (2006) e Zheng et al. (1998), tem indicado que tal relacionamento pode ser obtido pelo seguinte modelo de regressão:

$$\hat{\phi}_i = \beta Z_i + \varepsilon_i, \quad (29)$$

em que $\hat{\phi}_i$ é a eficiência ambiental do i-ésimo município ($i = 1, 2, \dots, n$); β é o vetor ($k \times 1$) de parâmetros a serem estimados que fornecem os efeitos marginais das variáveis explicativas; Z_i é a matriz ($n \times k$) de variáveis explicativas que fornece as informações sobre as características municipais; e ε_i é um distúrbio estocástico $\varepsilon_i \sim n(0, \sigma_\varepsilon^2)$.

É importante reportar que os escores de eficiência estão restritos a um intervalo $(0, 1]$, ou seja, assumindo que todos os municípios produzam quantidades positivas de bens desejáveis e não desejáveis, a eficiência relativa será, no máximo, igual à unidade (situação na qual o município é ambientalmente eficiente). Este fato mostra que a variável dependente apresenta truncamento ocasional, sugerindo a aplicação de um modelo para dados censurados, tal como o Tobit.

Não obstante, a estimação do segundo estágio possui alguns importantes problemas. O primeiro deles diz respeito ao viés nos indicadores de eficiência. Como não se incorpora os fatores puramente aleatórios responsáveis por flutuações na eficiência dos municípios, a fronteira estimada produz escores que podem ser viesados, prejudicando as análises do segundo estágio. O segundo problema relaciona-se às possíveis correlações seriais. Ao não assumir a importância dos fatores aleatórios na função de produção municipal, os indicadores tornam-se muito sensíveis à inclusão (ou exclusão) de um determinado município na amostra, ocasionando correlação serial entre os escores de eficiência. Por exemplo, se houver alterações nas unidades que

formam a fronteira de eficiência, os escores das demais provavelmente vão se alterar. Outra questão é que os produtos e insumos incorporados no primeiro estágio são correlacionados com as variáveis exógenas do segundo estágio. O fato é que o erro aleatório da regressão também acaba sendo correlacionado com as variáveis Z_i , tornando os estimadores viesados e inconsistentes. Além disso, Simar e Wilson (1998) demonstram a tendência de se obter muitas unidades eficientes $\hat{\phi}$ e a baixa convergência assintótica do indicador.

Apesar dos problemas mencionados, Simar e Wilson (1998) propuseram um método baseado em reamostragem *bootstrapping* para corrigir o viés do indicador de eficiência causado pela desconsideração dos fatores aleatórios no primeiro estágio. Ao estimar o processo gerador de dados, é possível se fazer inferências estatísticas, além de tornar possível a estimação do segundo estágio. Por isso, este estudo adotou o referido procedimento para estimar a regressão dos determinantes da eficiência ambiental. Para fins comparativos, estimou-se o modelo por MQO e Tobit.

Em relação à definição das variáveis independentes do segundo estágio, Afonso et al. (2006) ressalta que em estudos municipais as características econômicas, sociais, educacionais, de infraestrutura, demográficas e regionais podem influenciar o indicador de eficiência. Por isso, o autor sugere a inclusão de *proxies* dessas características municipais na estimação dos determinantes. Além das referidas dimensões, entende-se que ações ou políticas ambientais já existentes tenham algum efeito sobre a eficiência ambiental dos municípios, seja por ser uma medida que visa manter a degradação ambiental em baixos níveis ou para reduzir a degradação ambiental que o município já possui. Por esses motivos, incluiu-se na estimação de segundo estágio as referidas dimensões. As variáveis e as hipóteses subsequentes são reportadas abaixo.

- (i) **Percentual de pessoas pobres** – A inclusão dessa variável visa analisar o efeito que a pobreza dos municípios possui sobre a eficiência ambiental. Como estudos anteriores têm destacado, o aumento da pobreza está associado a baixos níveis de atividade econômica (GROSSMAN; KRUEGER, 1995; SELDEN; SONG, 1995; PANAYOTOU, 1995). Por isso, espera-se que a redução da pobreza

(associado ao crescimento econômico), diminua a eficiência ambiental dos municípios.

- (ii) **Participação dos setores na economia** – Essa variável visa captar se o desempenho ambiental dos municípios possui relação com sua especialização produtiva, mensurada pelo percentual de trabalhadores nos setores industrial, agropecuário, extração mineral e de serviços.
- (iii) **Índice de Gini** – É um indicador de desigualdade de renda. Quanto maior o índice, maior a desigualdade. Quando a sociedade se torna muito desigual, a população se preocupa menos com a degradação ambiental e utiliza os recursos naturais a uma taxa maior. Ademais, a desigualdade de renda implica em maior poder político a uma pequena parcela da população, que pode determinar os rumos das políticas ambientais (BOYCE, 1994; GASSEBNER et al., 2006; BERTHE; ELIE, 2015). Também vale a pena mencionar que a desigualdade pode ter diferentes efeitos sobre a disposição social a pagar por bens ambientais e, por consequência, seu efeito sobre a performance ambiental pode ser negativo (MAGNANI, 2000).
- (iv) **Percentual dos ocupados com ensino superior** – Essa variável é uma *proxy* do nível educacional do município. Pelo quadro tradicional da EKC, espera-se que municípios com maior padrão educacional sejam mais eficientes ambientalmente, pois um dos principais motores para a redução da degradação é a preocupação social com as questões ambientais, refletida principalmente nos indicadores de educação (GROSSMAN; KRUEGER, 1995). Por outro lado, Magnani (2000) afirma que tal hipótese pode não ser verificada quando existe baixa elasticidade-renda para qualidade ambiental. Dessa forma, a relação entre desempenho ambiental e educação pode ser tanto positiva quanto negativa.

- (v) **Percentual da população que possui coleta de lixo** – A quantidade de municípios atendidos por serviços de coleta de lixo pode representar o grau de desenvolvimento municipal. Mesmo assim, apesar da expansão do serviço representar uma melhoria na infraestrutura, o tratamento que os municípios dão ao lixo pode tornar seu efeito negativo sobre o indicador de eficiência ambiental, visto que o tratamento inadequado está relacionado às emissões de GEEs.
- (vi) **Iniciativas de consumo sustentável** – É uma variável *dummy* que representa a existência ($d = 1$) ou não ($d = 0$) de ações que o município tomou com o objetivo de incentivar o consumo sustentável, tais como campanhas, parcerias e/ou mudanças na legislação.
- (vii) **Ações para reduzir o consumo de água e energia** – É uma variável *dummy* que representa a existência ($d = 1$) ou não ($d = 0$) de ações que o município adotou para conscientizar a população sobre a importância de economizar água e energia.
- (viii) **Critérios ambientais para licitação** – É uma variável *dummy* que representa a existência ($d = 1$) ou não ($d = 0$) de algum critério ambiental para a concorrência em licitações.
- (ix) **Outras iniciativas ambientais** – É uma variável *dummy* que representa a existência ($d = 1$) ou não ($d = 0$) de outras iniciativas ambientais não especificadas nas variáveis anteriores.

Ainda sobre as ações ambientais, é importante destacar dois pontos. A inexistência de políticas ambientais continuadas é um retrato dos municípios brasileiros. Não se observa, por exemplo, variáveis históricas sobre medidas de sustentabilidade. Segundo, o fator supramencionado impossibilita estudos sobre a dinâmica das ações ambientais e seus efeitos de longo prazo sobre os indicadores de eficiência ambiental. Portanto, não se espera um sinal *à priori*, pois as ações podem ter sido tomadas após se verificar alto grau de degradação ambiental (relação negativa) ou por consciência da população (relação positiva).

- (x) **Características regionais** – É um conjunto de *dummies* que expressa as diferenças no indicador causadas por fatores regionais. A região Sudeste foi omitida para evitar problemas de multicolinearidade perfeita.

A inclusão dos efeitos regionais pode indicar a presença de transbordamentos ambientais. Para tratar a questão de forma mais formal, a próxima seção aborda o método para averiguar a hipótese de transbordamentos (*spillovers* ambientais).

Um resumo sobre essas variáveis será apresentado na Tabela 2, seção 7.6.

7.5. O transbordamento de tecnologias ambientais

A eficiência ambiental dos municípios pode sofrer a influência das ações ambientais tomadas pelos seus vizinhos, caracterizando o fenômeno dos transbordamentos ambientais. Os modelos tradicionais, entretanto, não conseguem captar esta dependência. Metodologicamente, o efeito pode ser capturado por modelos de dependência espacial (CARVALHO; ALMEIDA, 2010). Assim, expande-se o modelo de segundo estágio para o modelo dos “determinantes da eficiência com *spillovers* ambientais”. O modelo supracitado é chamado na literatura de *Spatial Auto Regressive* (SAR). Econometricamente, o SAR evidencia a existência de transbordamentos ambientais quando a variável dependente do município *i* afeta a variável dependente do município *j* (e vice-versa).

Formalmente, pode-se escrevê-lo da seguinte forma:

$$\hat{\phi}_i = \rho W\hat{\phi}_i + \beta Z_i + \varepsilon_i, \quad (30)$$

em que $\rho W\hat{\phi}_i$ denota a defasagem espacial do indicador de eficiência ambiental. O termo W é uma matriz de pesos espaciais que captura a estrutura da dependência espacial da variável dependente; e ρ é um parâmetro a ser estimado que fornece a direção da relação. Sob a hipótese da existência de transbordamentos, espera-se $\rho > 0$. Neste caso, existe transbordamento ambiental entre municípios vizinhos.

De forma geral, entende-se por matriz de ponderação espacial a estrutura matricial com dimensão $(n \times n)$ que segue algum critério preestabelecido de proximidade, o qual mostra a influência de um município sobre outro. Os critérios de proximidade podem ser definidos por questões geográficas ou econômicas. As matrizes mais utilizadas em problemas de dependência espacial são as de contiguidade e distância geográfica (ANSELIN, 1988).

As matrizes de contiguidade são definidas considerando a existência de alguma fronteira física entre as regiões. Com base neste critério, são construídas variáveis *dummies* com valores unitários, caso as regiões sejam vizinhas por fronteira geográfica; e zero, caso contrário. De maneira formal:

$$w_{ij} = \begin{cases} 1, & \text{se } i \text{ e } j \text{ são vizinhos} \\ 0, & \text{caso contrário} \end{cases} \quad (31)$$

Por convenção, nenhum município é considerado vizinho de si mesmo. Apesar de parecer um processo relativamente simples, a definição do critério geográfico tem motivado muitos estudos aplicados (LESAGE; PACE, 2014; (KAPOOR et al., 2007; BAUMONT et al., 2004).

Analogamente ao jogo de xadrez, define-se três matrizes de contiguidade: rainha (*queen*), torre (*rook*) e bispo (*bishop*). A Figura 9 representa o conceito de vizinhança pela convenção de contiguidade.

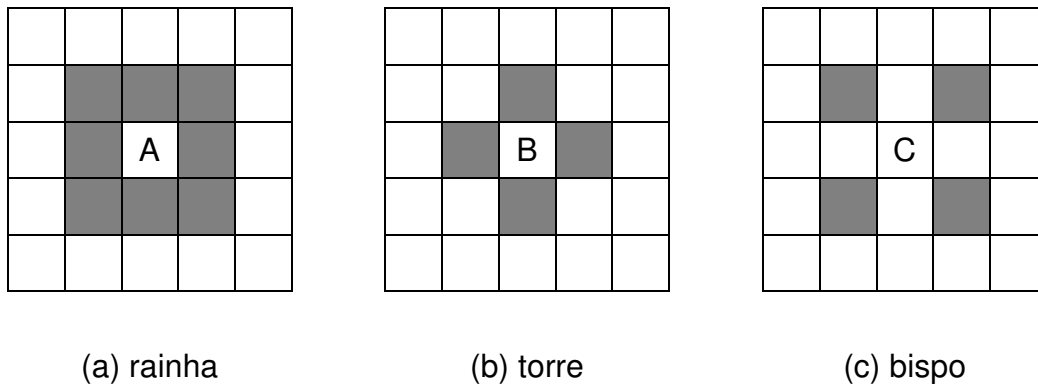


Figura 9. Matrizes de contiguidade

Fonte: Almeida (2012)

A matriz rainha considera vizinhos aqueles municípios que partilham fronteiras geográficas físicas e os vértices do mapa (Figura 10a). Quando os vértices não são considerados, a convenção de contiguidade é denominada matriz torre (Figura 10b). A matriz bispo (Figura 10c), por sua vez, considera apenas os vizinhos que partilham os vértices. As duas primeiras matrizes, para LeSage (1999), são as mais comuns por ampliarem a definição de vizinhos geográficos. A desvantagem desta abordagem é o desbalanceamento do número de municípios vizinhos, pois existirão regiões com maior número de vizinhos e outras com poucos vizinhos. Porém, a vantagem é a possibilidade de definir vizinhos de ordem superior (vizinhos dos vizinhos)¹⁸.

As matrizes de ponderação espacial também podem seguir algum critério de distância geográfica, assumindo que regiões mais próximas exercem maior influência. Valha como exemplo a matriz W de k vizinhos mais próximos. Em termos formais, trata-se de uma matriz binária que estabelece uma distância limiar para se definir os vizinhos:

$$w_{ij}(k) = \begin{cases} 1, & \text{se } d_{ij} \leq d_i(k) \\ 0, & \text{caso contrário,} \end{cases} \quad (32)$$

em que $d_i(k)$ é a distância máxima para que os municípios i e j sejam considerados vizinhos. O valor *threshold* pode variar de município para

¹⁸ Almeida (2012) apresenta alguns exemplos para os casos de vizinhos de ordem superior a um.

município, possibilitando, assim, que os municípios tenham a mesma quantidade de vizinhos. Além do uso de variáveis binárias, pode-se estabelecer uma medida de distância inversa, a qual permite diferenciar a influência dos vizinhos sobre o próprio município.

As matrizes de ponderação W possuem algumas propriedades consideradas desejáveis (ALMEIDA, 2012):

$$(i) \quad 0 \leq w_{ij} < \infty;$$

$$(ii) \quad \sum_j w_{ij} \neq 0;$$

$$(iii) \quad w_{ii} = 0;$$

$$(iv) \quad E(w_{ij}\varepsilon) = 0.$$

Em primeiro lugar, as matrizes de pesos espaciais devem possuir valores não negativos e finitos. A primeira condição estabelece que municípios considerados vizinhos tenham alguma importância para explicar a eficiência ambiental de algum outro. Caso não sejam vizinhos, a ponderação será nula. A finitude dos pesos é uma condição necessária para o estabelecimento assintótico dos estimadores (como a máxima verossimilhança) e testes estatísticos. A segunda restrição indica a impossibilidade da existência de ilhas, ou seja, municípios que não tenham nenhum vizinho que partilhe as mesmas fronteiras. Em suma, a existência de ilhas caracteriza perda de graus de liberdade, uma vez que municípios sem vizinhos não são levadas em conta na estimação. A terceira pressuposição impede que municípios causem influência neles mesmos. Além disso, assumir $w_{ii} = 0$ facilita os cálculos envolvendo as matrizes de pesos espaciais, pois o traço da matriz será nulo. E a quarta e última restrição impõe que os pesos não sejam correlacionados com o termo de erro da equação de segundo estágio. Em outras palavras, os pesos espaciais devem ser exogenamente dados.

Um problema recorrente em econometria espacial é a arbitrariedade na definição da matriz de pesos espaciais. Para isso, Baumont et al. (2004) sugere o seguinte procedimento em três passos:

- 1) Estimar o modelo clássico de regressão linear (MQO);
- 2) Testar a presença de autocorrelação espacial pela estatística I de Moran¹⁹ por várias matrizes;
- 3) Escolher a matriz com o maior I de Moran estatisticamente significativo.

Contudo, é importante ressaltar a crítica de LeSage e Pace (2009) ao procedimento. Segundo os autores, o I de Moran trata-se de um coeficiente de correlação espacial que desconsidera a influência de outros fatores importantes em seu procedimento de cálculo. Ademais, existe uma tendência de se adotar a matriz de distância de k(1) vizinhos, visto que o efeito espacial dos vizinhos ($k = 2, 3, \dots, n$) superestimam seu I de Moran. Por tudo isso, este estudo adota a matriz “rainha” por dois motivos. Primeiro, a rainha tem sido largamente utilizada em modelos de dependência espacial e permite estimar a autocorrelação média de todos os vizinhos que fazem fronteiras diretamente (ALMEIDA, 2012). E segundo, considerando o procedimento posto por Baumont (2004), foi a matriz que conseguiu capturar a maior autocorrelação possível.

Quanto ao modelo SAR, sua especificação indica um possível problema de endogeneidade, pois a dependência espacial ocorre de forma multidirecional (processo de causação circular). Como resultado, a variável espacial está necessariamente correlacionada com o termo de erro estocástico. Para corrigir o problema de endogeneidade do termo espacial, estima-se o modelo por máxima verossimilhança (MV). Resumidamente, a estimação por MV assume que amostras diferentes podem ser geradas por meio de diferentes populações. O procedimento possibilita estimativas para os parâmetros da população que maximizam a probabilidade de visualizar dados que foram efetivamente realizados. A função de verossimilhança pode ser expressa como a função densidade de probabilidade conjunta das observações, conforme a expressão (33) (ALMEIDA, 2012):

¹⁹ Seja w a matriz de ponderação espacial, z a eficiência ambiental padronizada para as unidades espaciais i e j ; o coeficiente I de Moran é dado por: $I = (n/S_0)(z'Wz/z'z)$, em que n é o número de municípios, Wz são os valores médios da eficiência ambiental padronizada nos vizinhos, definida pela matriz de ponderação espacial W ; e S_0 define que todos os elementos da matriz devem ser somados. O I de Moran pode ser entendido como o coeficiente angular da reta de regressão da defasagem espacial, dada a matriz de pesos espaciais (ANSELIN, 1988).

$$L(x, \theta) = c(x) f(x_1, x_2, \dots, x_n; \theta), \quad (33)$$

em que $c(x)$ é o conjunto de dados observados. O termo $f(x_1, x_2, \dots, x_n; \theta)$ representa a função densidade conjunta e θ é o conjunto de parâmetros a serem estimados. O estimador MV possui as propriedades assintóticas de eficiência, consistência e normalidade. Nos modelos tradicionais, a hipótese de independência das observações possibilita simplificar a função densidade como o produto das densidades individuais $L(x, \theta) = c(x) \prod_{i=1}^n f(x_i; \theta)$ para se poder utilizar o logaritmo natural da função. Todavia, em modelos espaciais tal hipótese não é verificada, já que as observações são dependentes espacialmente. Contudo, as propriedades assintóticas desejáveis serão mantidas se as seguintes condições ocorrerem:

- 1) $L(x, \theta)$ existir;
- 2) As derivadas de primeira, segunda e terceira ordem da função $L(x, \theta)$ com respeito aos parâmetros existirem (sendo a primeira um valor finito);
- 3) E a matriz de variâncias e covariâncias (var-cov) ser não singular.

Apesar da dependência entre as observações levar a uma perda de informações, a abordagem assintótica permite derivar os testes e os estimadores baseados em aproximações quando o tamanho da amostra aumenta indefinidamente. Particularmente, o fato deste estudo possuir uma amostra grande de municípios permite o relaxamento da pressuposição assintótica do estimador de MV. Na prática, a estimação de MV resume-se em quatro etapas (ALMEIDA, 2012). A primeira consiste em estimar o modelo tradicional por MQO, desconsiderando o efeito espacial. No segundo passo trata-se de uma regressão dos pesos espaciais contra as variáveis independentes do modelo tradicional. O terceiro, por sua vez, estima os resíduos das duas regressões anteriores. Já no quarto passo, os resíduos são utilizados na função de log-verossimilhança para se obter uma estimativa de ρ .

Antes de estimar o modelo de dependência espacial faz-se necessária a análise exploratória de dados espaciais (AEDE) com o intuito de obter melhor

compreensão acerca do problema espacial. A AEDE é um conjunto de técnicas que auxiliam na análise espacial por meio de mapas, testes e diagramas, por exemplo. Utiliza-se neste estudo o mapa dos clusters (*Local Indicator of Spatial Association* – LISA), o I de Moran e o diagrama de dispersão.

Em resumo, utiliza-se econometria espacial com o intuito de detectar os possíveis transbordamentos ambientais que podem ocorrer entre os municípios. A confirmação desta hipótese implica na existência de *spillovers* ambientais. Ou seja, ações ambientais poderiam ser copiadas por municípios vizinhos e poderiam expandir o efeito de políticas ambientais específicas.

7.6. A descrição das variáveis e a fonte dos dados

Visando melhor compreensão da função de produção e das variáveis a serem incluídas, primeiramente fez-se uma revisão de literatura a respeito das variáveis consideradas na função de produção com tecnologias ambientais, baseando-se principalmente nos estudos de Chung et al. (1997), Färe et al. (1989, 1995, 2005), Chiu et al. (2012), Färe e Grosskopf (2004), Kuosmanen e Kortelainen (2005), Kortelainen (2008), Zhou e Ang (2008), Zhou et al. (2008, 2010), Zhang (2008), Oh e Lee (2010), Wang et al. (2013) e Zhang e Choi (2013).

A tecnologia de produção assumida permite que a externalidade negativa seja levada em consideração. Assume-se que os municípios brasileiros produzam quantidades positivas de bens desejáveis e não desejáveis. Com isso, o conjunto de produção pode ser demasiadamente grande, de tal forma que:

$$y = (y_1, \dots, y_M) \in \mathfrak{R}_+^M \text{ e } b = (b_1, \dots, b_I) \in \mathfrak{R}_+^I. \quad (34)$$

Este fato ocorre por que cada município pode produzir inúmeros bens que a sociedade deseja, degradando o meio ambiente de maneira complexa e variada. A produção de bens desejáveis, todavia, pode ser aproximada pelo Produto Interno Bruto dos municípios (PIB). O PIB é o valor adicionado

municipal, em termos monetários, de todos os setores da economia, a preços correntes, em 2010. Esta variável é disponibilizada pelo IBGE (2015).

Já em relação à externalidade negativa, não existe consenso sobre alguma medida que retrate de forma eficiente as pressões ambientais. Apesar disso, nota-se que existe a tendência de se considerar as emissões de poluentes como *proxy*, por três motivos (KORTELAINEEN, 2008). Primeiramente, as emissões de poluentes relacionam-se fortemente com as pressões ambientais da atividade produtiva. Em segundo lugar, pode-se observar que elas representam um dos principais problemas ambientais da atualidade (IPCC, 2013). Por fim, utilizar uma medida de emissões de poluentes simplifica operacionalmente o método DEA. Dito isso, utilizou-se as emissões de poluentes para representar a degradação do meio ambiente. Os gases considerados foram metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) e dióxido de carbono (CO_2), que juntos representam 70% do total das emissões de GEEs a nível global. Suas fontes naturais e antrópicas são discutidas na *United States Environmental Protection Agency* (EPA, 2015) e relatadas conforme a seguir.

Em termos gerais, observa-se a prevalência de CH_4 naturalmente em pântanos, mas a atividade humana tem expandido sua produção. Atualmente, estima-se que 60% do total emitido seja de atividades antrópicas. Deste montante, pode-se destacar as atividades industriais (queima de gás natural e petróleo), agrícolas (fermentação entérica de rebanhos bovinos, sendo a principal fonte de emissão antrópica) e os resíduos sólidos (aterros e tratamento do lixo). O potencial de emissão do CH_4 equivale a 21 moléculas de CO_2 (EPA, 2015).

O segundo gás supracitado (N_2O) faz parte do ciclo natural de nitrogênio do Planeta. Entretanto, as atividades humanas têm aumentado a quantidade desse gás na atmosfera, intensificando o processo de aquecimento global²⁰ (suas emissões representam 5% das emissões de GEEs). O processo é observado quando uma bactéria quebra a molécula de nitrogênio contida no solo ou no oceano. Entende-se que cerca de 40% da produção de N_2O advenha de atividades humanas, podendo ser atribuída a três fontes principais. A primeira delas é a atividade agrícola, por meio do uso de fertilizantes ou pelo processo de

²⁰ Estima-se que o N_2O permaneça cerca de 114 anos na atmosfera até ser destruído por algum processo químico (EPA, 2015).

decomposição do nitrogênio do estrume bovino. A segunda relaciona-se com as emissões do setor de transportes, principalmente pela queima de combustíveis. E a terceira, à indústria. A indústria gera subprodutos durante a produção de ácido nítrico (produção de fertilizantes) e adípico (usado na produção de fibras, nylon e produtos sintéticos), ocasionando a emissão de N_2O . O impacto de uma molécula de N_2O é equivalente a 310 de CO_2 (EPA, 2015).

O CO_2 , por sua vez, é o principal gás emitido por ações antrópicas. Sua presença natural está associada ao ciclo de carbono (circulação natural entre os oceanos, solos, plantas, animais e atmosfera), mas assim como os demais gases, a atividade humana afetou sua emissão e alterou o seu ciclo natural. Estudos apontam que a principal fonte antrópica seja a queima de combustíveis fósseis dos setores energéticos, industriais e mudanças no uso da terra (EDMONDS; REILLY, 1982; CHIU et al., 2012). A grande preocupação quanto à emissão de CO_2 está relacionada ao seu lento processo de destruição, uma vez que parte significativa prevalece na atmosfera por milhares de anos (apesar de parte das emissões ser capturada pelos oceanos) (EPA, 2015).

A partir da equivalência das moléculas dos gases (potencial de aquecimento global – *Global Warming Potencial* – GWP), foi possível criar um indicador de emissões em toneladas equivalentes de CO_2 pela seguinte expressão: $tCO_2eq_i = (CO_2)_i + (21)(CH_4)_i + 310(N_2O)_i$ ($i = 1,2,...,n$). Os dados foram extraídos da base *Emissions Database for Global Atmospheric Research* (EDGAR) FT V4.2 2010, a qual disponibiliza uma base georreferenciada por coordenadas geográficas em um *grid* de $0,1^\circ$ (cerca de $123,5 \text{ km}^2$).

A EDGAR FT V4.2 2010 foi desenvolvida pela *European Commission* (*Joint Research Centre* – JRS) e pela *Netherlands Environmental Assessment Agency* (PBL). Para combinar os pontos do *grid* com as fronteiras municipais a partir das coordenadas geográficas, utilizou-se o *software* ArcGIS 10.1. Os dados foram extraídos em médias anuais das emissões em quilogramas por metro quadrado por segundo ($\text{kg/m}^2/\text{seg}$) e convertidos em toneladas equivalentes de CO_2 por ano ($\text{ton/km}^2/\text{ano}$).

É preciso ressaltar que a base possui algumas importantes limitações. Primeiro, a EDGAR FT V4.2 2010 utiliza outras bases de dados extraídas de fontes primárias, medições próprias e projeções, podendo ter, portanto, algum

grau de imprecisão. Em segundo lugar, as emissões são restritas a algumas fontes específicas. Os dados de CO₂, por exemplo, consideram as emissões a partir da queima de combustíveis fósseis, óleos e gases, processos industriais, decomposição de biomassa, uso de solventes e calcário agrícola e incêndios por carvão e petróleo. Os dados de CH₄ incluem queima de combustíveis fósseis (produção, manejo, transporte, etc.), emissões do setor agropecuário, processos residuais (manejo, tratamento, incineração, etc.) e processos industriais (produção de metanol). Já os dados de N₂O consideram a queima de combustíveis fósseis e biocombustíveis, emissões do setor agropecuário, processos industriais (produção de ácidos, manejo dos resíduos, etc.) e fontes não agrícolas. Assim, percebe-se que as emissões advindas do processo de desmatamento, as quais são importantes para explicar o atual panorama brasileiro, não estão incluídas na base de dados. E por fim, apesar de ser a base com o menor nível de agregação possível ao tipo de dado, observa-se que 649 municípios (11,7% do total em 2010) apresentam dimensões inferiores a 123,5 km². Logo, as emissões destas regiões poderiam estar associadas aos seus vizinhos, descaracterizando o produto indesejável da unidade e tornando a estimativa dos escores de eficiência viesados. Outro problema recorrente é o compartilhamento do *grid*, ou seja, dois municípios poderiam estar dividindo uma mesma área. Neste caso, a emissão do município seria dada por uma média da área municipal com relação à emissão do *grid*. Por isso, excluiu-se do estudo os 649 municípios com extensão inferior a 123,5 km², totalizando restantes 4787 regiões em 2010. Este procedimento permite reduzir sistematicamente os problemas relacionados ao viés do montante de poluentes efetivamente emitido.

Apesar das limitações, a base EDGAR FT V4.2 2010 representa significativa parte das emissões nos municípios brasileiros. Ademais, não existem outras bases que contenham a diversidade de fontes apresentadas em nível municipal. Mesmo para níveis mais agregados, tal como estados, não se tem medidas precisas acerca das emissões advindas do processo de desmatamento. Por isso, as informações contidas na base sobre as emissões de poluentes representam nacionalmente uma importante inovação, permitindo novas análises do quadro ambiental brasileiro.

Em relação aos insumos de produção, a literatura tem destacado que as variáveis “capital”, “energia” e “trabalho” relacionam-se fortemente à produção

de bens e à degradação ambiental. Não obstante, é necessário assumir algumas simplificações, uma vez que no Brasil não existem bancos de dados disponíveis que contenham essas variáveis de forma ampla.

Sobre o capital, seu conceito genericamente refere-se a bens físicos que permitem a produção de outros bens, tais como maquinário, veículos e ferramentas, por exemplo (BERECHMAN et al., 2006). No entanto, ainda hoje existe bastante controvérsia sobre as *proxies* utilizadas em trabalhos empíricos. Alguns estudos, como Oh e Lee (2010), têm utilizado a formação de capital e a formação bruta de capital fixo (FBCF) de forma intercambiável, mas Lee et al. (2008) destacam que a FBCF é uma variável de fluxo, não de estoque. Por isso, não se pode colocá-la na função de produção. Berechman et al. (2006), por sua vez, relatam que muitos autores têm encontrado importantes relações entre os investimentos em infraestrutura de transportes (*proxy* de capital) e o crescimento econômico. Entretanto, no Brasil esses investimentos não são realizados diretamente pelos municípios, não sendo, portanto, *proxies* adequadas à formação de capital neste estudo.

Apesar das limitações apontadas, observa-se a partir de dados do Ipea (2015) que a evolução do estoque de capital parece se relacionar positivamente à frota nacional de veículos automotores. Prova disso é a forte associação linear entre elas medida a partir do coeficiente de correlação de Pearson, o qual apontou valor de aproximadamente 0,995. A Figura 10 apresenta o gráfico temporal entre o logaritmo do estoque de capital e da frota de veículos de 1950 a 2008.

Enquanto o capital cresceu a uma taxa média de aproximadamente 6,04% a.a., a frota de veículos se expandiu a 8,5% a.a., ou seja, as duas variáveis apresentaram importante evolução a partir de 1950. Mas nem todos os veículos podem ser considerados estoque de capital. Valha como exemplo os veículos particulares, os quais são usados principalmente para passeio. O Departamento Nacional de Trânsito contabiliza o número de veículos utilizados diretamente em processos produtivos, como caminhões, caminhões-tratores, tratores de roda e caminhonetes (DENATRAN, 2015).

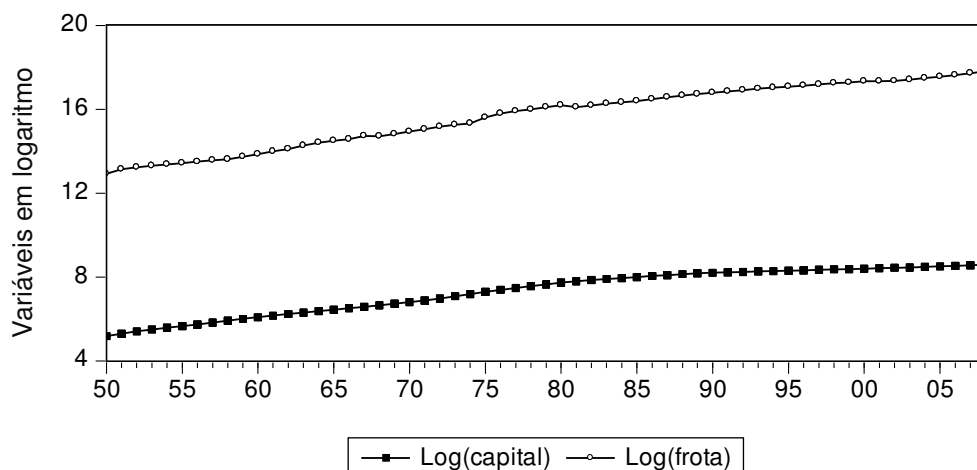


Figura 10. Evolução do logaritmo do estoque de capital e da frota de veículos automotores, 1950-2008

Fonte: Elaboração própria

Dessa forma, devido às restrições amostrais supracitadas, optou-se por utilizar a quantidade de veículos automotores produtivos como *proxy* da formação de capital dos municípios brasileiros. Uma variável semelhante foi utilizada como capital por Speight e Thompson (2006) em uma análise desagregada sobre os gastos com investimentos e também por der Eng (2008), como forma de estimar o estoque de capital na Indonésia. Este procedimento parece ser adequado, uma vez que, ao ranquear os municípios por suas frotas, cidades como São Paulo, Belo Horizonte, Curitiba, Rio de Janeiro, Goiânia, Brasília e outras capitais aparecem no topo do *ranking*.

Em linhas gerais, alguns fatores credenciam essa variável neste estudo. Por exemplo, a frota de veículos mostrou-se altamente relacionada à evolução do estoque de capital a nível nacional. Os veículos produtivos fazem parte da estimativa da formação de capital, sendo, portanto, adequados teoricamente. E como a frota de veículos é uma estimativa do seu estoque, utilizá-la como *proxy* contorna o problema das “variáveis de fluxos” apontado por Lee et al. (2008).

A “frota de veículos automotores” foi extraída do sítio eletrônico do Departamento Nacional de Trânsito referente ao total de veículos computados em dezembro de 2010. O subitem “caminhões” refere-se aos veículos automotores de transporte de carga com carroçaria e peso bruto total superior a 3500 kg; os “caminhões-tratores” são veículos automotores para tracionar outros

veículos; os “tratores de roda” são tratores que se movimentam por rodas, com chassi rígido ou articulado; e as “caminhonetes”, por sua vez, são veículos automotores de carga com peso bruto de até 3500kg.

Com referência à variável “trabalho”, os estudos sugerem variáveis que façam menção à força de trabalho. Chiu et al. (2012) utilizou o número de trabalhadores em um estudo para países. Por sua vez, Zhang e Choi (2013) mensuraram o trabalho pelo número de empregados em um estudo sobre potencial energético de plantas na China. Neste estudo, utilizou-se a população economicamente ativa de 18 ou mais anos de idade (PEA), que consiste no número de pessoas acima de 18 anos que estão empregadas ou que estão procurando emprego. A PEA representa o potencial de mão-de-obra dos municípios. As pessoas ocupadas são pessoas que trabalharam no período de referência da pesquisa, considerando os empregados, os que trabalham por conta própria, empregadores e os não remunerados. Já os desocupados tratam-se de pessoas que não estavam trabalhando, mas que estão aptas a trabalhar (IBGE, 2015). Os dados foram extraídos da PNUD (2015).

Sobre a energia, nota-se que seu papel na função de produção aumentou após a publicação de Solow (1986). Lee et al. (2008), por exemplo, defendem que a energia é parte crucial no processo produtivo, pois possui relação direta com quase todos os produtos em uma economia. O autor esclarece ainda que a energia tem substituído gradativamente a força de trabalho por meio do processo tecnológico e aumentado a produtividade do capital por permitir o uso de equipamentos mais avançados. Apesar dos benefícios para a produção, sua expansão tem sido relacionada às emissões de poluentes, como por exemplo no processo de conversão da energia (CHIU et al., 2012). Portanto, os municípios devem gerenciar o fator energético eficientemente com o intuito de produzir bens desejáveis a um custo ambiental baixo.

O consumo energético tem sido a principal variável incluída na função de produção ambiental (CHIU et al., 2012; ZHOU et al., 2010). Porém, o consumo em unidades não é uma variável disponível a nível municipal no Brasil. Por este motivo, optou-se pelo número de domicílios com energia elétrica de companhia distribuidora. A escolha dessa variável gera algumas limitações. Por exemplo, a suposição de que os municípios se diferenciam apenas pela quantidade de domicílios com energia, ao invés da quantidade consumida de energia. Em

outras palavras, a inclusão da variável significa que a importância da energia na função de utilidade dos indivíduos brasileiros é idêntica. Apesar da limitação, a escolha se mostra razoável, pois, ao ranquear os municípios, cidades como São Paulo, Rio de Janeiro, Salvador, Brasília, Belo Horizonte e outras capitais aparecem no topo do *ranking*, o que poderia ocorrer se houvesse a possibilidade de incluir a quantidade consumida de energia. Outro aspecto relevante é que o consumo de energia elétrica nem sempre é um dos principais insumos de uma função de produção. O uso de fertilizantes e o número de animais, por exemplo, são variáveis mais expressivas em estabelecimentos agrícolas. E em estabelecimentos industriais, tem-se que as emissões podem ser oriundas do próprio processo de produção, e não do consumo de energia *per si*. Entretanto, a nível municipal, o setor de serviços, que é um grande consumidor de energia elétrica, representa, em média, quase a metade da economia. Portanto, para manter a estrutura do modelo empírico compatível com o modelo teórico, no qual há a inclusão de uma variável que remete ao meio ambiente, incorporou-se a referida variável. Os dados foram extraídos do Portal Brasileiro de Dados Abertos para o ano de 2010 (PBDA, 2015).

Após os procedimentos de remoção dos *outliers* e exclusão das observações que não apresentaram valores para os insumos e produtos na função de produção, obteve-se uma amostra final de 4787 municípios, de modo que este estudo corresponde a 86,02% dos municípios brasileiros no ano de 2010.

Resumidamente, as variáveis são reportadas na Tabela 2.

Tabela 2. Descrição das variáveis e fontes dos dados

Variáveis para estimação do DEA				
Variável	Proxy	Sigla	Unidade	Fonte
Produto desejável	Produto Interno Bruto	pib	R\$	IBGE
Produto não desejável	Emissões de GEEs	gee	tCO2eq	EDGAR FT V4.2
Capital	Frota de veículos produtivos	cap	Unidade	DENATRAN
Trabalho	População Economicamente Ativa	pea	Unidade	PNUD
Recursos Naturais	Número de domicílios com energia elétrica	ene	Unidade	PBDA
Variáveis do segundo estágio				
Variável	Proxy	Sigla	Unidade	Fonte
Pobreza	Percentual de pessoas pobres	pob	%	PNUD
Participação da indústria	Percentual dos ocupados no setor industrial	ind	%	PNUD
Participação da agropecuária	Percentual dos ocupados no setor agropecuário	agr	%	PNUD
Participação da extração	Percentual dos ocupados na extração mineral	min	%	PNUD
Desigualdade de renda	Índice de Gini	gini	Índice	PNUD
Escolaridade	Percentual dos ocupados com ensino superior	edu	%	PNUD
Renda	Renda média dos ocupados	ren	R\$	PNUD
Índice de desenvolvimento	IDH-M	idh	Índice	PNUD
Densidade demográfica	Densidade demográfica	den	Ha/habitante	IBGE
Coleta de lixo	Percentual da população que possui coleta de lixo	lix	%	PNUD
Consumo sustentável	Iniciativas de consumo sustentável	cons	<i>Dummy</i>	PBDA
Conservação ambiental	Ações para reduzir consumo de água e energia	arae	<i>Dummy</i>	PBDA
Compromisso ambiental	Critérios ambientais para licitação	cali	<i>Dummy</i>	PBDA
Características regionais	<i>Dummies</i> regionais	reg	<i>Dummy</i>	IBGE

(Continua na próxima página)

Tabela 2. Continuação

Clusters municipais				
Variável	Proxy	Sigla	Unidade	Fonte
Importância da educação	Percentual dos ocupados com ensino superior	edu	%	PNUD
Importância da agropecuária	Participação da agropecuária na produção total	agro	%	IBGE
Importância da extração mineral	Participação da extração mineral na produção total	ext	%	IBGE
Importância da indústria	Participação da indústria na produção total	ind	%	IBGE
Importância dos serviços	Participação dos serviços na produção total	serv	%	IBGE
Renda	Rendimento médio dos ocupados <i>per capita</i>	rend	R\$/Habitante	PNAD
Desenvolvimento humano	Índice de Desenvolvimento Humano	idh	Índice	PNAD

8. RESULTADOS E DISCUSSÕES

O objetivo deste capítulo é reportar os resultados do estudo e discutir os achados mais relevantes, ressaltando a formação dos agrupamentos dos municípios, os indicadores de (in)eficiência ambiental na meta-fronteira e na dos grupos, os indicadores de eficiência *bootstrapping*, os determinantes da eficiência ambiental e a proposta de desenho de mecanismo ambiental.

8.1. A formação dos agrupamentos das fronteiras dos subgrupos

Um dos objetivos deste estudo é estimar a performance ambiental dos municípios brasileiros a partir do método DEA, o qual pressupõe que as regiões são homogêneas tecnologicamente. No entanto, existe uma variedade de fatores que torna heterogênea a realidade produtiva das regiões (nível de escolaridade, especialização produtiva, renda, grau de desenvolvimento, etc.). Nesse sentido, essa questão deve ser considerada previamente.

Os dados da pesquisa revelam que regiões de pequeno porte possuem menos trabalhadores qualificados em relação às regiões maiores. Nas metrópoles, cerca de 20% dos trabalhadores possuem ensino superior em média, ao passo que, nos municípios pequenos de porte I, esse número não chega a 7% (Tabela 3).

Outra importante característica diz respeito à especialização produtiva. É possível notar que o setor agropecuário responde pela maior parcela da produção nos municípios pequenos I (mais de 40% do total), enquanto nos pequenos de porte II, médios, grandes e metrópoles os números giram em torno

de 30%, 20%, 6% e 1%, respectivamente. Ocorre que os municípios maiores tendem a se especializar no setor de serviços por apresentarem maior potencial para o desenvolvimento do comércio. Observa-se que, em média, o setor de serviços representa mais de 70% da economia das metrópoles, mas não passa de 40% nas regiões pequenas de porte I (Tabela 3).

Na mesma perspectiva, as maiores municipalidades também são notadamente as mais desenvolvidas com relação à renda e ao IDH-M. Por exemplo, a média do IDH-M para as metrópoles foi de aproximadamente 0,78. Já nas regiões grandes, médias, pequenas (I e II), observou-se coeficientes de 0,74, 0,68 e 0,65, nessa ordem (Tabela 3). Dessa forma, como panorama geral, pode-se dizer que a maior parte dos municípios brasileiros é composta por regiões pouco desenvolvidas e intensivas em produtos agropecuários. Todavia, existem outras importantes regiões que são mais desenvolvidas e possuem maior intensidade econômica no setor de serviços. Em outras palavras, a escala populacional parece ser uma *proxy* do desenvolvimento municipal, justificando este critério para agrupar municípios de forma mais homogênea.

Mesmo considerando momentaneamente o problema da homogeneidade pela divisão por portes, podem existir agrupamentos de municípios que se distanciam das características gerais do grupo. Exemplificando, existem muitas regiões pequenas de porte II que são mais intensivas no setor de extração mineral (Areia Branca - RN; Pindobaçu – BA; Congonhas – MG; Santa Bárbara – MG, etc.). Por este motivo, utilizou-se a análise de *cluster* para subdividir os municípios pertencentes ao mesmo porte populacional, na tentativa de tornar mais homogênea a amostra quanto ao padrão tecnológico.

Primeiramente, utilizou-se o procedimento hierárquico de Wald para auxiliar na divisão e na escolha do número de grupos, a partir das variáveis reportadas na seção 7.6. Após isso, aplicou-se o método das k-médias para agrupar os municípios brasileiros. O resultado do agrupamento, segundo os portes e características médias, é reportado na Tabela 3. As médias das variáveis da fronteira de produção são reportadas na Tabela 4.

Tabela 3. Médias e desvio-padrão das variáveis de agrupamento dos municípios*

Metrópoles (17 observações)										
Grupo	Nº	(%)	Características	EDU	IDH-M	RND	AGRO	EXT	SER	IND
MT1	4	23,5	Escolaridade e desenvolvimento médios	16,43 (0,60)	0,749 (0,020)	1.427,95 (60,62)	1,40 (0,53)	0,47 (0,31)	75,00 (1,77)	6,02 (0,45)
MT2	4	23,5	Industriais e desenvolvimento alto	23,97 (2,52)	0,808 (0,010)	2.082,05 (131,24)	0,92 (0,48)	0,17 (0,13)	70,73 (2,01)	12,43 (0,89)
MT3	4	23,5	Industriais e desenvolvimento médio	12,45 (2,56)	0,748 (0,012)	1.328,60 (156,87)	0,80 (0,39)	0,23 (0,14)	68,65 (3,98)	14,54 (3,53)
MT4	5	29,5	Escolaridade de desenvolvimento altos	24,69 (1,90)	0,802 (0,019)	2.161,04 (316,09)	0,80 (0,60)	0,36 (0,37)	77,71 (1,62)	6,51 (1,75)
Grandes (226 observações)										
Grupo	Nº	(%)	Características	EDU	IDH-M	RND	AGRO	EXT	SER	IND
GR1	76	33,6	Comerciais e desenvolvimento médio	16,70 (4,73)	0,770 (0,027)	1.486,05 (269,30)	3,94 (2,98)	0,69 (1,50)	69,40 (4,86)	10,21 (3,96)
GR2	65	28,8	Industriais e desenvolvimento médio	14,58 (3,93)	0,775 (0,025)	1.461,93 (315,86)	3,98 (3,23)	0,27 (0,45)	56,75 (4,65)	23,48 (6,35)
GR3	85	37,6	Agrícolas e desenvolvimento baixo	8,07 (2,57)	0,693 (0,036)	968,25 (201,29)	9,95 (9,90)	0,72 (1,62)	62,10 (7,44)	10,39 (4,97)

(Continua na próxima página)

Tabela 3. Continuação

Médios (309 observações)										
Grupo	Nº	(%)	Características	EDU	IDH-M	RND	AGRO	EXT	SER	IND
MD1	116	37,5	Comerciais e desenvolvimento baixo	7,21 (2,38)	0,670 (0,032)	851,48 (174,08)	16,73 (8,37)	0,41 (0,60)	57,03 (7,28)	10,80 (7,51)
MD2	66	21,4	Agrícolas e desenvolvimento baixo	4,31 (1,43)	0,581 (0,039)	525,27 (132,39)	43,06 (9,77)	0,33 (0,42)	40,00 (6,61)	6,73 (4,80)
MD3	119	38,5	Industriais e desenvolvimento médio	13,29 (3,21)	0,757 (0,024)	1.292,37 (203,50)	8,78 (5,25)	0,37 (0,65)	58,75 (8,33)	17,37 (9,50)
MD4	8	2,6	Extrativistas e desenvolvimento médio	9,43 (4,33)	0,698 (0,058)	1.069,61 (169,53)	14,88 (8,64)	7,60 (3,31)	54,33 (5,61)	7,11 (1,32)
Pequenos II (991 observações)										
Grupo	Nº	(%)	Características	EDU	IDH-M	RND	AGRO	EXT	SER	IND
PQII-1	294	29,7	Agrícolas e desenvolvimento baixo	3,80 (1,33)	0,571 (0,039)	434,75 (111,22)	51,56 (8,46)	0,27 (0,61)	34,67 (5,75)	4,48 (3,45)
PQII-2	40	4,04	Extrativistas e desenvolvimento médio	8,25 (2,41)	0,692 (0,038)	974,38 (198,38)	18,25 (9,55)	6,07 (3,31)	51,46 (7,19)	7,76 (4,51)
PQII-3	321	32,4	Junção e desenvolvimento baixo	6,11 (1,91)	0,635 (0,039)	703,17 (195,10)	30,07 (8,74)	0,38 (0,55)	48,39 (6,58)	8,38 (5,94)
PQII-4	336	33,7	Industriais e desenvolvimento médio	10,90 (2,95)	0,736 (0,027)	1.155,85 (160,80)	15,11 (7,62)	0,30 (0,50)	53,07 (8,43)	17,48 (9,52)

(Continua na próxima página)

Tabela 3. Continuação

Pequenos I (3244 observações)										
Grupo	Nº	(%)	Características	EDU	IDH-M	RND	AGRO	EXT	SER	IND
PQI-1	964	29,7	Junção e desenvolvimento médio	8,75 (2,25)	0,705 (0,031)	966,98 (189,43)	33,35 (11,30)	0,51 (1,49)	45,77 (8,46)	8,66 (4,29)
PQI-2	966	29,7	Agrícolas e desenvolvimento baixo	4,11 (1,59)	0,598 (0,057)	470,62 (194,09)	58,17 (8,08)	0,25 (0,69)	29,87 (5,79)	3,84 (3,46)
PQI-3	884	27,3	Agrícolas e desenvolvimento baixo II	5,78 (1,74)	0,616 (0,038)	575,43 (152,08)	39,39 (8,31)	1,05 (2,84)	43,24 (6,26)	4,91 (3,82)
PQI-4	430	13,3	Industriais e desenvolvimento médio	7,72 (2,23)	0,717 (0,033)	1.009,93 (197,57)	23,59 (9,80)	0,37 (1,03)	39,44 (7,36)	25,85 (7,70)

Fonte: Resultados da pesquisa

Nota:

EDU = Percentual dos trabalhadores com ensino superior

IDH-M = Índice de Desenvolvimento Humano Municipal

RND = Renda média dos ocupados (em reais)

AGRO = Percentual dos trabalhadores no setor agropecuário

EXT = Percentual dos trabalhadores no setor de extração mineral

SER = Percentual dos trabalhadores no setor de serviços

IND = Percentual dos trabalhadores no setor da indústria

* Os desvios-padrão estão entre parênteses

Tabela 4. Médias e desvios padrão das variáveis da função de produção dos municípios*

Metrópoles (17 observações)								
Grupo	Nº	(%)	Características	GEEs	PIB	CAP	PEA	ENE
MT1	4	23,5	Escolaridade e desenvolvimento médios	2.166.200 (1.282.313)	21.200.000 (10.728.503)	45.924 (21.746)	743.454 (450.343)	1.501.809 (805.010)
MT2	4	23,5	Industriais e desenvolvimento alto	8.067.625 (9.737.487)	139.000.000 (203.099.617)	234.123 (225.418)	2.021.394 (2.548.596)	3.845.765 (4.944.145)
MT3	4	23,5	Industriais e desenvolvimento médio	2.137.845 (806.637)	33.300.000 (16.231.547)	64.413 (34.119)	773.979 (307.016)	1.615.427 (647.414)
MT4	5	29,5	Escolaridade e desenvolvimento altos	5.309.137 (4.269.353)	93.000.000 (72.224.845)	117.610 (52.852)	1.449.191 (970.208)	2.841.078 (2.008.774)
Grandes (226 observações)								
Grupo	Nº	(%)	Características	GEEs	PIB	CAP	PEA	ENE
GR1	76	33,6	Comerciais e desenvolvimento médio	891.367 (891.505)	7.002.058 (5.686.965)	18.881 (12.368)	152.622 (94.185)	303.281 (183.577)
GR2	65	28,8	Industriais e desenvolvimento médio	693.493 (957.436)	6.367.258 (6.360.015)	14.243 (9.410)	107.646 (73.190)	205.506 (138.511)
GR3	85	37,6	Agrícolas e desenvolvimento baixo	816.931 (1.680.333)	3.011.653 (3.883.268)	7.544 (5.680)	91.353 (67.398)	199.179 (142.631)

(Continua na próxima página)

Tabela 4. Continuação.

Médios (309 observações)								
Grupo	Nº	(%)	Características	GEEs	PIB	CAP	PEA	ENE
MD1	116	37,5	Comerciais e desenvolvimento baixo	450.460 (871.212)	820.850 (985.732)	2.833 (1.668)	30.033 (6.817)	68.579 (12.735)
MD2	66	21,4	Agrícolas e desenvolvimento baixo	571.240 (1.001.901)	330.789 (178.233)	1.234 (763)	22.166 (5.688)	56.777 (11.457)
MD3	119	38,5	Industriais e desenvolvimento médio	540.068 (1.192.314)	1.557.898 (1.030.997)	5.419 (2.017)	35.849 (7.052)	70.749 (13.424)
MD4	8	2,6	Extrativistas e desenvolvimento médio	840.472 (592.743)	2.022.556 (1.675.921)	3.772 (2.240)	33.943 (10.072)	74.383 (19.668)
Pequenos II (991 observações)								
Grupo	Nº	(%)	Características	GEEs	PIB	CAP	PEA	ENE
PQII-1	294	29,7	Agrícolas e desenvolvimento baixo	272.159 (405.217)	149.528 (107.936)	513 (551)	10.390 (3.146)	26.569 (7.007)
PQII-2	40	4,04	Extrativistas e desenvolvimento médio	728.581 (1.145.886)	601.774 (703.391)	1.736 (901)	14.564 (4.124)	31.634 (8.287)
PQII-3	321	32,4	Junção e desenvolvimento baixo	377.541 (746.849)	293.275 (588.544)	1.052 (768)	12.038 (3.477)	28.961 (7.640)
PQII-4	336	33,7	Industriais e desenvolvimento médio	357.155 (613.671)	626.832 (512.818)	2.499 (1.006)	15.693 (4.263)	31.321 (8.325)

(Continua na próxima página)

Tabela 4. Continuação.

Pequenos I (3244 observações)								
Grupo	Nº	(%)	Características	GEEs	PIB	CAP	PEA	ENE
PQI-1	964	29,7	Junção e desenvolvimento médio	228.837 (353.661)	132.946 (130.227)	617 (478)	3.917 (2.398)	8.168 (4.929)
PQI-2	966	29,7	Agrícolas e desenvolvimento baixo	110.022 (136.803)	57.863 (37.257)	238 (228)	3.597 (1.875)	8.604 (4.714)
PQI-3	884	27,3	Agrícolas e desenvolvimento baixo II	162.564 (308.361)	70.080 (87.037)	246 (230)	3.368 (1.873)	8.552 (4.662)
PQI-4	430	13,3	Industriais e desenvolvimento médio	116.427 (115.381)	173.769 (171.000)	728 (455)	4.631 (2.427)	9.208 (4.675)

Fonte: Resultados da pesquisa

Nota:

GEEs = Emissões de tCO₂eq

PIB = Produto interno Bruto (por mil reais)

CAP = Número de veículos automotores produtivos

PEA = População Economicamente Ativa

ENE = Número de domicílios com energia elétrica

* Os desvios-padrão estão entre parênteses

Procurou-se caracterizar os *clusters*, conforme suas especificidades e de acordo com os resultados apresentados nas Tabelas 3 e 4. Primeiro, formou-se quatro *clusters* de metrópoles, conforme descreve-se a seguir. O primeiro grupo (MT1), composto por municípios como Salvador (BA) e São Luís (MA), apresentou indicadores médios de escolaridade e desenvolvimento em relação às outras metrópoles. O setor de serviços corresponde a cerca de 75% da sua economia, contudo, é importante ressaltar que os setores de extração mineral e agropecuária foram mais evidentes nesse grupo do que nos demais, o qual foi nomeado “metrópoles de escolaridade e desenvolvimento médios (Tabela 3). Além disso, esse agrupamento apresentou baixos níveis de insumos e produtos com relação aos demais (Tabela 4). O segundo (MT2) é composto por metrópoles mais desenvolvidas e intensivas no setor industrial, a exemplo de São Paulo (SP) e Curitiba (PR), onde o setor industrial representou cerca de 12% da economia. Observa-se que os indicadores de escolaridade e de desenvolvimento são relativamente elevados. Por isso, nomeou-se esse grupo de “metrópoles industriais e de desenvolvimento alto” (Tabela 3). O grupo apresentou ainda os maiores indicadores de emissões de GEEs e de renda. Também se destaca pelo consumo dos insumos de produção (Tabela 4). O terceiro agrupamento (MT3) apresentou indicadores de escolaridade e de desenvolvimento inferiores aos demais grupos. Ao mesmo tempo, mostrou elevada participação do setor industrial na economia. Alguns exemplos são Manaus (AM) e Fortaleza (CE). Neste sentido, nomeou-se de “metrópoles industriais e de desenvolvimento médio”. As características produtivas desse grupo são semelhantes ao *cluster* MT1 (Tabela 3). O último *cluster* de metrópoles (MT4) foi formado por regiões com os indicadores de escolaridade e de desenvolvimento mais altos, além de alta participação do setor de serviços. Os destaques são Rio de Janeiro (RJ), Brasília (DF) e Belo Horizonte (MG). O grupo foi chamado de “metrópoles de escolaridade e de desenvolvimento altos” (Tabela 3). Seus indicadores produtivos são apenas inferiores ao agrupamento MT2 (Tabela 4).

Os municípios de porte grande foram subdivididos em outros três agrupamentos. O primeiro (GR1) corresponde a municípios com características de comércio e de desenvolvimento médio (exemplo: Porto Velho (RO), Rio Branco (AC) e Natal (RN)). Nesse grupo, são os que mostraram melhores

indicadores de educação e renda (Tabela 3). Foram nomeados “municípios comerciais e de desenvolvimento médio”. Essas localidades possuem maior dotação de insumos e produtos (desejáveis e não desejáveis) dentre os municípios de grande porte (Tabela 4). O segundo (GR2) mostrou características de desenvolvimento semelhantes ao GR1, tais como escolaridade, IDH-M e renda. Contudo, revelou maior importância do setor industrial (exemplo: Betim (MG), Atibaia (SP) e Ipatinga (MG)). Por isso, pode ser chamado de “municípios industriais e de desenvolvimento médio” (Tabela 3). Essas regiões apresentaram, na média, menor pressão ambiental que os demais de grande porte (Tabela 4). O terceiro (GR3), por sua vez, mostrou elevada participação do setor agropecuário e menores indicadores de desenvolvimento. Foram chamados, então, de “municípios agrícolas e de desenvolvimento médio” (Tabela 3) – Exemplo: Parintins (AM), Cametá (PA) e São Mateus (ES). Também apresentaram elevada pressão ambiental, mas baixa geração de renda com relação ao grupo GR1 (Tabela 4).

Sobre os municípios de porte médio, foram formados quatro agrupamentos. O primeiro deles (MD1) corresponde a municípios com relativa participação do setor de serviços e baixos indicadores de desenvolvimento (Tabela 3) – Exemplo: Barcarena (PA), Iguatu (CE) e Cruzeiro do Sul (AC). Foram chamados de “municípios comerciais e de desenvolvimento baixo”. Apresentaram baixos níveis de emissões (Tabela 4). O segundo agrupamento (MD2) diz respeito aos municípios com os piores indicadores de desenvolvimento em relação aos demais de médio porte, e com elevada participação do setor agropecuário (Tabela 3). Por isso, podem ser chamados de “municípios agrícolas e de desenvolvimento baixo”. Além disso, mostraram elevado nível de emissões ambientais para o baixo nível de renda que foi gerado (Tabela 4) – Exemplo: São Félix do Xingu (PA), Tianguá (CE) e Campo Formoso (BA). O terceiro (MD3) foram incluídos municípios com participação expressiva da indústria e melhores indicadores de desenvolvimento dentro desse porte (Tabela 3) – Exemplo: Tubarão (SC), Erechim (RS) e Lavras (MG). Foram denominados “municípios industriais e de desenvolvimento médio”. Exerceram pressão média sobre o meio ambiente (Tabela 4). O quarto (MD4) apresentou expressiva participação do setor de extração mineral e indicadores de desenvolvimento médios. Foram, então, nomeados “municípios extrativistas de

desenvolvimento médio”. Esses municípios, apesar de terem mostrado maior indicador de escolaridade com relação aos grupos MD1 e MD2, mostraram médio IDH-M (Tabela 3) – Exemplo: Outro Preto (MG), Catu (BA) e Mariana (MG). Além disso, foram os que exerceram maior pressão ambiental, tanto pelas emissões de GEEs quanto pelo consumo de energia (Tabela 4).

Os municípios pequenos de porte II foram subdivididos em quatro agrupamentos. O primeiro (PQII-1) relaciona regiões que apresentaram maior importância do setor agropecuário. Em média, este setor representou mais da metade da produção total. Também se destacam os baixos indicadores de escolaridade, renda e IDH-M. São notadamente os municípios menos desenvolvidos desse porte (Tabela 3) – Exemplo: São José do Norte (RS), Novo Cruzeiro (MG) e Barra (BA). Por isso, foram chamados de “municípios agrícolas de desenvolvimento baixo”. Foram também os que apresentaram menores indicadores de pressão ambiental (Tabela 4). O segundo *cluster* (PQII-2) é caracterizado por municípios com maior participação do setor de extração mineral e de melhores indicadores de desenvolvimento com relação aos demais de pequeno porte II (Tabela 3) – Exemplo: Congonhas (MG), Santa Bárbara (MG) e Tanabi (SP). Podem ser chamados de “municípios extrativistas e de desenvolvimento médio”. Notou-se que essas municipalidades foram as que mais emitiram GEEs entre as demais (Tabela 4). O terceiro (PQII-3) apresentou características bastante distintas, não se destacando um setor em específico. Observou-se que foram municípios que apresentaram uma “junção” mais equilibrada dos setores, porém, mostraram baixo desenvolvimento (exemplo: Bocaiúva (MG), Seabra (BA) e São Francisco de Itabapoana (RJ). Foram nomeados “municípios de junção equilibrada e de desenvolvimento baixo”. O último agrupamento (PQII-4) destacou a importância do setor industrial e mostrou melhores indicadores de escolaridade, renda e IDH-M. Foram, então, chamados de “municípios industriais e de desenvolvimento médio” (Tabela 3) – Exemplo: Quirinópolis (GO), Paraíso do Tocantins (TO) e Jacutinga (MG). Apresentaram pressão ambiental média com relação ao grupo, mas melhor indicador de produção (Tabela 4).

Por fim, têm-se os municípios pequenos de porte I. O primeiro (PQI-1) é composto por municípios que apresentaram junção equilibrada dos setores produtivos e mostraram melhores indicadores de escolaridade (Tabela 3).

Contudo, mostraram também maior impacto sobre o meio ambiente (Tabela 4) – Exemplo: Dianópolis (GO), Santa Vitória (MG) e Castilho (SP). Podem ser chamados de “municípios de junção equilibrada e de desenvolvimento médio”. O segundo (PQI-2) corresponde a regiões com elevada participação do setor agropecuário e baixos indicadores de escolaridade, renda e IDH-M (Tabela 3) – Exemplo: Cuité (PB), Salgado (SE) e Ladainha (MG). Por isso, foram chamados de “municípios agrícolas e de desenvolvimento baixo”. O terceiro (PQI-3) também apresentou expressiva participação do setor agropecuário e características muito semelhantes ao grupo PQI-2 (Tabela 3). Entretanto, mostraram maior nível de emissões de GEEs (Tabela 4) – Exemplo: Caraúbas (RN), Capistrano (CE) e Amarante (PI). Foram nomeados “municípios agrícolas e de desenvolvimento baixo 2”. O último agrupamento (PQI-4) é formado por municípios com elevada participação do setor industrial e melhores indicadores de renda e desenvolvimento (Tabela 3) – Exemplo: Pompéia (SP), Rolante (RS) e Guabiruba (SC). Também apresentaram maior geração de riqueza (Tabela 4). Assim, nomearam-se “municípios industriais e de desenvolvimento médio”.

8.2. Os indicadores de eficiência e ineficiência ambiental sobre a meta-fronteira e a fronteira dos subgrupos

Os modelos de eficiência estimados pelo DEA pressupõem que as regiões analisadas estejam sobre mesma função de produção, implicando na hipótese de homogeneidade tecnológica. Por isso, estimou-se neste estudo o modelo DEA-BBC *meta-frontier*. Esta estimação controla a ineficiência técnica e tecnológica dos municípios, sendo, portanto, a mais adequada ao estudo (CHIU et al., 2012; ZHOU; ANG, 2008; WANG et al., 2013). É importante deixar claro que melhores indicadores de performance ambiental não indicam a inexistência de problemas ambientais. Na verdade, eles revelam a habilidade de uma região em transformar a degradação em renda, ou seja, os escores de eficiência mostram a compatibilidade entre a riqueza produzida e perda de riqueza natural.

De modo geral, os resultados permitem inferir que a eficiência técnica ambiental média na meta-fronteira foi baixa (0,222), fator que melhora no modelo

dos subgrupos (0,315). A taxa média da meta-tecnologia (MTR) foi de 0,735, indicando a existência de heterogeneidade tecnológica entre os municípios. Quanto mais distante da unidade, maior a diferença entre a eficiência ambiental dos grupos e da meta-fronteira. Para melhor visualização dos indicadores apresenta-se na Tabela 5 o resumo das variáveis relacionando a performance ambiental por porte.

Tabela 5. Indicadores de eficiência por porte

Metrópoles (17 observações)								
Grupo	Características	GTE	MEE	MTR	TGI	GMI	MTI	EFC
MT1	Escolaridade e desenvolvimento médios	0,999	0,724	0,725	0,274	0,001	0,275	0,998
MT2	Industriais e desenvolvimento alto	0,965	0,685	0,709	0,280	0,034	0,315	0,926
MT3	Industriais e desenvolvimento médio	0,941	0,744	0,775	0,196	0,059	0,256	0,871
MT4	Escolaridade de desenvolvimento altos	0,914	0,756	0,820	0,157	0,085	0,243	0,811
Grandes (226 observações)								
Grupo	Características	GTE	MEE	MTR	TGI	GMI	MTI	EFC
GR1	Comerciais e desenvolvimento médio	0,441	0,376	0,860	0,064	0,558	0,623	0,354
GR2	Industriais e desenvolvimento médio	0,570	0,418	0,743	0,152	0,429	0,581	0,462
GR3	Agrícolas e desenvolvimento baixo	0,411	0,360	0,878	0,050	0,588	0,639	0,311
Médios (309 observações)								
Grupo	Características	GTE	MEE	MTR	TGI	GMI	MTI	EFC
MD1	Comerciais e desenvolvimento baixo	0,388	0,323	0,855	0,064	0,611	0,676	0,313
MD2	Agrícolas e desenvolvimento baixo	0,621	0,342	0,515	0,279	0,378	0,657	0,529
MD3	Industriais e desenvolvimento médio	0,468	0,383	0,851	0,084	0,531	0,616	0,370
MD4	Extrativistas e desenvolvimento médio	0,708	0,424	0,571	0,284	0,291	0,575	0,518

(Continua na próxima página)

Tabela 5. Continuação

Pequenos II (991 observações)								
Grupo	Características	GTE	MEE	MTR	TGI	GMI	MTI	EFC
PQII-1	Agrícolas e desenvolvimento baixo	0,409	0,229	0,526	0,180	0,590	0,770	0,354
PQII-2	Extrativistas e desenvolvimento médio	0,377	0,186	0,501	0,190	0,622	0,813	0,277
PQII-3	Junção e desenvolvimento baixo	0,256	0,211	0,883	0,045	0,743	0,788	0,194
PQII-4	Industriais e desenvolvimento médio	0,295	0,213	0,724	0,081	0,704	0,786	0,238
Pequenos I (3244 observações)								
Grupo	Características	GTE	MEE	MTR	TGI	GMI	MTI	EFC
PQI-1	Junção e desenvolvimento médio	0,229	0,190	0,839	0,039	0,770	0,809	0,189
PQI-2	Agrícolas e desenvolvimento baixo	0,363	0,192	0,523	0,170	0,636	0,807	0,307
PQI-3	Agrícolas e desenvolvimento baixo II	0,236	0,201	0,864	0,035	0,763	0,798	0,199
PQI-4	Industriais e desenvolvimento médio	0,320	0,213	0,683	0,107	0,679	0,786	0,271

Fonte: Resultados da pesquisa

Notas:

GTE = Eficiência ambiental estimada dentro do grupo

MEE = Eficiência ambiental estimada na meta-fronteira

MTR = Taxa meta-tecnologia

TGI = Ineficiência ambiental causada pelo gap tecnológico

GMI = Ineficiência ambiental causada pelo mau gerenciamento

MTI = Ineficiência ambiental

EFC = Eficiência ambiental *bootstrapping* dentro do grupo, por retornos variáveis

Especificamente, os resultados mostram que a performance ambiental dos municípios brasileiros está relacionada ao padrão de desenvolvimento entre portes. Para elucidar essa questão, observa-se a coluna “EFC” dos *clusters* metropolitanos e de municípios pequenos de porte I (Tabela 5). Enquanto a eficiência está acima de 80% no primeiro, esse montante não passa de 31% no segundo, padrão que também é observado entre os demais portes. No entanto, dentro de cada porte não se pode dizer que municípios mais desenvolvidos são mais eficientes. Por exemplo, os municípios mais desenvolvidos do primeiro porte (MT4) apresentaram, em média, piores indicadores de performance ambiental, ao passo que os de menor desenvolvimento (MT1) obtiveram melhores indicadores de eficiência. Outro aspecto relevante foi que quase a totalidade da ineficiência observada pode ser atribuída à distância da meta-fronteira, ou seja, as metrópoles brasileiras enfrentam maiores problemas ambientais relacionados ao padrão tecnológico, não ao mau gerenciamento dos recursos. Para ilustrar essa afirmação, pode-se comparar os municípios de São Paulo e Brasília. O primeiro possui estrutura produtiva mais intensiva em emissões, apesar de gerenciar seus recursos de forma eficiente. Brasília, por sua vez, apresentou tanto eficiência gerencial quanto tecnológica. Ou seja, a forma na qual os municípios se desenvolvem pode sugerir estruturas de produção ambientalmente mais limpas. No caso de Brasília, percebe-se que o percentual menor de trabalhadores no setor industrial e um número maior de funcionários no setor de serviços, com relação a São Paulo, foi fundamental para sua colocação. O padrão tecnológico, neste caso, pode ser entendido como uma forma de produzir bens desejáveis que seja relativamente menos intensiva em emissões de GEEs.

No grupo das grandes cidades, o indicador de ineficiência ambiental (MTI) foi expressivo, indicando ineficiência superior a 60%. Diferentemente das metrópoles, os municípios de grande porte apresentaram maior ineficiência causada pelo mau gerenciamento dos recursos (GMI alto). Os municípios de melhor performance foram os industriais de desenvolvimento médio (GTE = 0,570), enquanto os piores indicadores puderam ser atribuídos aos agrícolas de desenvolvimento baixo (GTE = 0,411) (Tabela 5). Entre os mais eficientes, podem-se citar Betim (MG), Ubá (MG) e São Bernardo do Campo (SP), municípios de alta renda. Já entre os menos eficientes, destacam-se Santarém

(PA), Juazeiro (BA) e Viamão (RS), regiões de grande emissão e baixa geração de renda em comparação aos demais. A ineficiência pelo gerenciamento significa que os municípios não estão lidando adequadamente com a estrutura produtiva. Ou seja, a performance ambiental poderia melhorar adotando medidas ambientais mais restritivas, tais como tratamento de resíduos, etc.

As regiões de médio porte, por sua vez, também se caracterizam pela alta ineficiência no gerenciamento dos recursos. Os municípios comerciais de baixo desenvolvimento apresentaram piores indicadores de performance. Já os extrativistas, apesar de terem mostrado alto padrão de emissões de GEEs, foram mais eficientes ($GTE = 0,708$), mesmo tendo maiores problemas ligados à ineficiência tecnológica (Tabela 5). Sobre o último resultado, pode-se inferir que as regiões mais intensivas em extração mineral desse porte possuem tecnologias relativamente mais “suja” que os municípios mais comerciais. A exemplo de Ouro Preto (MG), Mariana (MG) e Araxá (MG). Mesmo assim, apresentam menos problemas relacionados ao gerenciamento. Note-se que a ineficiência ambiental por gerenciamento inadequado (GMI) foi mais alta no grupo MD1 (comerciais e de desenvolvimento médio) e mais baixa no MD4 (extrativistas de desenvolvimento médio) (Tabela 5). Fazem parte do agrupamento de municípios comerciais e de desenvolvimento médio regiões como Barcarena (PA), Caratinga (MG) e Planaltina (GO).

Com relação aos municípios de pequeno porte 2, os mais ineficientes foram os extrativistas de desenvolvimento médio, que apresentaram tanto problemas tecnológicos ($TGI = 0,19$) quanto de gerenciamento inadequado ($GMI = 0,622$). Peixoto de Azevedo (MT), Novo Progresso (PA) e Poconé (MT) podem ser destacados. Todos os agrupamentos tiveram ineficiência superior a 75%. Os principais problemas enfrentados por essas regiões foram principalmente de gestão dos seus recursos.

Por fim, observou-se que os municípios de pequeno porte I apresentaram os piores indicadores de eficiência ambiental. Dentro do grupo, destacam-se os municípios agrícolas de desenvolvimento baixo II, que mostraram grandes problemas de gerenciamento inadequado, como também elevada ineficiência tecnológica, tais como Ipororó (BA), Manga (MG) e Paulistana (PI).

Portanto, pode-se destacar dois importantes pontos. A ineficiência ambiental causada pelo mau gerenciamento dos recursos é um determinante

mais relevante para explicar a ineficiência dos municípios do que o fator tecnologia. Prova disso é a importância relativa do indicador GMI, que foi superior ao TGI em 95,3% das regiões. Além disso, ficou evidente que a ineficiência técnica ambiental, que é a soma dos indicadores TGI e GMI, foi muito alta (0,778), indicando que, de forma geral, os municípios brasileiros não estão lidando adequadamente com seus recursos econômicos e ambientais. Com o intuito de ressaltar o percentual de municípios por faixas de eficiência, apresenta-se a Tabela 6.

Tabela 6. Indicadores de (in)eficiência ambiental, por faixas

Faixas	MEE		GTE		TGI		GMI		MTI	
	Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%
0,750 – 1,000	107	2,14	264	5,52	9	0,10	2326	48,59	3516	73,45
0,500 – 0,749	182	3,80	436	9,12	51	1,07	1765	36,87	983	20,54
0,25 – 0,499	987	20,62	1775	37,08	301	6,29	432	9,02	182	3,80
0,01 – 0,249	3511	73,34	2312	48,38	4426	92,46	264	5,52	106	2,21

Fonte: Resultados da pesquisa

Nota:

MEE = Eficiência ambiental estimada na meta-fronteira

GTE = Eficiência ambiental estimada dentro do grupo;

TGI = Ineficiência ambiental causada pelo gap tecnológico

GMI = Ineficiência ambiental causada pelo mau gerenciamento

MTI = Ineficiência ambiental

Segundo as evidências da Tabela 6, cerca de 73,34% das regiões brasileiras apresentaram indicadores de eficiência ambiental menores que 25% (MEE), número que diminui para 48,38% quando é considerada a heterogeneidade tecnológica (ver coluna GTE). Apesar do número expressivo, percebe-se que poucos municípios tiveram problemas de ineficiência tecnológica (ver coluna TGI). No entanto, quase a metade das regiões mostraram sérios problemas de gerenciamento inadequado dos recursos (48,59% tiveram ineficiência acima de 75%). Os resultados mostram também que quase 75% das regiões são altamente ineficientes. A pequena quantidade de municípios que

estão sobre a meta fronteira (58, o que corresponde a 1,21% da amostra) ratifica esse argumento.

Por outro lado, a eficiência ambiental do grupo mais desenvolvido foi relativamente maior do que nos demais grupos, indicando que o desenvolvimento pode melhorar a eficiência ambiental. Este resultado não surpreende, pois, a fronteira estimada neste estudo considera bens desejáveis e não desejáveis como produtos do processo produtivo. Assim, o crescimento da renda contrabalança a emissão de GEEs em municípios mais desenvolvidos, como é o caso das grandes metrópoles. São Paulo, Rio de Janeiro e Brasília, por exemplo, foram eficientes em função da produção do bem desejável, já que o total emitido nas mesmas também foi grande. Esse resultado pode ser analisado sob a perspectiva teórica do conceito de “sustentabilidade fraca”, desenvolvido a partir da crescente tentativa de propor indicadores de sustentabilidade para o crescimento econômico, visto que bens desejáveis e não desejáveis receberam tratamentos análogos na função de produção (PEARCE; ATKINSON, 1993; GUTÉS, 1996)²¹.

Com relação aos municípios menos desenvolvidos, qualquer aumento na poluição que não seja compensado pela renda torna-o ambientalmente ineficiente. Em outras palavras, municípios de menor atividade econômica são mais sensíveis a alterações no meio ambiente do que municípios de maior intensidade produtiva.

Contudo, deve-se fazer uma ressalva. Em termos econômicos, os agentes escolhem determinado ponto de renda e convivem com as pressões ambientais causadas pelo processo produtivo. Sendo assim, a sensação de degradação pode ser maior nas cidades mais desenvolvidas em função do seu alto padrão de renda, em contraposição aos municípios menores, que possuem escala de produção menor e, por isso, poluem relativamente menos. Todavia, a sensibilidade dos menores municípios a um aumento marginal nas emissões é maior em termos de bem estar. Sendo assim, a ideia por trás do indicador de eficiência ambiental é que os municípios ineficientes não estão combinando de

²¹ A definição de desenvolvimento sustentável envolve conceitualmente as noções de “sustentabilidade forte” e “sustentabilidade fraca”. Enquanto na primeira se defende um nível não decrescente dos estoques de capital natural, na segunda a importância dos estoques de bens naturais e de capital é semelhante (GUTÉS, 1996).

forma ótima a relação entre seus insumos, geração de renda e degradação ambiental. A Figura 11 demonstra a distribuição espacial da eficiência ambiental dos municípios brasileiros.

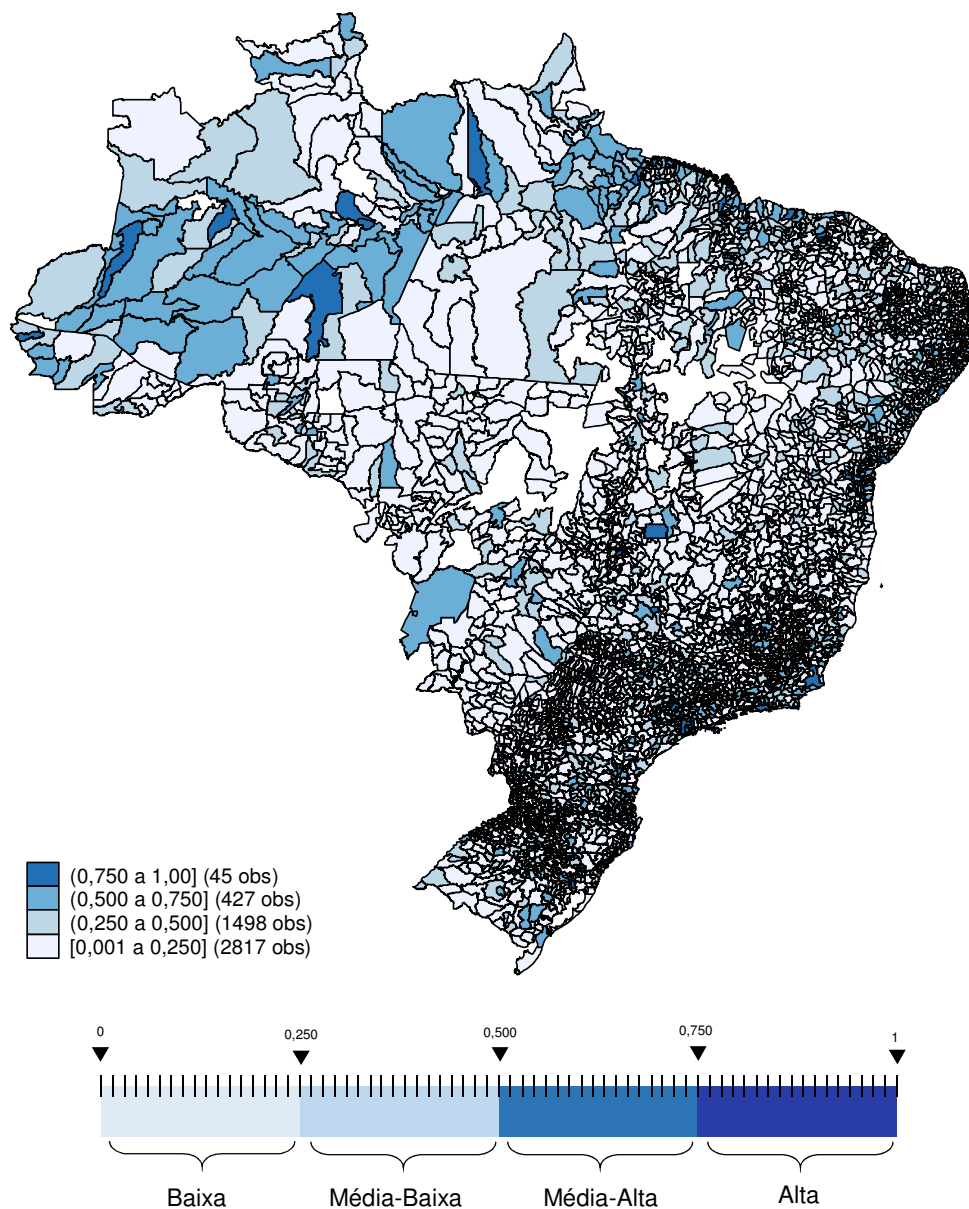


Figura 11. Distribuição espacial do indicador de eficiência ambiental para os municípios brasileiros, 2010

Fonte: Resultado da pesquisa

Sobre a Figura 11, pode-se verificar que existe grande concentração de municípios ineficientes no Centro-Oeste do país. Por outro lado, existem aglomerados de regiões mais eficientes no litoral nordestino, Oeste do Amazonas, algumas regiões do Sudeste e em grande parte do Sul do país. Esse resultado pode ser retrato da estrutura produtiva das regiões. As regiões Sudeste e Sul, por exemplo, apresentaram maior nível de produção, enquanto os municípios do interior do Nordeste e Norte obtiveram valores relativamente mais baixos. Já o Centro-Oeste, apesar de ter mostrado valores intermediários de renda, obteve expressivo grau de emissões de GEEs.

Destacando ainda a fronteira dos subgrupos, verificou-se que a eficiência ambiental de escala foi de 74,4%. Ou seja, é possível melhorar cerca de 25 pontos percentuais (p.p) apenas escolhendo melhor a escala de produção. Este problema deriva-se, aparentemente, do fato de que municípios muito pequenos produzem com alto custo médio, características da produção com retornos crescentes de escala. Este argumento é corroborado por Souza e Ramos (1999). Analisando a produção de serviços públicos municipais, esses autores mostram que há mais desperdício de recursos nas pequenas cidades. Portanto, somente pode-se resolver os problemas de escala na medida em que as regiões se desenvolvem.

Outro aspecto que deve ser discutido é a distribuição de probabilidade dos indicadores. Para isso, a Figura 12 reporta o histograma e os desenhos amostrais da distribuição Normal e de Kernel dos indicadores de eficiência ambiental.

Pode-se notar que a distribuição de probabilidade dos indicadores corrobora o argumento de que a ineficiência ambiental dos municípios brasileiros está mais relacionada à gestão do que às diferenças tecnológicas. O indicador de ineficiência ambiental (MTI) possui distribuição leptocúrtica com cauda longa à esquerda e sua média se concentra sobre um alto padrão de ineficiência. A taxa meta-tecnologia (MTR) caracteriza-se por formação platicúrtica. Sobre as ineficiências tecnológicas e gerenciais, por razões esperadas, verifica-se simetrias opostas. Concretamente, a primeira apresenta maior cauda à direita e a segunda possui maior desdobramento à esquerda. Em outras palavras, a ineficiência tecnológica aparece com maior frequência nas menores faixas,

enquanto a ineficiência gerencial mostra-se mais frequente em intervalos superiores.

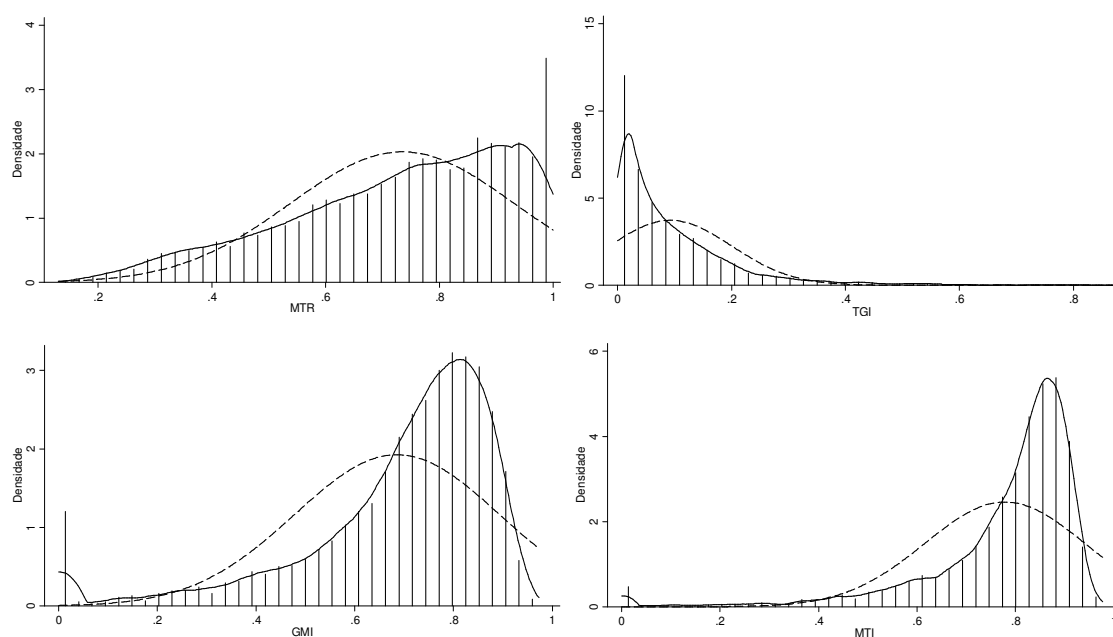


Figura 12. Histograma, distribuição Normal e de Kernel para os indicadores MTR, TGI, GMI e MTI

Fonte: Elaboração dos autores

Ademais, os indicadores supracitados aparentemente não possuem comportamento normal. Aplicando o teste de normalidade de D'Agostinho et al. (1990), pode-se rejeitar a hipótese de normalidade a menos de 1% de probabilidade. É válido lembrar que a pressuposição de normalidade é importante para as análises de segundo estágio, nas quais o indicador de eficiência ambiental é estimado contra uma série de variáveis exógenas que não foram incorporadas na função de produção. Posto isso, deve-se aplicar o estimador DEA-BCC meta-fronteira pelo processo iterativo *bootstrapping*, sugerido por Simar e Wilson (1999). As análises dessa estimação são reportadas na próxima seção.

8.2.1. Os indicadores de eficiência ambiental *bootstrapping*

Esta seção apresenta brevemente os resultados e análises da eficiência ambiental sobre as fronteiras dos subgrupos (GTE) a partir da abordagem *bootstrapping*. Em primeiro lugar, cabe lembrar que a estimação na fronteira dos grupos corrige os problemas relacionados à heterogeneidade tecnológica. Não obstante, o processo de reamostragem realizado por *bootstrap* impossibilita a separação entre a ineficiência causada pelo fator tecnológico e pelas práticas de produção. Este fato ocorre em razão do algoritmo do procedimento, que adiciona uma perturbação ao indicador de eficiência original e estima *pseudo*-produtos que são utilizados em um segundo momento da estimação (processo que é repetido “n” vezes). Dessa forma, os escores de eficiência por *bootstrap* ficam sujeitos aos choques, o que possibilita empiricamente que a eficiência na meta-fronteira seja maior que dentro dos grupos. Por este motivo, apresenta-se nesta seção os resultados da estimação *bootstrapping* apenas dentro dos grupos.

É importante frisar também que este método pode ser utilizado como medida de confiabilidade da estimação. Simar e Wilson (1998), por exemplo, afirmam que os resultados por *bootstrap* são preferíveis sempre que a variância do estimador for inferior a um terço do enviesamento ao quadrado. Neste estudo, esta condição não pôde ser rejeitada em nenhum município, ou seja, a reamostragem por *bootstrap* é um procedimento necessário. Sendo assim, é relevante apresentar as estatísticas descritivas (tais como médias, desvios-padrão, etc.) dos estimadores originais e por *bootstrap* para fins de comparação. Para este objetivo, sugere-se breve análise da Tabela 7.

Tabela 7. Resultados gerais do modelo original e do modelo *bootstrapping*

Modelo	Média	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo
DEA-BCC-GTE	0,315	0,207	0,027	1,000
DEA-BCC-GTE <i>bootstrap</i>	0,261	0,160	0,018	0,999

Fonte: Resultados da pesquisa

Conforme aponta a Tabela 7, a eficiência ambiental média dos municípios brasileiros é menor pelo método *bootstrapping*, assim como o desvio-padrão. Em

outras palavras, o estimador original superestima a performance ambiental das regiões. Diante disso, é de se esperar que a distribuição amostral dos escores de eficiência tenham apresentado comportamento diferente na estimação *bootstrapping*. Para averiguar este aspecto, apresenta-se o histograma, a distribuição Normal e de Kernel gaussiana para os indicadores de eficiência do modelo DEA-BBC original e por *bootstrap* (Figura 13).

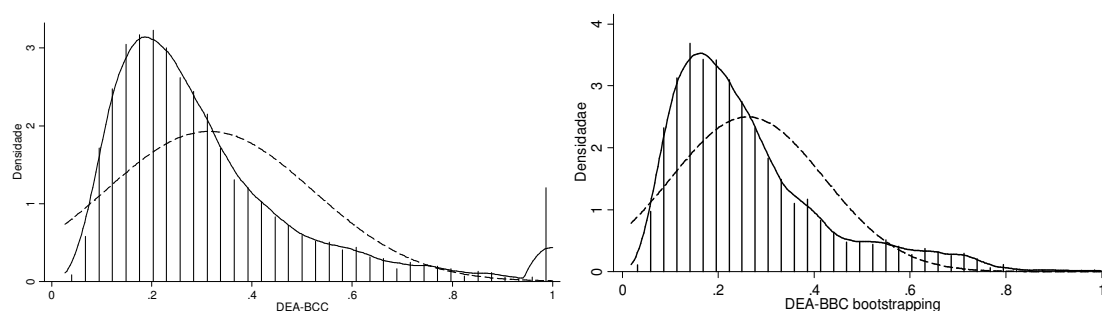


Figura 13. Histograma, distribuição normal e de Kernel gaussiana para os estimadores do modelo original e *bootstrapping*

Fonte: Resultados da pesquisa

O desenho amostral do estimador *bootstrapping* sugere maior padrão normal em relação ao modelo original, apesar do alongamento da cauda direita. Nota-se, também, a inexistência de frequência de municípios eficientes na distribuição por *bootstrap*. Apesar das visíveis diferenças, é importante ressaltar que existe forte associação linear entre os dois estimadores de eficiência (coeficiente de correlação de Pearson de 0,975). Pode-se dizer, assim, que há uma tendência de que municípios ineficientes permaneçam ineficientes na estimação por *bootstrap*.

Sobre a normalidade da distribuição do estimador, embora o teste de D'Agostinho et al. (1990) não tenha aceitado tal hipótese, Simar e Wilson (1998) defendem que o escore segue um processo aleatório de geração de dados, incorporando o efeito que os choques não considerados na função de produção possuem sobre os escores de eficiência. Dessa forma, pode-se utilizar os escores *bootstrapping* nas análises de segundo estágio, apresentadas a seguir.

8.3. Os determinantes da eficiência ambiental dos municípios brasileiros

A literatura especializada possui um quadro conhecido de determinantes da poluição, tal como a Curva Ambiental de Kuznets (CAK) e seus desdobramentos (GROSSMAN; KRUEGER, 1994; SELDEN; SONG, 1994; PANAYOTOU, 1993). Essa abordagem representa a degradação ambiental como uma função não linear da renda e de outras variáveis de controle, tais como crescimento populacional, abertura comercial, quadro institucional, etc. A fundamentação teórica dessa função destaca o processo de industrialização como um dos principais responsáveis pelo aumento das emissões nas fases iniciais do crescimento. A passagem de uma economia agrícola para industrial, contudo, apesar dos danos iniciais, transforma-se em relação positiva no longo prazo devido à mudança nos padrões estruturais de produção. Ademais, conforme apontam Grossman e Krueger (1995), o desenvolvimento aumenta a consciência ambiental e as exigências por melhores políticas, apesar de não haver um mecanismo automático.

Mais recentemente, estudos sobre os determinantes da poluição têm considerado enfaticamente outras variáveis, como características da terra, indicadores de democracia, competitividade eleitoral, uso comercial da energia, fluxo do investimento estrangeiro, taxa de analfabetismo, percentual dos empregados na indústria e muitas outras (GASSEBNER et al., 2006; LAMLA, 2006; AZAD; ANCEV, 2010). Percebe-se uma tentativa de propor relações entre variáveis econômicas, sociais, políticas e a degradação do meio ambiente.

Por este motivo, a análise da performance ambiental pode ser feita por meio da estimação de um “segundo estágio”, no qual o indicador de eficiência ambiental, que é uma variável de decisão das regiões, é explicado por um conjunto de variáveis exógenas. Essas variáveis devem representar as esferas sociais, demográficas, econômicas, políticas e regionais.

Sobre o aspecto regional, tem-se que a concentração de firmas intensivas em emissões em uma região pode aumentar a probabilidade de se formar aglomerados regionais de firmas poluidoras. Por outro lado, se um município concentra firmas de menor intensidade em poluentes, a chance de se formar *clusters* que adotam tecnologias limpas se expande. Isso ocorre em função da

dependência que existe entre a escolha do nível de produção e as estratégias de comercialização das firmas com determinada proximidade geográfica (COSTANTINI et al., 2013). Se determinada firma adota estratégias de comercialização sustentável, por exemplo, a tendência é de que haja o surgimento de estratégias semelhantes por parte de outras mais próximas, no intuito de não haver deslocamentos de demanda significativos para a primeira.

Este fenômeno pode causar *spillovers* ambientais entre municípios diferentes. A melhoria da performance dos municípios brasileiros, dessa forma, passa a depender também da especialização produtiva e da capacidade de inovação da região na qual ele se insere. Reconhece-se, portanto, que a adoção de políticas públicas e ações privadas que visam melhorar o desempenho ambiental devem considerar a existência de transbordamento de tecnologias ambientais.

Outro aspecto relevante diz respeito ao truncamento ocasional da amostra nos modelos não paramétricos tradicionais, cuja variável dependente deriva-se de um processo não aleatório. Neste contexto, verifica-se que a eficiência ambiental apresenta um truncamento ocasional à direita, em razão da existência de municípios ambientalmente eficientes de escore unitário. Os coeficientes estimados por MQO, por esse motivo, podem ser não apenas viesados, como inconsistentes (GREENE, 2000). A estimação usual consiste em considerar, pois, o truncamento dos escores de eficiência pelo limite superior da variável, admitindo a possibilidade de que a distribuição dos erros seja truncada. Em virtude desse fato, o modelo Tobit tem sido amplamente difundido em análises de segundo estágio nos estudos sobre eficiência (McDONALD, 2009). Para fins de comparação, estimou-se neste estudo os modelos de segundo estágio por MQO, Tobit e SAR, sendo que esse último permite testar a hipótese da existência de *spillovers* ambientais. A estimação de tais modelos tem por objetivo avaliar a sensibilidade dos coeficientes às mudanças técnicas que ocorrem de um método para outro. Ademais, esse procedimento permitiu maior sustentação empírica aos resultados, os quais são reportados na Tabela 8.

Tabela 8. Resultados da estimação dos determinantes da eficiência ambiental dos municípios brasileiros (GTE), 2010

Variáveis	MQO (a)	Tobit (b)	SAR (c)
Dependência Espacial			
Efeito <i>Spillover</i>			0,3185*** (0,0160)
Características socioeconômicas			
Índice de Gini	-0,4265*** (0,0611)	-0,4257*** (0,0611)	-0,3943*** (0,0543)
Percentual de pessoas pobres	0,0053*** (0,0005)	0,0053*** (0,0005)	0,0043*** (0,0004)
Percentual de pessoas empregadas com ensino superior	-0,0060*** (0,0011)	-0,0060*** (0,0011)	-0,0032*** (0,0009)
Percentual de domicílios com coleta de lixo	9,59e-06 (0,0002)	8,95e-06 (0,0002)	0,0001 (0,0002)
Renda média dos ocupados	0,0002*** (0,0001)	0,0002*** (0,0001)	0,0002*** (0,0001)
Percentual dos ocupados na indústria	0,0020*** (,0004)	0,0020*** (0,0004)	0,0018*** (0,0003)
Percentual dos ocupados na agropecuária	0,0009*** (0,0002)	0,0009*** (0,0002)	0,0009*** (0,0002)
Percentual dos ocupados na extração mineral	0,0055*** (0,0013)	0,0055*** (0,0013)	0,0050*** (0,0012)
IDH-M	0,0036*** (0,0010)	0,0036*** (0,0010)	0,0024*** (0,0004)
Característica demográfica			
Densidade demográfica	0,0001*** (7,22e-06)	0,0001*** (7,22e-06)	0,0001*** (7,22e-06)

(Continua na próxima página)

Tabela 8. Continuação

Ações ambientais			
Iniciativas de consumo sustentável	0,0103* (0,0059)	0,0102* (0,0059)	0,0081 (0,0052)
Redução do consumo de sacolas plásticas	-0,0067 (0,0069)	-0,0066 (0,0070)	-0,0047 (0,0062)
Redução do consumo de água/energia	0,0009 (0,0068)	0,0009 (0,0069)	0,0017 (0,0061)
Crerios ambientais para licitação	0,0008 (0,0085)	0,0008 (0,0085)	0,0009 (0,0076)
Características regionais			
Nordeste	0,0028 (0,0084)	0,0030 (0,0083)	0,0074 (0,0075)
Norte	0,0245** (0,0102)	0,0246** (0,0102)	0,0210** (0,0091)
Centro-Oeste	-0,0961* (0,0086)	-0,0961*** (0,0086)	-0,0688*** (0,0078)
Sul	0,0130 (0,0066)	0,0131 (0,0066)	0,0110** (0,0059)
Constante	-0,0751*** (0,0767)	-0,0753*** (0,0766)	-0,0700*** (0,0056)
R ²	0,1522		
R ² ajustado	0,1490		
Pseudo R ²			0,4320
Teste F	47,57		
LR Qui-Quadrado		790,84	
Sigma		0,1471 (0,0015)	

Fonte: Resultados da pesquisa

Nota: *** Significativo a 1%; ** Significativo a 5%; * Significativo a 10%. Os demais não foram significativos a 10%. Os erros-padrão estão entre parênteses

De forma geral, não houve grandes diferenças entre os modelos (a), (b) e (c) quanto aos sinais e magnitude dos parâmetros. Vale lembrar que a variável dependente é a eficiência ambiental dentro dos grupos (GTE) estimada pelo

modelo DEA-BCC *bootstrapping*. Esse método permite incorporar fatores aleatórios não explícitos nas funções de produção do tipo DEA. Por esse motivo, os escores estimados por *bootstrap* tendem a ser menores que os do modelo tradicional e municípios que são ambientalmente eficientes no primeiro modelo quase sempre apresentam escores menores que a unidade no segundo. Os modelos estimados por MQO e Tobit podem ser interpretados, portanto, de maneira intercambiável e os efeitos marginais são diretamente apresentados pela Tabela 8. Concomitantemente, apresenta-se o desdobramento espacial do modelo MQO (SAR), que tem por objetivo captar o efeito *spillover* ambiental entre os municípios.

Sobre o ajustamento geral, verifica-se que as variáveis foram conjuntamente significativas no modelo (a), apesar do valor relativamente baixo do coeficiente de determinação (15,22%). Calculou-se o Fator de Inflacionamento da Variância (FIV) com o intuito de analisar possíveis problemas de multicolinearidade, os quais não foram identificados, dado o baixo valor do indicador (3,89). O teste de White rejeitou a hipótese de homocedasticidade, sugerindo a correção robusta da matriz de variâncias e covariâncias, a qual foi realizada. Todos os procedimentos necessários foram tomados a fim de que se gerassem resultados consistentes e eficientes.

Individualmente, 11 das 18 variáveis foram estatisticamente significativas nos modelos (a) e (b). Os efeitos marginais foram subdivididos em dependência espacial, características socioeconômicas, demográficas, ações ambientais e regionais. Sobre os resultados da Tabela 8, pode-se retirar algumas importantes informações do efeito das características municipais sobre a eficiência ambiental, as quais serão apresentadas a seguir.

Notou-se que a diminuição da desigualdade se relaciona com a redução dos danos ambientais. Estudos anteriores mostram que a desigualdade pode diminuir a preocupação social com a conservação do patrimônio natural, ocasionando maior taxa de uso dos recursos naturais. (BOYCE, 1994; GASSEBNER et al., 2004). Se a renda for altamente concentrada, o nível eficiente de degradação ambiental pode ser menor em razão da disposição social a pagar pela preservação do meio ambiente, visto que a diminuição da degradação quase sempre está relacionada com a redução da produção de bens e serviços, renda, postos de trabalho, etc. Ademais, Boyce (1994) explica que

em uma sociedade existem pessoas de maior e de menor poder, que podem encarar custos de transação diferentes. Os indivíduos que apresentam menores custos de transação são chamados de vencedores, enquanto os que apresentam maiores custos, perdedores. Quando esses grupos possuem poderes semelhantes na sociedade, o nível de degradação ambiental tende a ser uma escolha baseada na igualdade entre o benefício marginal do primeiro e o custo marginal do segundo. Contudo, quando o grupo vencedor possui maior poder de influência sobre a decisão de degradar o meio ambiente, fato que ocorre frequentemente, pode-se verificar maior taxa de degradação do meio ambiente, situação que impõe maior custo para os demais indivíduos da sociedade.

A perspectiva temporal também pode ser adicionada à análise, pois as atividades econômicas geram benefícios de curto prazo, mas custos de longo prazo. Boyce (1994) argumenta que a desigualdade está relacionada à taxa temporal de preferências ambientais. Segundo o autor, a desigualdade tende a diminuir a preocupação da sociedade com os danos ambientais futuros, sugerindo maior taxa de preferências. Maior desigualdade de renda, portanto, pode aumentar os danos ambientais e reduzir a performance dos municípios.

O argumento da relação entre desigualdade e danos ambientais poderia ser estendido ao percentual de pessoas pobres sob a perspectiva das preferências intertemporais por degradação dos recursos naturais. Não obstante, observou-se que a relação entre performance ambiental e pobreza foi positiva neste estudo. Este resultado pode ser parcialmente explicado pelo grau de desenvolvimento da maioria dos municípios brasileiros, o qual está na fase inicial. Existe uma gama muito grande de municípios pouco representativos economicamente que estão próximos da fronteira de eficiência no seu ponto de início (tais como a maior parte dos municípios de Porte Pequeno I e II). Essas localidades, apesar de possuírem baixa renda e maior pobreza, apresentaram baixo nível de emissões e utilização dos insumos produtivos, fatores que as tornaram mais eficientes. Em outras palavras, os municípios mais pobres possuem menor intensidade econômica e grau de emissões. Contudo, se sua escala produtiva fosse expandida nos moldes tecnológicos atuais, considerando os problemas já ressaltados quanto ao gerencial dos recursos, a ineficiência ambiental poderia ser evidente em função da defasagem tecnológica existente

entre as fronteiras de eficiência, podendo inclusive inverter a relação entre pobreza e performance ambiental.

Já sobre o indicador de escolaridade da população, observou-se um importante resultado: o aumento do percentual de pessoas ocupadas com ensino superior reduz a eficiência ambiental dos municípios, fato que contradiz em partes a literatura que defende a EKC. Ocorre que, a nível internacional, a consciência ambiental e as exigências por políticas mais restritivas podem surtir importantes efeitos sobre a redução da degradação ambiental. Entretanto, a nível municipal, a prevalência de funções que exigem maior escolaridade pode indicar concentração de produção intensiva em poluentes em economias em desenvolvimento. Por exemplo, as metrópoles com maiores níveis de escolaridade foram também as de pior performance ambiental dentro do seu grupo. Outro caso que pode ser citado é o de municípios de médio e pequeno portes. Nota-se que os de melhores indicadores de escolaridade foram notadamente os menos eficientes.

Em resumo, em países desenvolvidos, o aumento marginal da educação – e consequentemente da consciência ambiental – pode contribuir incisivamente para a diminuição das pressões econômicas sobre o meio ambiente. Já em países em desenvolvimento, os quais possuem menos restrições ambientais, o aumento da educação – associado aos ganhos de produtividade da produção – tende a causar efeito inverso, qual seja, a expansão da atividade econômica intensiva em degradação, piorando, dessa forma, sua performance ambiental. Reconhece-se, no entanto, que o gradativo aumento da educação ao longo do tempo pode ter suma importância na reversão desse quadro.

O aumento da renda também possui relevância neste cenário. Os resultados mostram que a renda média dos ocupados está positivamente associada à performance ambiental dos municípios. Sobre este aspecto, cabe dois argumentos. Em primeiro lugar, percebe-se que a renda faz parte da função de produção como produto desejável. Quando a renda média dos ocupados cresce, mantidos os demais fatores constantes, tem-se um efeito direto sobre a performance ambiental. Segundo, essa expansão pode estar associada à melhoria do bem estar da população, que passa a dar maior importância ao meio ambiental na medida que a renda média se eleva, argumento sustentado pela EKC (GROSSMAN; KRUEGER, 1994; SELDEN; SONG, 1994). Percebe-se,

pois, que apesar de a maioria dos municípios estar nas fases iniciais do desenvolvimento quando comparada às grandes metrópoles, o crescimento médio da renda pode promover melhorias nos indicadores de eficiência ambiental. O fato de o desenvolvimento melhorar a performance ambiental é, inclusive, corroborado pelo efeito da variável IDH-M, que também foi positivo.

Apesar disso, serviços à população que estão relacionados ao crescimento da renda e diminuição das emissões, tal como coleta de lixo, podem não surtir efeitos sobre a performance ambiental. Especificamente sobre o referido serviço, o país apresentou uma lei que regulamenta a gestão dos resíduos sólidos, incluindo seu destino e tratamento. A lei 12.305/2010, nomeada “Política Nacional de Resíduos Sólidos”, estabeleceu diretrizes para lidar com o problema histórico dos “lixões” (BRASIL, 2010). Todavia, grande parte dos municípios descumpre as diretrizes legais e não apresenta projetos ou obras relacionadas à criação de aterros sanitários, solução considerada ideal para o tratamento do lixo. Com isso, a expansão dos serviços de coleta de lixo não necessariamente implica em melhoria no tratamento dos resíduos, os quais representam 5% das emissões de GEEs no Brasil.

Com relação à especialização produtiva dos municípios, notou-se que todos os setores relacionados contribuíram para a melhoria da performance ambiental. Contudo, é importante repetir que o indicador considera a produção concomitantemente às emissões de tCO₂eq. Os parâmetros positivos, portanto, significam que a expansão dos setores industrial, agropecuário e de extração mineral estão mais associados ao aumento da renda do que às pressões sobre o meio ambiente. Mas não da mesma maneira. Note-se, por exemplo, que o coeficiente do percentual de empregados no setor agropecuário foi menor em relação aos demais. Isso ocorre por que os setores industrial e de extração mineral agregam mais valor ao produto final do que o primeiro. Dessa forma, a expansão do setor agropecuário pode estar alinhada a um quadro de menor geração de renda e, portanto, de menor eficiência quando comparado aos demais setores. Este resultado ratifica a necessidade de uma política ambiental específica aos setores econômicos para que eles se desenvolvam preservando os recursos ambientais do país e emitindo menos poluentes. Especialmente o setor agropecuário, que é crucial para o desenvolvimento nacional e apresentou piores resultados.

Sobre densidade demográfica, viu-se que sua relação com a performance ambiental foi positiva. Este efeito pode estar associado à economia de escala que ocorre em municípios maiores, tal como as metrópoles e grandes cidades, que são grandes centros de comércio e de intensa atividade econômica (SOUZA; RAMOS, 1999).

Outro aspecto de grande relevância trata-se da existência de ações ambientais nas regiões. Pelos resultados do estudo, apenas iniciativas que visam incentivar o consumo sustentável tiveram efeito sobre a performance ambiental, a um nível de significância muito alto. Para melhor visualização, apresenta-se a Figura 15.

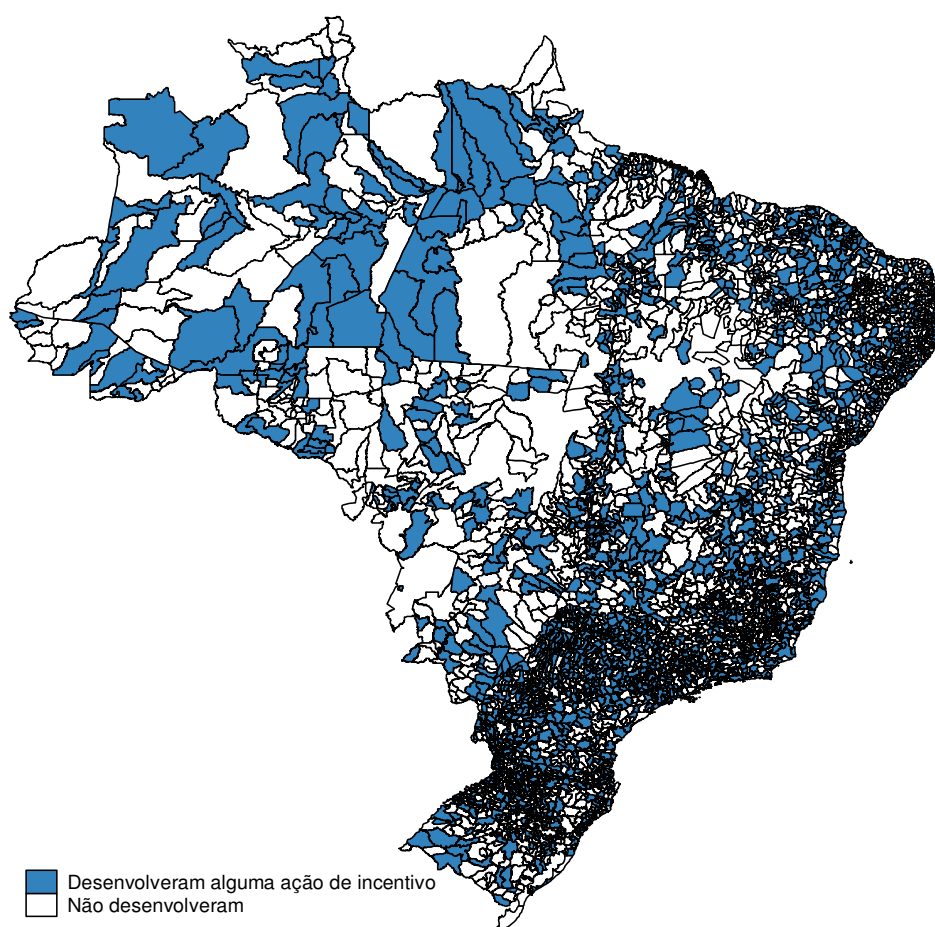


Figura 14. Distribuição espacial das ações ambientais de incentivo a consumo sustentável

Fonte: Resultados da pesquisa

No Brasil, cerca de 58% dos municípios não desenvolvem ações ambientais com a referida finalidade. Pela Figura 15, verifica-se grande área que

não apresentou proposta nesse sentido, principalmente na região Centro-Oeste. As regiões Sudeste, Sul e parte do Nordeste, por outro lado, apresentaram mais ações de incentivo ao consumo sustentável.

Sobre as demais políticas, é importante destacar dois fatores. O primeiro deles é que as ações governamentais que incentivam a redução do consumo de água e energia são válidas para despertar a consciência da população, mas a inexistência de um mecanismo econômico de incentivo a nível local conduz a resultados de pouco impacto sobre a eficiência ambiental. Em outras palavras, a decisão de reduzir o consumo dos bens ambientais entra na função de utilidade individual de forma negativa, visto que a produção dos bens desejáveis e não desejáveis é, de muitas formas, complementar. Dessa forma, uma redução no consumo teria impacto negativo sobre o bem estar. Se um mecanismo econômico fosse interposto, de forma que o consumo dos bens ambientais tivesse um contrapeso na função de utilidade, os indivíduos avaliariam o melhor ponto em suas funções e certamente escolheriam níveis mais baixos de consumo. Esse fator poderia acelerar a taxa de progresso técnico de produtos menos intensivos em emissões e promover a substituição gradativa de bens potencialmente poluidores por aqueles de menor intensidade. A nível municipal, os critérios ambientais para concorrer às licitações poderiam ser considerados mecanismos econômicos. Veja-se a Figura 16.

Apesar da correlação positiva com o indicador de eficiência ambiental, o impacto dessa medida também não foi estatisticamente significativo. A Figura 16 revela número muito pequeno de regiões que utilizam critérios ambientais para licitações – aproximadamente 8% –, com grande concentração no estado de São Paulo. Novamente, a região Centro-Oeste, que apresentou piores indicadores de eficiência, mostrou um quadro inferior com relação a esta variável.

E, por fim, pode-se destacar as diferenças regionais. Em média, a região Norte foi mais eficiente que a região Sudeste, enquanto a região Centro-Oeste apresentou menores escores de eficiência relativamente. O Sul e o Nordeste, por sua vez, não se diferem estatisticamente do Sudeste. Esse resultado, novamente, corrobora ao argumento de que a especialização produtiva das regiões brasileiras pode influenciar a performance ambiental dos municípios.

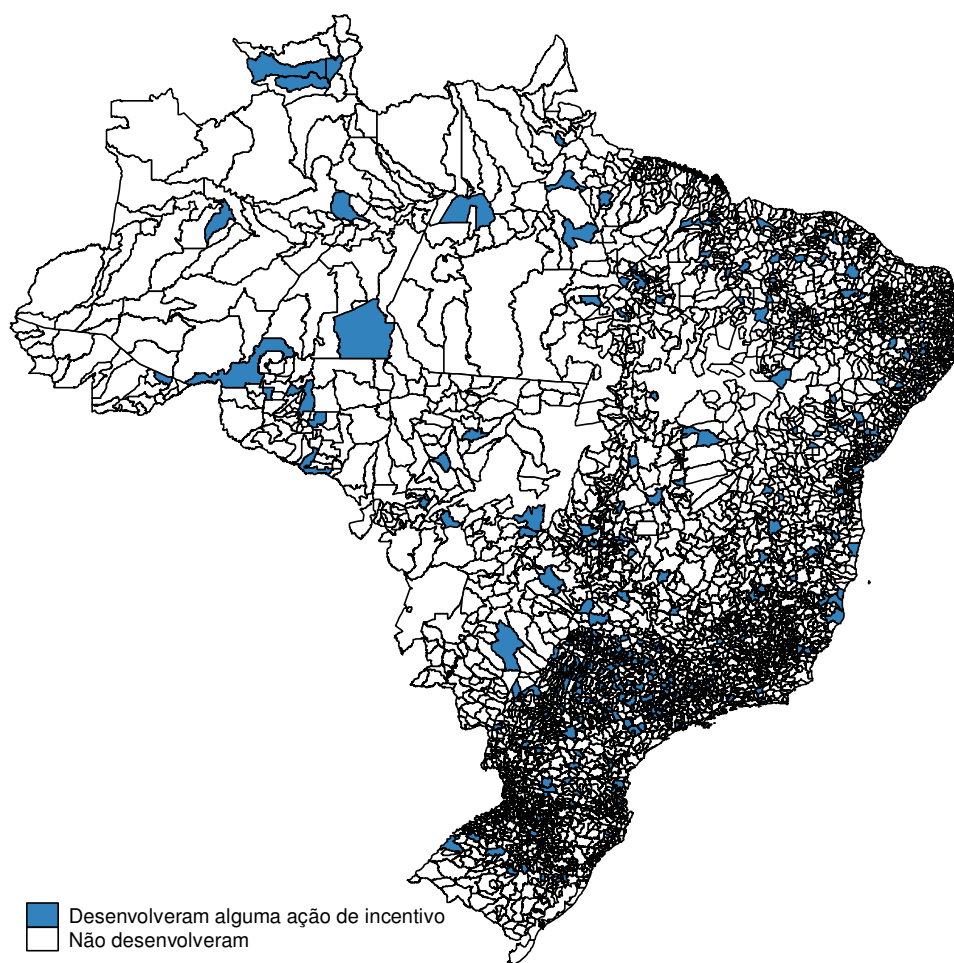


Figura 15. Distribuição espacial das ações ambientais de incentivo a licitações com critérios ambientais

Fonte: Resultados da pesquisa

Para analisar o modelo (c) – SAR –, primeiramente fez-se uma Análise Exploratória de Dados Espaciais (AEDE), a qual mostrou um coeficiente I de Moran de 0,199 para a matriz rainha de pesos espaciais, indicando presença global de autocorrelação espacial. O resultado ressalta que a eficiência ambiental de um município está intrinsecamente relacionada aos seus vizinhos, ou seja, os escores de eficiência estão espacialmente correlacionados. A Figura 17 apresenta o gráfico de dispersão (diagrama de dispersão de Moran).

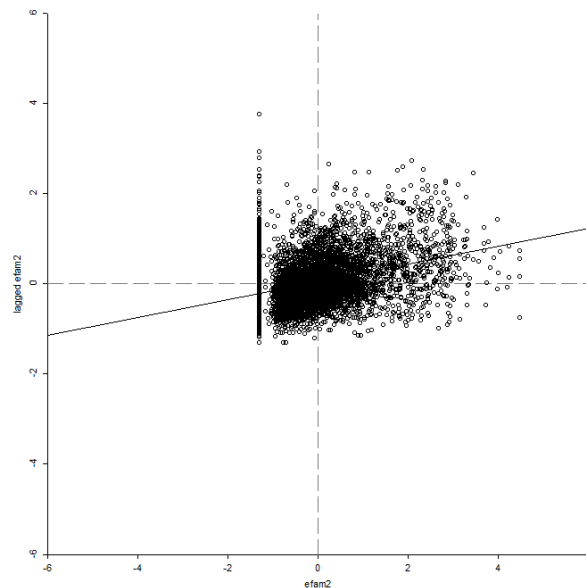


Figura 16. Gráfico de dispersão do I de Moran na matriz de pesos *Queen*

Fonte: Resultados da pesquisa

É importante ressaltar que a maior parte dos municípios analisados no diagrama de Moran encontram-se nos quadrantes Alto-Alto ou Baixo-Baixo. O valor positivo do indicador, portanto, revela que a autocorrelação espacial é, em geral, positiva.

Outra informação relevante no estudo da dependência espacial diz respeito aos agrupamentos que ocorrem em determinadas regiões, pois é possível verificar a existência *clusters* que relacionam municípios de escores altos e baixos. A Figura 18 permite visualizar essa informação.

Percebe-se que existem agrupamentos de municípios mais eficientes no Oeste do Amazonas, Noroeste do Acre, Norte do Pará e em parte do Sudeste, Sul e Nordeste, isto é, são *clusters* de municípios que apresentam melhor desempenho ambiental (cor mais escura – tipo Alto-Alto). A tonalidade cinza mais clara trata-se do agrupamento de municípios que apresentam piores desempenhos, tal como no Centro-Oeste (tipo Baixo-Baixo). As regiões em branco, por sua vez, não foram estatisticamente significativas. Este resultado permite afirmar que existe transbordamento de tecnologias ambientais entre os municípios brasileiros, ou seja, municípios que são ambientalmente eficientes tendem a se agrupar na mesma região. Da mesma forma, municípios menos eficientes também se relacionam espacialmente, indicando que o fato de o

município apresentar baixo desempenho ambiental pode desestimular os vizinhos a serem ambientalmente eficientes.

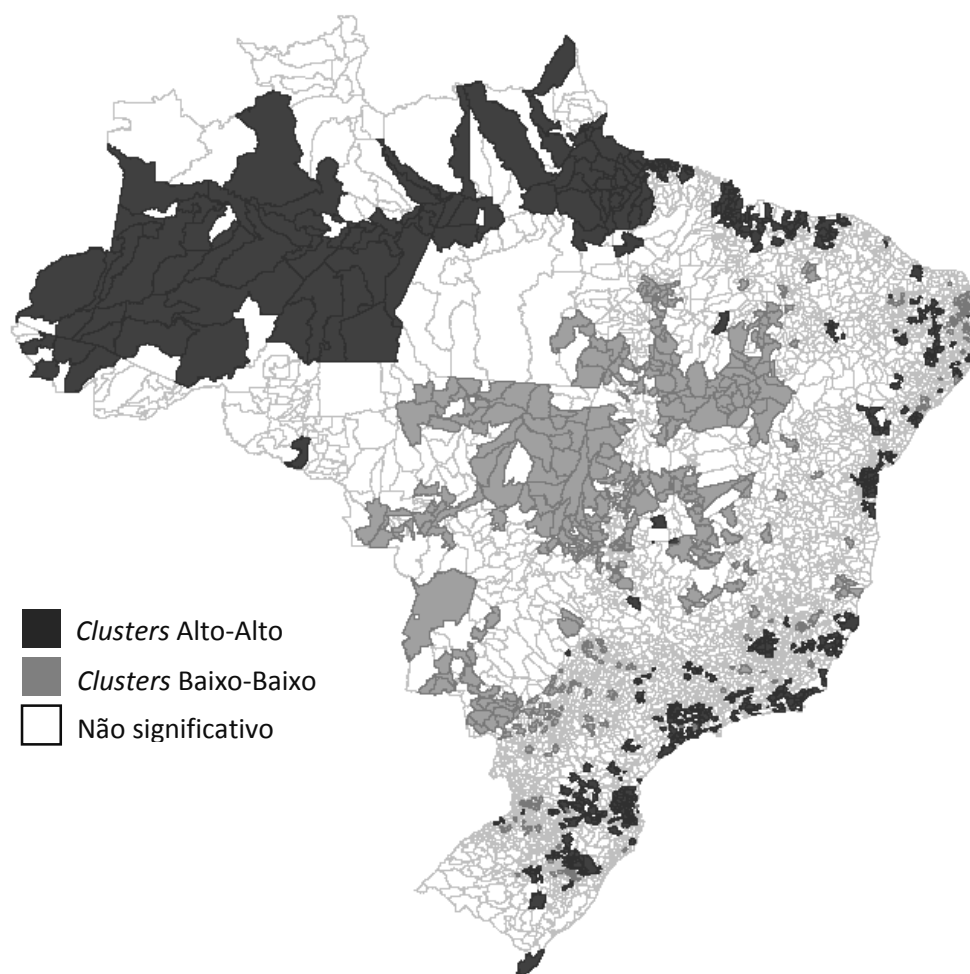


Figura 17. Clusters para os indicadores de eficiência ambiental dos municípios brasileiros, 2010

Fonte: Resultado da pesquisa

Em termos estatísticos, a não inclusão do efeito *spillover* na modelagem pode ser considerada “omissão de variável relevante”, fazendo necessário especificar o modelo (a) para incluir a endogeneidade espacial. Os principais problemas relacionados com a não inclusão do efeito são o viés de variável relevante, heterocedasticidade, ineficiência dos estimadores, inconsistência e a não normalidade do termo de erro (ALMEIDA, 2012).

É importante ressaltar que o presente problema de pesquisa se propõe a analisar a autocorrelação espacial entre os indicadores de eficiência ambiental em distintas regiões. Por este motivo, o modelo mais adequado seria o de

defasagem espacial (SAR – *Spatial Autoregressive Model*), o qual considera que as decisões de políticas ambientais dos municípios são afetadas pelas decisões dos vizinhos. Também procurou-se embasar a escolha do modelo por critérios estatísticos. Inicialmente realizou-se um diagnóstico *a posteriori* para identificar o processo gerador de mapas a ser estimado, utilizando os testes do multiplicador de Lagrange (ML) e do ML robusto. Os testes também indicaram o modelo SAR, o qual foi estimado por máxima verossimilhança. O teste de homocedasticidade de White, Breusch-Pagan e Koenker-Bassett rejeitaram a hipótese de homocedasticidade. Por isso, o modelo foi estimado considerando a matriz de erros robustos de White.

Como esperado, o coeficiente do efeito *spillover* foi positivo, indicando dependência espacial positiva entre os escores de eficiência. A existência do transbordamento torna práticas sustentáveis em externalidades positivas. Em outras palavras, políticas ambientais que visam estimular ações sustentáveis em municípios estratégicos podem ter efeitos importantes sobre a performance ambiental municipal. Então, para recapitular, a significância do coeficiente espacial representa o transbordamento tecnológico que existe entre os municípios brasileiros. E como já explicado, as ações sustentáveis em determinados municípios podem ser intensificadas. Assim, a ideia primordial é que desenhos de mecanismos ambientais podem expandir-se espacialmente.

Por ser um assunto de grande relevância aos propósitos deste estudo, o objetivo da próxima seção é propor um desenho que possa ser adotado pelos municípios brasileiros para que os poluidores produzam no ponto mais alto da fronteira de eficiência ambiental.

8.4. Uma proposta de desenho de mecanismo ambiental

Muitos estudos abordam a problemática ambiental, sugerindo desenhos de mecanismo que podem incentivar a redução da degradação causada pela expansão da produção. Entre os mais conhecidos, os modelos de Pigou (1920), Coase (1960) e Varian (1992). A maior parte, entretanto, não faz referência às possíveis ineficiências que podem ocorrer na função de produção dos agentes.

Por isso, deve-se ressaltar alguns pontos. Conforme este estudo mostrou até aqui, nem sempre os agentes agem de forma eficiente, ou seja, o gerenciamento inadequado da produção ou tecnologias intensivas em emissões podem causar ineficiência. Além disso, a sociedade deve admitir alguma emissão de GEEs, haja visto que a produção do bem desejável e não desejável pode ser considerada complementar. Dessa forma, a problemática deve ser analisada sob uma perspectiva na qual os indivíduos são compensados pela externalidade, mas também se dispõem a pagar determinada taxa de incentivo para que as firmas operem na fronteira de eficiência máxima. Pela outra via, o agente causador da externalidade deverá ser penalizado pela degradação ambiental que causa, mas receberá contrapartida caso seja eficiente, ou seja, se utilizar a melhor dotação de recursos possível.

O modelo da taxa pigouviana pode ser estendido para considerar o incentivo da sociedade para que as firmas sejam ambientalmente eficientes. Admitir a hipótese de ineficiência é importante por, pelo menos, três razões. Em primeiro lugar, a flexibilização mencionada acima aproxima o modelo pigouviano à realidade das firmas, que convivem com problemas gerenciais que nem sempre são de fácil resolução. Segundo, a busca por melhores indicadores de eficiência ambiental pode expandir a fronteira no médio/longo prazo, pois novas tecnologias podem ser inventadas e difundidas, amenizando o problema do meio ambiente, ou seja, a taxa do progresso tecnológico pode ser aumentada. Terceiro, ao se dispor a pagar pela eficiência ambiental, incorpora-se no modelo a importância de se admitir certo nível de emissões necessário à produção de bens desejáveis.

Para se criar este mecanismo, algumas simplificações são necessárias. A primeira delas está relacionada ao ambiente empresarial. Admite-se que pelo menos uma firma seja ambientalmente eficiente e comparável às demais. Empiricamente, esta hipótese trata da estimação da fronteira dos subgrupos. Conforme foi verificado, existe uma parcela de municipalidades que são ambientalmente eficientes, comparativamente a outras do mesmo grupo, suposição que pode ser observável. Em outras palavras, as melhores práticas ambientais estão disponíveis e podem ser copiadas.

A segunda trata da natureza da ineficiência. Se os custos por adquirir novas tecnologias pudessem ser negligenciados, então as firmas as adotariam

para reduzir o efeito da penalização sobre as emissões, o que torna esta hipótese pouco provável, dado que os custos de se adotar tecnologias mais limpas são geralmente altos. Todavia, os custos de se corrigir o gerenciamento inadequado podem ser considerados muito baixos em proporção ao tamanho da firma. Levando em conta os fatos supracitados, pressupõe-se que a ineficiência da firma seja apenas gerencial. Ademais, como este estudo mostrou, o problema do gerenciamento foi mais relevante em cerca de 95% das regiões.

A terceira é relativa à disposição social. O modelo assume a hipótese de que a sociedade está disposta a arcar com parte dos custos ambientais ao se dispor a pagar uma “taxa de paciência” pela produção ambientalmente eficiente da firma. A pressuposição implica que a sociedade analisa os diferentes arranjos sociais, nos quais podem variar entre os limites da extinção da externalidade (e do bem desejável que a acompanha) e da pura produção (aceitando a degradação causada pelo processo produtivo). Em consequência, o modelo considera uma importante crítica de Coase (1960) ao modelo de Pigou (1920), que não compara os efeitos da extinção ou adoção da degradação sobre o bem estar social.

Para representar o mecanismo proposto, considera-se o ambiente econômico com uma firma poluidora (causadora da externalidade) e um consumidor (receptor da externalidade). A função de utilidade do consumidor representa as preferências da sociedade. O problema social pode ser representado pela expressão (36):

$$\begin{aligned} &\text{Max } U(x_1^c, x_2^c, y_1) \\ &\text{s.a.} \\ &R + t_1 y_1 = p_1 x_1^c + p_2 x_2^c + t_2 \theta y_1 \end{aligned} \tag{36}$$

x_1^c = consumo do bem 1;

x_2^c = consumo do bem 2 (exógeno);

y_1 = produção do bem 1;

R = renda do consumidor;

p_1 = preço do bem 1;

p_2 = preço do bem 2;

t_1 = taxa pigouviana;

t_2 = disposição social a pagar (taxa de paciência);

θ = eficiência ambiental.

A utilidade social depende positivamente da quantidade consumida do bem 1 e do bem 2, e negativamente da externalidade ambiental causada pela firma, sendo crescente e côncava com respeito ao bem 1 e 2, mas decrescente em y . Tem-se, portanto, as seguintes condições de primeira ordem:

$$U'(x_1^c) > 0, U'(x_2^c) > 0 \text{ e } U'(y_1) < 0. \quad (37)$$

Percebe-se que a produção da firma 1 causa “desutilidade” na sociedade ao introduzir o bem y_1 na função objetivo do consumidor representativo. Em relação à restrição, a situação orçamentária do consumidor é acrescida do valor que a firma paga por causar a externalidade ($t_1 y_1$). Em contrapartida, além dos montantes que a sociedade consome dos bens 1 e 2, existe um componente que representa o valor que é repassado para a firma ($t_2 \theta y_1$) para incentivá-la a se tornar eficiente. O lagrangeano do problema pode ser visualizado abaixo:

$$L = U(x_1^c, x_2^c, y_1) + \lambda (R + t_1 y_1 - p_1 x_1^c - p_2 x_2^c - t_2 \theta y_1). \quad (38)$$

As variáveis de escolha são x_1^c, x_2^c e y_1 . Deriva-se, portanto, e iguala-se as derivadas a zero para buscar as condições de primeira ordem.

$$\begin{aligned} \frac{\partial L}{\partial x_1^c} &= U'(x_1^c) - \lambda p_1 = 0 \\ \frac{\partial L}{\partial x_2^c} &= U'(x_2^c) - \lambda p_2 = 0. \end{aligned} \quad (39)$$

A condição de ótimo de Pareto pode ser encontrada dividindo as duas utilidades marginais dos bens, obtendo, assim, a Taxa Marginal de Substituição (TMgS) da sociedade em relação aos bens 1 e 2.

$$TMgS = \frac{p_1}{p_2} = \frac{U'(x_1^c)}{U'(x_2^c)}. \quad (40)$$

Neste momento, faz-se necessário encontrar a “desutilidade” marginal da produção de y_1 na função de utilidade social:

$$\frac{\partial L}{\partial y_1} = U'(y_1) + \lambda t_1 - \lambda t_2 \theta = 0. \quad (41a)$$

Desenvolvendo, tem-se:

$$U'(y_1) = \lambda (t_2 \theta - t_1). \quad (41b)$$

Substituindo λ obtido na utilidade marginal do bem 1 e isolando a TMgS entre x_1^c e y_1 , verifica-se:

$$\begin{aligned} U'(y_1) &= \left(\frac{U'(x_1^c)}{p_1} \right) (t_2 \theta - t_1) \\ U'(x_1^c) &= \left(\frac{p_1}{t_2 \theta - t_1} \right) U'(y_1) \\ \frac{U'(x_1^c)}{U'(y_1)} &= \frac{p_1}{t_2 \theta - t_1}. \end{aligned} \quad (43)$$

As expressões em (43) mostram que quanto maior for a taxa de paciência da sociedade, menor será seu bem estar, visto que a sua desutilidade será maior. Em contrapartida, a taxa pigouviana possui efeito inverso. O problema da firma poluidora, por sua vez, é maximizar seu lucro, considerando seus custos e o valor recebido pelo incentivo social.

$$\begin{aligned}
\text{Max } \pi &= p_1 y_1 - p_2 x_2 - t_1 y_1 + t_2 \theta y_1 \\
\text{s.a.} \\
y_1 &= f(x_2)
\end{aligned} \tag{44}$$

y_1 = produção do bem 1;

x_2 = insumo de produção (exógeno);

p_1 = preço do bem 1;

p_2 = preço do insumo de produção;

t_1 = taxa pigouviana;

t_2 = disposição social a pagar (taxa de paciência);

θ = eficiência ambiental.

Substituindo a restrição na função objetivo, derivando em relação ao insumo e igualando a zero, tem-se:

$$\begin{aligned}
\text{Max } \pi &= p_1 f(x_2) - p_2 x_2 - t_1 f(x_2) + t_2 \theta f(x_2) \\
\frac{\partial \pi}{\partial x_2} &= p_1 f'(x_2) - p_2 - t_1 f'(x_2) + t_2 \theta f'(x_2) = 0.
\end{aligned} \tag{45}$$

A Taxa Marginal de Transformação (TMgT) da firma pode ser representada da seguinte forma:

$$\begin{aligned}
p_2 &= p_1 f'(x_2) - t_1 f'(x_2) + t_2 \theta f'(x_2) \\
p_2 &= f'(x_2)(p_1 - t_1 + t_2 \theta) \\
\frac{1}{f'(x_2)} &= \frac{(p_1 - t_1 + t_2 \theta)}{p_2}.
\end{aligned} \tag{46}$$

Em relação à expressão (46), percebe-se que a TMgT está relacionada negativamente à taxa pigouviana e positivamente à taxa de paciência da sociedade. Sendo assim, a obrigação da firma de pagar pela externalidade que causa reduz seu lucro, retraindo sua produção. Contudo, existe contrapartida

social, representada por t_2 . Além disso, a eficiência ambiental da firma aparece como variável de escolha em sua função de maximização, diferente dos modelos tradicionais. Se a eficiência ambiental for maximizada, a firma conseguirá receber integralmente o valor relacionado à disposição a pagar da sociedade. Dessa forma, existe incentivo ótimo de Pareto para que suas práticas sejam ambientalmente eficientes.

De forma geral, se a firma for ambientalmente eficiente, seu lucro de fato será maior, pois o incentivo social entra positivamente em sua função de maximização. Logo, quanto menor sua eficiência, menor seu lucro. Por isso, a firma vai buscar melhorar suas práticas produtivas e evitar negligências relacionadas aos processos de produção. Se não houvesse o mecanismo, a firma seria apenas tributada, não havendo, portanto, incentivos à melhora das práticas produtivas, como no modelo de Pigou (1920).

Para entender melhor a situação do equilíbrio de mercado, sugere-se a análise da Figura 18. Tem-se duas situações distintas. Na parte (a), a Figura 18 ressalta o equilíbrio de mercado com a aplicação da taxa pigouviana. A curva de oferta e de demanda são denotadas por S e D, respectivamente, e o equilíbrio de mercado ocorre no cruzamento entre as curvas, produzindo os pontos de equilíbrio Q^* e P^* , que são a quantidade e o preço de equilíbrio do bem y_1 – ponto A. Na parte (b), tem-se o equilíbrio de mercado com a aplicação da taxa pigouviana, considerando a eficiência ambiental da firma e a disposição social a pagar por ela.

É possível perceber que a taxa pigouviana funciona como um imposto que a firma deve pagar para cada unidade adicional produzida do bem. Havendo tributação, portanto, a curva de oferta da firma é naturalmente deslocada para cima em um ponto exatamente proporcional ao imposto (S') – ponto B –, onde a quantidade de equilíbrio passa para Q' . Ao analisar as elasticidades de oferta e demanda, a firma pode optar por repassar parte do tributo aos consumidores através do preço do bem e arcar com a outra parte. O governo, então, recebe este tributo e repassa à sociedade como pagamento pela externalidade produzida, ilustrado pelas áreas “imposto pago pelo consumidor” e “imposto pago pela firma”. Não obstante, essa situação gera um “ônus social”, destacado na área triangular, em virtude do valor perdido por ambos os agentes com a não

produção do bem, visto que a firma receberia receita proveniente da venda e os consumidores, por sua vez, consumiriam mais do bem, denotado por x_1^c . Em resumo, a firma receberia o preço “ P_{firma} ” – ponto C – e o consumidor pagaria por “ P_{cons} ”. A diferença entre os preços é o imposto de Pigou.

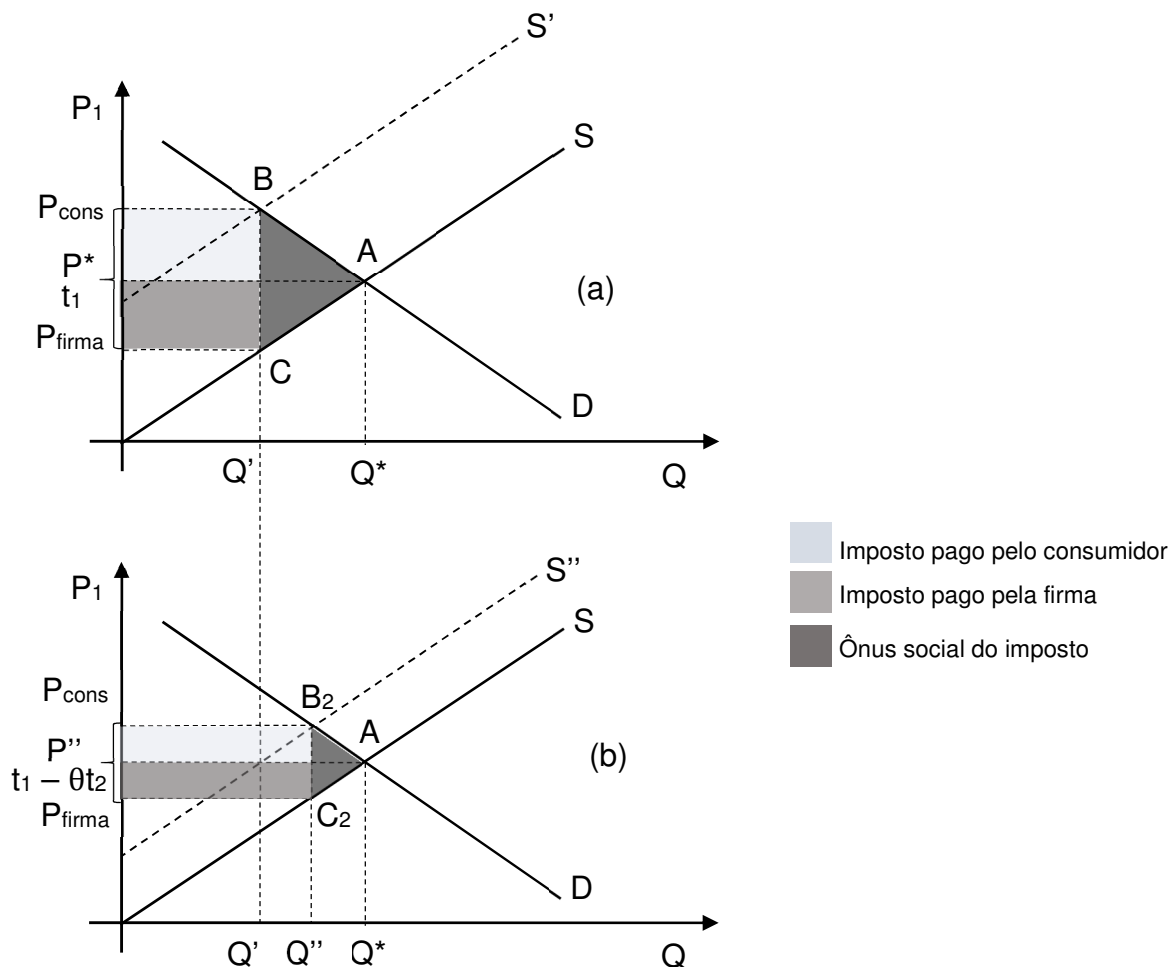


Figura 18. Equilíbrio de mercado sob a taxa pigouviana (a) e mecanismo de incentivo à eficiência ambiental (b)

Fonte: Elaboração dos autores

Esta situação, entretanto, não considera que as firmas possam enfrentar problemas de gerenciamento dos recursos e que, em razão disso, sejam ineficientes ambientalmente. Ademais, não torna explícita a decisão da sociedade em admitir certo grau de emissão necessário à produção do bem desejável.

Por outro lado, a parte (b) da Figura 18 revela o referido dispositivo econômico. Se o bem for importante para a sociedade, apesar da externalidade que produz, ela pode estar disposta a aceitar uma quantidade $Q'' > Q'$, desde que a firma esteja utilizando seus recursos de forma eficiente e sem desperdícios ambientais. Dessa forma, tem-se uma contrapartida t_2 para cada unidade produzida do bem que seja eficiente. Se a disposição a pagar pela eficiência ambiental for positiva, mas inferior à taxa pigouviana, a oferta se deslocará para S'' , produzindo a quantidade Q'' e preço P'' de equilíbrio – ponto B_2 . Neste ponto, o efeito do imposto de Pigou é reduzido, gerando maior oferta do bem, contudo, sob a condição de eficiência ambiental por parte da firma. Note-se, também, que o ônus social se reduz.

A solução do modelo de Pigou (1920) é, portanto, uma situação particular do modelo de incentivos à eficiência. Por exemplo, se a sociedade não está disposta a pagar pela eficiência ambiental, sua taxa de paciência será zero e a firma será tributada em t_1 . Pressupõe-se, implicitamente, que o bem produzido não seja tão importante para a sociedade, como é o caso das disputas entre vizinhos ou firmas pequenas e de menor significância. Se a sociedade está disposta a aceitar uma quantidade adicional do bem, então sua taxa de paciência será positiva e a firma irá produzir unidades adicionais. Esta situação pode representar um contexto onde um município particular possui uma firma (ou várias) que emprega grande parte da população, o que é observado em muitos municípios brasileiros que dependem diretamente da extração mineral, por exemplo, tais como Mariana (MG), Grossos (RN) e São José da Safira (MG), que têm mais de 25% dos trabalhadores empregados neste setor. Dessa forma, pode-se dizer que o modelo de incentivo à eficiência ambiental flexibiliza a escolha da sociedade quanto à importância da firma e do bem produzido. Ademais, ele explica parte do atual quadro ambiental brasileiro, onde existem poucos mecanismos de taxação sobre as emissões de GEEs – situação onde a taxa pigouviana pode ser igual à disposição social a pagar pelo bem, caso a firma seja eficiente.

Para finalizar, pode-se observar que o mecanismo sugerido nesta seção poderia ser utilizado em aplicações práticas. Se, por exemplo, um município possuir maior concentração de indústrias homogêneas que são intensivas em poluição, o incentivo para manter as firmas na fronteira poderia ter reflexos

positivos sobre a qualidade ambiental. Para isso, o município teria que dispor de informações sobre a degradação ambiental que as firmas causam. Não obstante, conforme já foi mencionado no decorrer deste trabalho, não existe uma forma única e abrangente o suficiente para se saber quais são os efeitos totais da ação humana sobre o meio ambiente. Mas salienta-se que podem ser utilizadas variáveis *proxy*, tal como as emissões de GEEs, para se medir esse choque. A título de exemplo, no Brasil, o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2015) publicou uma normativa em 2013 para cadastrar pessoas físicas e jurídicas que exerçam “atividades potencialmente poluidoras e utilizadora de recursos ambientais”, no intuito de obter informações sobre os insumos utilizados, produtos gerados, procedimentos de transporte, extração e outras informações que possam servir de base para as políticas ambientais. Medidas como a supracitada poderiam ser utilizadas para se valer a aplicação do mecanismo ambiental proposto e reduzir as pressões sobre o meio ambiente concomitantemente ao desenvolvimento econômico do país.

9. CONCLUSÕES

A degradação do meio ambiente ganhou notória atenção a partir das evidências atuais acerca das mudanças climáticas e seus efeitos sobre o bem estar da sociedade. Esse problema decorre em virtude do *trade-off* existente entre produzir e conservar o meio ambiente. Ocorre que a expansão da capacidade produtiva quase sempre está alinhada a importante pressão sobre o meio ambiente, sugerindo que as políticas ambientais e econômicas sejam, dessa forma, integradas. Garante-se, dessa forma, não somente a sustentabilidade econômica da sociedade do presente, como a do futuro.

O Brasil demonstrou particular interesse sobre essa questão ao criar um órgão científico nacional direcionado ao enfrentamento das mudanças climáticas no país, chamado de Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (PBMC), inserido no Plano Nacional sobre Mudanças Climáticas (PNMC). Parte do plano consiste em implementar requisitos de eficiência de emissões como critério para concessão de financiamentos por órgãos públicos, com vistas a reduzir as emissões de GEEs advindas do processo de mudanças da terra, processos industriais, resíduos, etc., e poupar os recursos naturais do país. O plano consiste em promover o desenvolvimento econômico brasileiro pensando sob a ótica da eficiência ambiental.

Não obstante, o país ainda carecia de informações sobre a eficiência ambiental, em âmbito municipal, que permitisse avaliações mais amplas sobre o atual panorama brasileiro. Por esse motivo, este estudo sugeriu a criação de uma medida de eficiência ambiental com o intuito de dar suporte às ações do governo que visem reduzir as emissões de GEEs, preenchendo, assim, uma importante lacuna que distanciava as ações pretendidas no PNMC da realidade

nacional. Além disso, procurou-se neste estudo sugerir formas de melhorar a performance ambiental por meio da criação de mecanismos econômicos.

Analizou-se, primeiramente, a importância de se considerar as diferenças no enfrentamento das questões ambientais no país, visto que o Brasil é composto por grande número de municípios que possuem realidades variadas, tais como as disparidades que se observam entre as metrópoles e as localidades de pequeno porte. Dessa forma, os trabalhos sobre eficiência a nível municipal, especificamente sobre eficiência ambiental, devem considerar a heterogeneidade tecnológica existente entre os municípios, causada pelas diferenças nas funções de produção locais. Por exemplo, viu-se que a maior parte das regiões brasileiras é composta por municípios agrícolas e de baixo desenvolvimento. Não obstante, existem regiões metropolitanas com padrão mais alto de desenvolvimento e intensivas no setor de serviços. Por isso, não se pode comparar diretamente tais realidades, fazendo-se necessárias técnicas mais adequadas para levar em conta essa situação.

Ao considerar a questão da heterogeneidade tecnológica, os indicadores de ineficiência ambiental puderam ser divididos em ineficiência técnica, causada pelo gerenciamento inadequado dos recursos, e ineficiência tecnológica, resultado das diferenças entre as fronteiras produtivas. Sobre os indicadores, como este estudo tentou deixar claro, os escores de eficiência estimados são, na verdade, um reflexo da habilidade de determinada região em transformar emissões, bem não desejável, em renda, bem desejável. De outra forma, eles mensuram se as emissões de uma localidade são compatíveis com determinado nível de renda. Ou seja, mostram a compatibilidade entre o ganho de riqueza monetária e a perda de riqueza natural.

Sob olhar mais específico, percebeu-se que a eficiência ambiental dos municípios brasileiros foi particularmente baixa, mas relacionada ao padrão de desenvolvimento municipal, visto que os mais desenvolvidos foram os mais eficientes. A ineficiência causada pelo mau gerenciamento dos recursos foi preponderante em quase a totalidade das regiões, indicando que os municípios brasileiros não estão lidando adequadamente com seus recursos econômicos e ambientais. Quase a metade das regiões mostraram sérios problemas de gerenciamento inadequado dos recursos e mais da metade foram altamente ineficientes, problemas relacionados a negligências ambientais (exemplo: falta

de fiscalização ambiental, inexistência de políticas de incentivo à redução das emissões, etc.). Portanto, pode-se dizer que municípios menos desenvolvidos são mais sensíveis a alterações no meio ambiente do que os de maior intensidade produtiva. Todavia, o desenvolvimento pode melhorar a forma na qual as regiões lidam com os problemas ambientais.

Parte da ineficiência verificada pode ser atribuída à escala de produção inadequada dos municípios, pois a eficiência de escala verificada foi cerca de três quartos da ideal. Esse problema deriva-se, aparentemente, do fato de que localidades muito pequenas produzem com alto custo médio, o que é uma característica da produção com retornos crescentes de escala. Sendo assim, parte do problema ambiental brasileiro somente será solucionado quando os municípios atingirem determinado grau de desenvolvimento.

Evidenciou-se, também, que a eficiência ambiental não está somente relacionada às variáveis de decisão dos municípios, mas também a fatores exógenos à sua função de produção. Este estudo permitiu, portanto, estender a abordagem sobre os determinantes da degradação, sob a perspectiva do *trade-off* existente entre economia e meio ambiente, ao utilizar a variável “eficiência ambiental” como dependente em um modelo de “segundo estágio”, fato pouco utilizado na literatura, apesar da sua relevância. Utilizou-se como determinantes variáveis socioeconômicas, demográficas, políticas e regionais.

Percebeu-se importantes relações dessas variáveis com a performance municipal. Por exemplo, a diminuição da desigualdade se relacionou com a redução dos danos ambientais, o que pode ser um reflexo da disposição a pagar pela preservação do meio ambiente e da influência das minorias de maior poder econômico sobre as leis ambientais e sua aplicação nos municípios. Este quadro, contudo, se difere da relação entre pobreza e eficiência, visto que boa parte dos municípios brasileiros se mostrou próxima da fronteira de eficiência em seu ponto mais baixo. Observou-se que pobreza e eficiência podem se relacionar positivamente. Ocorre que municípios pobres podem se tornar mais eficientes não em virtude de melhores práticas ambientais, mas pela própria pobreza, a qual se reflete na baixa quantidade de insumos de produção, tais como número de domicílios com energia elétrica ou quantidade de veículos produtivos, levando, conseqüentemente, a menores níveis de emissões de GEEs. Ademais, políticas sociais de renda aplicadas no país, tais como o programa Bolsa Família

ou o Bolsa Floresta, podem influenciar a performance ambiental dos municípios indiretamente, melhorando a renda sem aumentar, necessariamente, a quantidade disponível dos fatores de produção.

O caso da educação também merece ser destacado, visto que a estratégia de expandir a escolaridade da população pode ter efeitos negativos sobre a performance ambiental no curto prazo, fato que aparentemente contradiz a literatura especializada. Atualmente, a prevalência de funções que exigem maior escolaridade pode indicar concentração de produção intensiva em emissões de GEEs. Dessa forma, a expansão desse indicador tende a aumentar a produtividade no curto prazo e, conseqüentemente, os danos ambientais, principalmente em razão da baixa restrição ambiental. Este fato revela que, em países em desenvolvimento, o aumento da escolaridade pode estar mais associado à produtividade do que à consciência ambiental. Não obstante, as evidências internacionais sugerem que, a partir de um determinado limiar, a consciência ambiental, reflexo do aumento da escolaridade, passa a ser determinante para a reversão desse quadro. Dessa forma, pode-se dizer que os reflexos negativos da escolaridade são de curto prazo. No longo prazo, o desenvolvimento, mensurado pela expansão da renda média dos ocupados, IDH-M, indicadores de escolaridade etc., podem promover a melhoria da performance ambiental dos municípios brasileiros.

Entretanto, para que o desenvolvimento possa, de fato, melhorar a performance ambiental, é necessário que as políticas ambientais se tornem realidade nos municípios. Notou-se, por exemplo, que ações ambientais e políticas de tratamento de resíduos não foram importantes para explicar a performance ambiental das regiões. Por isso, um dos grandes desafios que o Brasil enfrentará nas próximas décadas será o de preparar os municípios, sobretudo os pequenos, para se desenvolver economicamente, respeitando os limites do meio ambiente.

As políticas ambientais em âmbito regional terão papel importante neste contexto, pois verificou-se que existem agrupamentos municipais de melhor performance ambiental no país. Isso significa que a criação de práticas sustentáveis tende a se tornar externalidades positivas regionalmente, contribuindo para a difusão de um modelo econômico menos intensivo em emissões. Assim, ações ambientais em municípios de referência regional podem

contribuir para a expansão de práticas ambientais, tal como desenhos de mecanismo que incentivam a melhoria da performance ambiental.

Para esse fim, sugeriu-se neste estudo um mecanismo de incentivo à eficiência ambiental baseado na ideia de que as firmas podem se tornar ambientalmente eficientes se houver algum mecanismo econômico que as incentive a não desperdiçarem recursos ou emitirem GEEs desnecessariamente, admitindo custos de redução suficientemente baixos. Esse mecanismo baseou-se na ideia seminal do imposto de Pigou, flexibilizando a realidade das firmas, que convivem com problemas de natureza gerencial, e da sociedade, a qual pode estar disposta a arcar com parte dos custos ambientais, desde que não haja ineficiência na produção, dado que certo grau de emissões é necessário para haver produção de algum bem desejável.

Pôde-se concluir que o modelo de Pigou (1920) é, na verdade, uma situação particular do modelo de incentivos à eficiência, proposto neste estudo. Por exemplo, se a sociedade não está disposta a pagar pela eficiência ambiental, sua taxa de paciência será nula, naturalmente, e a firma será penalizada na grandeza do imposto. Essa realidade pode ser considerada um caso extremo, no qual a produção da externalidade gera mais problemas sociais do que benefícios, como nos casos onde existe uma pequena firma que produz poluição e afeta os moradores nas redondezas. Existem outros casos, porém, em que a redução da externalidade pode ser mais danosa à sociedade do que a sua produção, uma crítica de Coase (1960) ao modelo de Pigou (1920). Imagine-se, por exemplo, pequenos municípios que possuem apenas uma grande empresa (ou várias pequenas empresas, mas do mesmo setor) que emprega grande parte dos trabalhadores. A taxa sobre as emissões, neste caso, reduziria a produção do bem e provavelmente geraria diminuição na renda local, desemprego, etc. Por isso, conclui-se que o modelo de incentivo à eficiência ambiental pode flexibilizar a escolha social quanto à importância da firma e do bem produzido. Além disso, o mecanismo proposto pode ajudar a entender melhor a realidade brasileira, que possui poucos mecanismos de taxa sobre as emissões de GEEs.

Por fim, é preciso ressaltar algumas limitações deste estudo. Primeiramente, apesar dos esforços na tentativa de escolher variáveis que representassem a função de produção municipal, bem como as variáveis do

segundo estágio, reconhece-se que o indicador de eficiência e seus determinantes podem ser sensíveis a inclusão ou exclusão de variáveis. Na verdade, uma das grandes dificuldades do pesquisador ao estudar os municípios brasileiros é a indisponibilidade de informações nesse nível de agregação, principalmente nos pequenos municípios. Este estudo também não captou a dinâmica da mudança e os ganhos de produtividade ocorridos ao longo do tempo, por se tratar de uma pesquisa transversal. Novamente, a indisponibilidade de dados municipais em escala temporal foi determinante para essa limitação. Por último, sobre o desenho de mecanismo, salienta-se que novas propostas podem ser feitas para preencher a lacuna deste trabalho com relação à ineficiência causada pelo fator tecnológico, considerando que os agentes encaram custos para reduzir a degradação ambiental.

À guisa de conclusão, este estudo não teve a pretensão de dar uma solução única ou definitiva ao problema ambiental brasileiro, mas sim sugerir que mais pesquisas sejam feitas para entender melhor a realidade ambiental dos municípios e ressaltar a necessidade de um planejamento de médio e longo prazos para que o desenvolvimento das regiões brasileiras respeite os limites do seu ecossistema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFONSO, A.; SCHUKNECHT, L.; TANZI, V. Public Sector Efficiency: Evidence for New EU Members States and Emerging Markets. **European Central Bank Working Paper**, n. 581, 2006.

ALMEIDA, E. **Econometria Espacial Aplicada**. 1^a. ed. São Paulo: Alinea, 2012.

ANDERSEN, P.; PETERSON, N. C. A procedure for ranking efficient units in data envelopment analysis. **Management Science**, 39, n. 10, 1993. 261 –1264.

ANDRADE, D. C. Economia e meio ambiente: aspectos teóricos e metodológicos nas visões neoclássica e da economia ecológica. **Leituras de Economia Política**, Campinas, 2008. 1-31.

ANDRADE, E. T.; CARVALHO, S. R. G.; SOUZA, L. F. Programa do Proálcool e o Etanol no Brasil. **Engevista**, 2009. 127-136.

ANSELIN, L. **Spatial Econometrics: Methods and Models**. [S.l.]: Kluwer Academic Publishers, 1988.

ASHWORTH, J.; GEYS, B.; HEYNDELS, B. Determinants of tax innovation: The case of environmental taxes in Flemish municipalities. **European Journal of Political Economy**, 2006. 223–247.

AZAD, M. A. S.; ANCEV, T. Using ecological indices to measure economic and environmental performance of irrigated agriculture. **Ecological Economics**, 29, 2010. 1731 –1739.

BALIGA, S.; MASKIN, E. Mechanism Design for the Environment. In: MÄLER, K. V. J. R. **Handbook of Environmental Economics**. [S.l.]: Elsevier Science B.V, 2003. p. 306-324.

BANKER, R. D.; CHARNES, A.; COOPER, W. W. Some models for estimating technical and scale. **Management Science**, 30, n. 9, 1984. 1078-1092.

BAUMONT, C.; ERTUR, C.; LE GALO, J. Spatial analysis of employment and population density: the case of the agglomeration of Dijon (1999). **Geographical Analysis**, 36, n. 2, 2004. 146-176.

BECKER, M. et al. **A Pegada Ecológica de Campo Grande e a família de pegadas**. WWF-Brasil. Brasília, p. 132. 2012. (978-85-86440-42-7).

BECKER, M. et al. **A pegada ecológica de São Paulo - Estado e Capital**. WWF-Brasil. Brasília, p. 115. 2012. (978-85-86440-46-5).

BERECHMAN, J.; OZMEN, D.; OZBAY. Empirical analysis of transportation investment and economic development at state, county and municipality levels. **Transportation**, 33, 2006. 537–551.

BERTHE, A.; ELIE, L. Mechanisms explaining the impact of economic inequality on environmental deterioration. **Ecological Economics**, 2015. 191 –200.

BOYCE, J. K. Inequality as a cause of environmental degradation. **Ecological Economics**, 11, 1994. Ecological Economics.

BRASIL. Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 2015.

CALLAN, S. J.; THOMAS, J. M. **Environmental Economics and Management: Theory, Policy, and Applications**. Canadá: Thomson South-Western, 2007.

CARVALHO, T. S.; ALMEIDA, E. A Hipótese da Curva de Kuznets Ambiental Global: Uma Perspectiva Econométrico-Espacial. **Estudos Econômicos**, 40, n. 3, 2010. 587-615.

CHARNES, A.; RHODES, E.; COOPER, W. W. Measuring the efficiency of decision making units. **European Journal of Operational Research**, 2, n. 6, 1978. 429–444.

CHIU, C. et al. Decomposition of the environmental inefficiency of the meta-frontier with undesirable output. **Energy Economics**, 2012. 1392-1399.

CHUNG, Y. H.; FÄRE, R.; GROSSKOPF, S. Productivity and Undesirable Outputs: A Directional Distance Function Approach. **Journal of Environmental Management**, 1997. 229–240.

COASE, R. H. The Problem of Social Cost. **Journal of Law and Economics**, p. 1-44, 1960.

COSTANTINI, V.; MAZZANTI, M.; MONTINI, A. Environmental performance, innovation and spillovers. Evidence from a regional NAMEA. **Ecological Economics**, 2013. 101-114.

DEBREU, G. Stochastic Choice and Cardinal Utility. **Econometrica**, 1958. 440-444.

DENATRAN. Departamento Nacional de Trânsito, 2015. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/>>. Acesso em: 2015.

DER ENG, P. Capital Formation and Capital Stock in Indonesia, 1950-2007. **Working Papers in Trade and Development**, 2008.

DINIZ, M. B. et al. As causas do desmatamento da Amazônia: uma aplicação do teste de causalidade de Granger acerca das principais fontes de desmatamento nos municípios da Amazônia Legal Brasileira. **Nova Economia**, Belo Horizonte, 1, n. 19, Janeiro 2009. 121-151.

DRIESSEN, P. H.; HILLEBRAND, B. Adoption and diffusion of green innovations. In: BARTELS, G. C.; NELISSEN, W. J. A. **Marketing for Sustainability: Towards Transactional Policy-Making**. Amsterdam: IOS Press., 2002. p. 343-355.

EDMONDS, J.; REILLY, J. A long-term global energy-economic model of carbondioxide release from fossil-fuel use. **Energy Economics**, 1983. 74–88.

EFRON, B. Bootstrap methods: another look at the jackknife. **Annals of Statistics**, 7, 1979. 1-16.

EPA. United States Environmental Protection Agency, 2015. Disponível em: <<http://www.epa.gov/>>. Acesso em: 2015.

FÄRE, R.; GROSSKOPF, S. Modeling undesirable factors in efficiency evaluation: Comment. **European Journal of Operational Research**, 2004. 242–245.

FÄRE, R.; GROSSKOPF, S.; LOVELL, C. A. K. Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: a nonparametric approach. **The Review of Economics and Statistics**, 1989. 90–98.

FÄRE, R.; GROSSKOPF, S.; NOH, D. Characteristics of a Polluting Technology: Theory and Practice. **Journal of Econometrics**, 2005. 469-492.

FÄRE, R.; PRIMONT, D. Multi-output Production and Duality: Theory and Applications. **Kluwer Academic Publishers**, 1995.

FARREL, M. J. The measurement of productive efficiency. **Journal of the Royal Statistical Society**, 1957. 253-290.

FAUCHEUX, S.; NOËL, J. F. **Economia dos recursos naturais e do meio ambiente**. Lisboa: Piaget, 1995.

GALDEANO-GÓMEZ, E.; CÉSPEDES-LORENTE, J. Environmental spillover effects on firm productivity and efficiency: An analysis of agri-food business in Southeast Spain. **Ecological Economics**, 2008. 131-139.

GASSEBNER, M.; LAMLA, M.; STURM, J. Economic, demographic and political determinants of pollution reassessed: a sensitivity analysis. **CESifo working paper**, 1699, 2006.

GEORGESCU-ROEGEN, N. **The Entropy Law and Economic Process**. [S.l.]: Harvard University Press, 1971.

- GREENE, W. H. **Econometric Analysis**. [S.l.]: Prentice Hall, 2000.
- GROSSMAN, G. M.; KRUEGER, A. B. **Environmental Impacts of a North American Free Trade Agreement**. 3914. ed. Califórnia: National Bureau of Economic Research, 1991.
- GROSSMAN, G. M.; KRUEGER, A. B. Economic Growth and the Environment. **The Quarterly Journal of Economics**, 1995. 353-377.
- GRUBBS, F. E. Sample Criteria for Testing Outlying Observations, *Annals of Math. Statistics*, 21, 1950. 27-58.
- GUESNERIE, R. A future for Kyoto? **Paris-Jourdan Sciences Economiques**, 2006.
- GUTÉS, M. C. The concept of weak sustainability. **Ecological Economics**, 17, 1996. 147-156.
- HAHN, R. W.; STAVINS, R. N. Economic Incentives for Environmental Protection: Integrating Theory and Practice. **The American Economic Review**, 82, n. 2, 1992.
- HOANG, V.; NGUYEN, T. T. Analysis of environmental efficiency variations: A nutrient balance approach. **Ecological Economics**, 86, 2013. 37-46.
- HURWICZ, L. The Design of Mechanisms for Resource Allocation. **The American Economic Review**, 63, n. 2, 1973. 1-30.
- HURWICZ, L.; REITER, S. **Designing Economic Mechanisms**. 1^a. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2014. Acesso em: Dezembro 2014.
- IPCC. **Climate Change 2013 - The Physical Science Basis**. Switzerland. 2013.
- IPCC. **Intergovernmental Panel on Climate Change**, 2015. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/>>. Acesso em: Janeiro 2015.
- IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2015. Disponível em: <<http://www.ipeadata.gov.br/>>. Acesso em: 2015.
- IWATA, H.; OKADA, K. Greenhouse gas emissions and the role of the Kyoto Protocol. **Munich Personal RePEc Archive**, 2010.
- IYER, K.; RAMBALDI, A.; TANG, K. K. Globalisation and the Technology Gap: Regional and Time Evidence, Leading Economic and Managerial Issues Involving Globalisation. **Nova Science New York**, 2006. 213–227.
- KAMIUTO, K. A simple global carbon-cycle model. **Energy**, 1994. 825-829.

KAPOOR, M.; KELEJIAN, H. H.; PRUCHA, I. R. Panel data models with spatially correlated error components. **Journal of Econometrics**, 140, 2007. 97–130.

KNEESE, A. V.; AYRES, R. U.; D'ARGE, R. C. **Economics and the Environment: A Materials Balance Approach**. Baltimore: Johns Hopkins University Press for Resources for the Future, 1970.

KOOPMANS, T. Activity analysis of production and allocation. **John Wiley & Sons**, 1951.

KORTELAINEEN, M. Dynamic environmental performance analysis: A Malmquist index approach. **Ecological Economics**, 2008. 701 -715.

KUOSMANEN, T. Stochastic semi-nonparametric frontier estimation of electricity distribution networks: Application of the StoNED method in the Finnish regulatory model. **Energy Economics**, 2012. 2189-2199.

KUOSMANEN, T.; KORTELAINEEN, M. Measuring Eco-efficiency of Production with Data Envelopment Analysis. **Journal of Industrial Ecology**, 9, n. 4, 2005.

LEE, C.; CHANG, C.; CHEN, P. Energy-income causality in OECD countries revisited: The key role of capital stock. **Energy Economics**, 30, 2008. 2359 – 2373.

LEE, J. Observational Equivalence between the Malmquist Index and the Solow Residual for the G-7 Countries. **CIRJE Discussion Papers**, 2005.

LESAGE. **The Theory and Practice of Spatial Econometrics**. [S.l.]: [s.n.], 1999. Disponível em: <<http://raptor1.bizlab.mtsu.edu/s-drive/TEFF/sbook.pdf>>.

LESAGE, J.; PACE, R. K. The biggest myth in spatial econometrics. **Econometrics**, 2, 2014. 217-249. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2225-1146/2/4/217/pdf>>.

LOZANO, S.; GUTIÉRREZ, E. Non-parametric frontier approach to modelling the relationships among population, GDP, energy consumption and CO2 emissions. **Ecological Economics**, 2008. 687-699.

MAGNANI, E. The Environmental Kuznets Curve, environmental protection policy and income distribution. **Ecological Economics**, 2000. 431–443.

MARTÍNEZ-ZARZOSO, I.; BENGOCHEA-MORANCHO, A.; MORALES-LAGE, R. The Impact of Population on CO2 Emissions: Evidence From European Countries. **Nota di Lavoro**, 2006.

MAY, P. H. **Economia do meio ambiente teoria e pratica**. [S.l.]: Campus Elsevier, 2010.

MCDONALD, J. Using Least Squares and Tobit in Second Stage DEA Efficiency Analyses. **European Journal of Operational Research**, 2009. 792–798.

MEKAROONREUNG, M.; JOHNSON, A. L. Estimating the shadow prices of SO₂ and NO_x for U.S. coal power plants: A convex nonparametric least squares approach. **Energy Economics**, 2012. 723-732.

MINGOTI, S. A. **Análise de Dados Através de Métodos de Estatística Multivariada: Uma Abordagem Aplicada**. 1^a. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. 295 p.

MINGOTI, S. A.; LIMA, J. O. Comparing SOM neural network k with Fuzzy c-means, K-means and traditional hierarchical clustering algorithms. **European Journal of Operational Research**, 174, 2006. 1742–1759.

MUSSO, A.; ROTHENGATTER, W. Internalisation of external costs of transport – A target driven approach with a focus on climate change. **Transport Policy**, 2013. 303-314.

O'DONNELL, C. J.; RAO, D. S. P.; BATTESE, G. E. Metafrontier frameworks for the study of firm-level efficiencies and technology ratios. **Empirical Economics**, 34, 2008. 231–255.

OH, D. H.; LEE, J. D. A metafrontier approach for measuring Malmquist productivity index. **Empirical Economics**, 38, n. 1, 2010. 47-64.

PANAYOTOU, T. **Empirical tests and policy analysis of environmental degradation at different stages of economic development**. Geneva. 1993.

PASTOR, J. T.; RUIZ, J. L.; SIRVENT, I. A statistical test for detecting influential observations in DEA. **European Journal of Operational Research**, 115, 1999. 542–554.

PAUDEL, K. P.; SCHAFER, M. J. The Environmental Kuznets Curve Under a New Framework: The Role of Social Capital in Water Pollution. **Environmental and Resource Economics**, 42, n. 2, 2009. 265-278.

PBDA. Portal Brasileiro de Dados Abertos, 2015. Disponível em: <<http://dados.gov.br/>>. Acesso em: Janeiro 2015.

PBMC. **Mitigação das mudanças climáticas**. Rio de Janeiro. 2014.

PEARCE, D. W.; ATKINSON, G. D. Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of “weak” sustainability. **Ecological Economics**, 8, n. 2, 1993. 103-108.

PERKINS, R.; NEUMAYER, E. How do domestic attributes affect international spillovers of CO₂-efficiency? **Centre for Climate Change Economics and Policy - Working Paper No. 9**, 2009.

PERMAN, R. **Natural Resource and Environmental Economics**. London: Pearson Addison Wesley, 2003.

PIGOU, A. C. **The Economics of Welfare**. London: Macmillan, 1920.

PITT, M. M.; LEE, L. The measurement and sources of technical inefficiency in the Indonesian weaving industry. **Journal of Development Economics**, 1981. 43–64.

PNAS. **Norma Operacional Básica**. Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome. Brasília. 2005.

PNUD. Programa das Nações Unidas, 2015. Disponível em: <<http://www.pnud.org.br/>>. Acesso em: 2015.

REES, W. E.; WACKERNAGEL, M.; TESTEMALE, P. **Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth**. 1ª. ed. [S.I.]: New Society Publishers, v. I, 1998.

REISTER, D. B. **An assessment of the contribution of gas to the global emissions of carbon dioxide**. Chicago. 1984.

RIBEIRO, M. B. Qualidade do Gasto Público. **Finanças Públicas - XIII Prêmio Tesouro Nacional**, 2008.

ROGER, E. M. **Diffusion of Innovations**. 4ª. ed. New York: The Free Press, 1995.

ROMER, D. **Advanced Macroeconomics**. [S.I.]: McGraw-Hill, 2006.

SALANIE, B. **The Microeconomics of Market Failures**. London: The MIT Press Cambridge, 2000.

SANDS, R. D.; LEIMBACH, M. Modeling agriculture and land use in an integrated assessment framework. **Climatic Change**, 2003. 185–210.

SEAVER, B. L.; TRIANTIS, K. P. The implications of using messy data to estimate production-frontier based technical efficiency measures. **Journal of Business and Economic Statistics**, 7, 1989. 49–59.

SEIFORD, L. M.; ZHU, J. Modeling undesirable factors in efficiency evaluation. **European Journal of Operational Research**, 2002. 16–20.

SELDEN, T. M.; SONG, D. Environmental Quality and Development: Is There a Kuznets Curve for Air Pollution Emissions? **Journal of Environmental Economics and Management**, 1994. 147–162.

SHEPHARD, R. W. **The Theory of Cost and Production Functions**. Princeton: Princeton University Press, 1970.

SHEPHARD, R. W. **The Theory of Cost and Production Functions**. Princeton: Princeton University Press, 1970.

SIMAR, L.; WILSON, P. W. Sensitivity Analysis of Efficiency Scores: How to Bootstrap in Nonparametric Frontier Models. **Management Science**, 44, n. 1, 1998.

SMIRLIS, Y. G.; DESPOTIS, D. K. Relaxing the impact of extreme units in data envelopment analysis. **International Journal of Information Technology & Decision Making**, 11, n. 5, 2012. 893-907.

SOLOW, R. M. On the Intergenerational Allocation of Natural Resources. **Scandinavian Journal of Economics**, 88, n. 1, 1986. 141-149.

SONG, M. et al. Environmental efficiency evaluation based on data envelopment analysis: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 2012. 4465–4469.

SOUZA, M.; STOSIC, B. Technical efficiency of the Brazilian municipalities: Correcting nonparametric frontier measurements for outliers. **Journal of Productivity Analysis**, 24, 2005. 57-81.

SOUZA, M. C. S.; RAMOS, F. S. Eficiência técnica e retornos de escala na produção de serviços públicos municipais: o caso do nordeste e do sudeste brasileiros. **Revista Brasileira de Economia**, 53, n. 4, 1999. 433-461.

SPEIGHT, A.; THOMPSON, P. Is Investment Time Irreversible? Some Empirical Evidence for Disaggregated UK Manufacturing Data. **Applied Economics**, 38, n. 19, 2006. 2265-2275.

STERN, D. I. Modeling international trends in energy efficiency. **Energy Economics**, 2012. 2200-2208.

STORPER, M. Territories, Flows, and Hierarchies in the Global Economy. In: COX, K. R. **Space of Globalization**. New York: The Guilford Press, 1997. p. 19-110.

SUEYOSHI, T.; GOTO, M. DEA environmental assessment in a time horizon: Malmquist index on fuel mix, electricity and CO2 of industrial nations. **Energy Economics**, 40, 2013. 370-382.

SUEYOSHI, T.; GOTO, M.; SUGIYAMA, M. DEA window analysis for environmental assessment in a dynamic time shift: Performance assessment of U.S. coal-fired power plants. **Energy Economics**, 40, 2013. 845–857.

SUTTER, C.; PARREÑO, J. Does the current Clean Development Mechanism (CDM) deliver its sustainable development claim? An analysis of officially registered CDM projects. **Climatic Change**, 2007. 75–90.

TALLMAN, S. et al. Knowledge, Clusters and Competitive Advantage. **Academy of Management Review**, 2004. 258–271.

UHR, J. G. Z.; UHR, D. A. P. Infrações Ambientais e a Reputação do Regulador: Análise em Dados de Painel para o Brasil. **Estudos Econômicos**, 2014. 69-103.

VARIAN, H. **Microeconomic Analysis**. 3ª. ed. [S.I.]: W. W. Norton & Company, 1992.

WANG, Q.; ZHANG, H.; ZHANG, W. A Malmquist CO₂ emission performance index based on a metafrontier approach. **Mathematical and Computer Modelling**, 2013. 1068-1073.

WILSON, P. W. Detecting outliers in deterministic nonparametric frontier models with multiple outputs. **Journal of Business and Economic Statistics**, 11, 1993. 319–323.

WORLD BANK. World Bank Group, 2015. Disponível em: <<http://www.worldbank.org/>>. Acesso em: Janeiro 2015.

ZAIM, O.; TASKIN, F. Environmental efficiency in carbon dioxide emissions in the OECD: a non-parametric approach. **Journal of Environmental Management**, 2000. 95–107.

ZHANG, N.; CHOI, Y. Total-factor carbon emission performance of fossil fuel power plants in China: A metafrontier non-radial Malmquist index analysis. **Energy Economics**, 2013. 549-559.

ZHENG, J.; LIU, X.; BIGSTEN, A. Ownership Structure and Determinants of Technical Efficiency: An Application of Data Envelopment Analysis to Chinese Enterprises (1986–1990). **Journal of Comparative Economics**, 26, 1998. 465–484.

ZHOU, P.; ANG, B. W. Decomposition of aggregate CO₂ emissions: A production-theoretical approach. **Energy Economics**, 2008. 1054-1067.

ZHOU, P.; HAN, J. Y.; ANG, B. W. Total factor carbon emission performance: A Malmquist index analysis. **Energy Economics**, 2010. 194–201.

ZHU, J. **Quantitative Models for Performance Evaluation and Benchmarking: Data Envelopment Analysis with Spreadsheets and DEA Excel Solver**. New York: Springer, 2003.