



UNIVERSIDADE
ESTADUAL de LONDRINA

NATÁLIA NAKAY GUANDALINI

**DETERMINANTES DO GASTO AMBIENTAL DOS ESTADOS
NO BRASIL:
UMA ANÁLISE DO PERÍODO 2002-2012**

Londrina
2016

NATÁLIA NAKAY GUANDALINI

**DETERMINANTES DO GASTO AMBIENTAL DOS ESTADOS
NO BRASIL:
UMA ANÁLISE DO PERÍODO 2002-2012**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Administração da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Administração.

Orientador: Prof. Dr. Benilson Borinelli.

Londrina
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Guandalini, Natália Nakay .

Determinantes do gasto ambiental dos estados no Brasil : uma análise do período 2002-2012 / Natália Nakay Guandalini. - Londrina, 2016.

1H. Á. : il.

Orientador: Benilson Borinelli.

Dissertação (Mestrado em Administração) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Estudos Sociais Aplicados, Programa de Pós-Graduação em Administração, 2016.

Inclui bibliografia.

1. Gestão ambiental - Tese. 2. Administração pública - Tese. 3. Políticas públicas - Tese. 4. Aspectos econômicos - Tese. I. Borinelli, Benilson. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Estudos Sociais Aplicados. Programa de Pós-Graduação em Administração. III. Título.

NATÁLIA NAKAY GUANDALINI

**DETERMINANTES DO GASTO AMBIENTAL DOS ESTADOS NO
BRASIL:**

UMA ANÁLISE DO PERÍODO 2002-2012

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Administração da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Administração.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Benilson Borinelli
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dr. Saulo Fabiano Amâncio Vieira
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Profa. Dra. Maria de Fátima Sales Westernen
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Londrina, 17 de Junho de 2016.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, Professor Benilson Borinelli, pelas contribuições oferecidas à minha pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro durante o mestrado, sem o qual não seria possível realizar esta pesquisa.

Ao Grupo de Estudos em Política e Gestão Socioambiental (GEA), por proporcionar discussões pertinentes que contribuíram para a realização desta pesquisa, em especial à minha amiga e companheira de orientador, Jéssica Oliveira.

A todos os professores e funcionários que de alguma forma estiveram presentes e enriqueceram o meu processo de aprendizagem. Em especial, agradeço ao Prof. Dr. Saulo Fabiano Amâncio Vieira, à Prof^a. Dra. Maria de Fatima Sales Westeren e à Prof^a. Dra. Thais Baccaro que ajudaram diretamente na construção deste trabalho.

À Universidade Estadual de Londrina (UEL), por oferecer o curso de Mestrado em Administração, bem como as instalações e o apoio institucional para o seu funcionamento.

Aos colegas de mestrado, por proporcionarem momentos inesquecíveis em minha vida. Sem a presença de vocês, este trabalho não poderia ter sido realizado.

À minha família, que me apoiou em todos os momentos. Em especial, ao meu grande amor, Maurício, por toda a paciência despendida nesses dois anos e alguns meses.

GUANDALINI, Natália Nakay. **Determinantes do gasto ambiental dos estados no Brasil: uma análise do período 2002-2012.** 2016. 135f. Dissertação (Mestrado em Administração) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina 2016.

RESUMO

O financiamento da política ambiental é parte relevante para que legislações e planos governamentais ambientais sejam cumpridos e executados de maneira efetiva e eficiente. O estudo dos gastos públicos ambientais colabora para a área de Administração Pública, uma vez que mensura o quanto e como estão sendo despendidos os recursos financeiros ao meio ambiente. Essas pesquisas também podem demonstrar características do comportamento da execução das políticas públicas ambientais. Estudos norte-americanos estão sendo empregados, desde a década de 1960, com o intuito de averiguar alguns determinantes dos gastos ambientais estaduais. Em vista disso e da relevância em se estudar o financiamento da política pública ambiental, este trabalho propôs mensurar em que medidas diferentes variáveis podem explicar a quantia gasta na função gestão ambiental dos estados brasileiros para os anos de 2002 a 2012. Tomando como base os trabalhos americanos sobre gastos ambientais estaduais, foi escolhida uma gama de variáveis relacionadas a três hipóteses de determinantes dos gastos ambientais estaduais. Essas hipóteses referem-se aos fatores socioeconômicos, político/sociais e ambientais. A opção por estudar a esfera estadual foi determinada por sua relevância na construção da política ambiental brasileira, principalmente após a Constituição de 1988. Para tanto, esta pesquisa realizou três principais análises dos gastos ambientais estaduais: a análise descritiva, a análise de regressão *cross section*, para o ano de 2012, e a análise de regressão com dados em painel, para os anos de 2002-2012. Como determinantes dos gastos ambientais estaduais, foram escolhidas 16 variáveis explicativas relacionadas às três hipóteses apresentadas na pesquisa. Na análise descritiva foi possível observar a heterogeneidade, a baixa participação orçamentária e o declínio dos gastos ambientais dos estados brasileiros no período estudado. Em relação à análise de regressão, observou-se que questões socioeconômicas, político/sociais e ambientais realmente determinam os gastos ambientais estaduais, tanto na análise *cross section* de 2012, como na análise de regressão com dados em painel para os anos de 2002-2012. A análise ainda evidenciou que, em estados mais desenvolvidos as variáveis explicativas agem de maneira diferente nos gastos ambientais, em relação aos estados menos desenvolvidos. Os gastos públicos ambientais demonstraram ser um potencial dado para ilustrar o empenho público na implementação das políticas ambientais estaduais. Além disso, a utilização das variáveis explicativas dos gastos ambientais estaduais, demonstradas neste trabalho, trouxe um novo olhar metodológico para pesquisas quantitativas no âmbito da análise de política pública ambiental brasileira. Além de confirmar determinantes dos gastos ambientais estaduais, puderam ser demonstradas algumas maneiras possíveis de como mensurar os determinantes do gasto ambiental no Brasil, e assim nortear futuras pesquisas que queiram avançar neste tipo de estudo no território brasileiro.

Palavras-Chave: Gastos públicos ambientais. Gestão ambiental. Políticas públicas ambientais estaduais.

GUANDALINI, Natália Nakay. **Determinants of environmental spending of states in Brazil: an analysis of the period 2002-2012**. 2016. 135p. Dissertation (Master's degree in Administration) – State University of Londrina, Londrina. 2016.

ABSTRACT

The financing of environmental policy is important so that environmental legislation and government plans are met and implemented effectively and efficiently. The study of environmental public spending contributes to the area of public administration, as it measures how much and how the funds are being spent on the environment. These surveys can also demonstrate behavioral characteristics of the implementation of environmental policies. US studies are being employed since the 1960s, in order to investigate some determinants of state environmental spending. In light of this and of the importance of studying the financing of environmental public policy, this paper proposed to measure the extent different variables can explain the amount spent on environmental management function of the Brazilian states for the years 2002 to 2012. Based on the American papers on state environmental spending, a range of variables was chosen, related to three hypotheses of environmental determinants of state spending. These assumptions relate to socio-economic, political / social and environmental factors. The option to study on a state level was determined by its relevance in the construction of Brazilian environmental policy, especially after the 1988 Constitution. Therefore, this research made three main analyzes of state environmental expenditure: a descriptive analysis, cross section regression analysis for the year 2012, and regression analysis with panel data for the years 2002-2012. As determinants of state environmental expenditures were chosen 16 explanatory variables related to the three scenarios presented in the study. In the descriptive analysis we observed heterogeneity, the low budget share and the decline of environmental expenditures of the Brazilian states in the period studied. Regarding the regression analysis, it was observed that socio-economic, political / social and environmental issues really determine the state environmental spending, both in the cross section analysis of 2012 as in the regression analysis with panel data for the years 2002- 2012. It was also demonstrated in this study that in the explanatory variables most developed states act differently in environmental expenditures in relation to less developed states. Environmental public spending proved to be a potential given to illustrate the public commitment to the implementation of state environmental policies. In addition, the use of explanatory variables of state environmental expenditure demonstrated in this work, brought a new methodological look at quantitative research in the analysis of Brazilian environmental public policy. In addition to confirming determinants of state environmental costs, it could be demonstrated some possible ways of how to measure the determinants of environmental spending in Brazil, and thus guide future research to whom wants to advance in this type of research in Brazil.

Keywords: Environmental public expenditure. Environmental management. Environmental public policy state.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Variáveis explicativas econômicas	52
Tabela 2 -	Variáveis explicativas políticas/sociais.....	54
Tabela 3 -	Variáveis explicativas ambientais.....	57
Tabela 4 -	Média dos gastos ambientais em valores absolutos e da participação proporcional dos gastos ambientais no gasto total dos estados brasileiros entre 2002 e 2012	75
Tabela 5 -	Teste de KMO e de Bartlett	84
Tabela 6 -	Componentes criados pela análise fatorial.....	84
Tabela 7 -	Principais resultados do modelo de regressão múltipla*, ano 2012, com os três componentes da análise fatorial como variáveis explicativas	89
Tabela 8 -	Coefficientes e níveis de significância das variáveis explicativas dos gastos ambientais	90
Tabela 9 -	Correlação entre as variáveis explicativas do modelo de regressão em painel.....	93
Tabela 10 -	Teste de Hausman (modelo para todos os estados)	93
Tabela 11 -	Teste de Breush Pagan para efeitos aleatórios (modelo para todos os estados)	94
Tabela 12 -	Teste de Wooldridge para dados em painel (modelo para todos os estados)	94
Tabela 13 -	Geral – resultado da estimação dos modelos de efeitos fixos, aleatório e pelo modelo de mínimos quadrados generalizados (FGLS) – Variável dependente: gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros.....	94
Tabela 14 -	Teste de Hausman (modelo para os estados em regiões desenvolvidas).....	96
Tabela 15 -	Teste de Breush Pagan (para modelo com estados em regiões desenvolvidas).....	96
Tabela 16 -	Teste de Wooldridge (para modelo com estados em regiões desenvolvidas).....	96

Tabela 17 -	Regiões desenvolvidas – resultado da estimação dos modelos de efeitos fixos, aleatório e pelo modelo de mínimos quadrados generalizados (FGLS) – Variável dependente: gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros.....	97
Tabela 18 -	Teste de Hausman (modelo para os estados em regiões menos desenvolvidas).....	98
Tabela 19 -	Teste de Breush Pagan (para modelo com estados em regiões menos desenvolvidas).....	98
Tabela 20 -	Teste de Wooldridge (para modelo com estados em regiões menos desenvolvidas).....	98
Tabela 21 –	Regiões menos desenvolvidas - resultado da estimação dos modelos de efeitos fixos, aleatório e pelo modelo de mínimos quadrados generalizados (FGLS) – Variável dependente: gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros.....	98

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
1.2	OBJETIVOS	10
1.3	JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA	11
2	A POLÍTICA PÚBLICA AMBIENTAL E OS GASTOS PÚBLICOS EM MEIO AMBIENTE	14
2.1	POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTAIS	14
2.1.1	A Política Pública	14
2.1.2	A Política Ambiental	17
2.1.3	A Política Ambiental Brasileira	20
2.1.4	Os Estados na Política Ambiental.....	23
2.2	O ORÇAMENTO PÚBLICO	26
2.2.1	Classificação Funcional dos Gastos e a Função Gestão Ambiental	29
2.3	GASTOS PÚBLICOS EM GESTÃO AMBIENTAL E SUAS VARIÁVEIS EXPLICATIVAS: EVIDÊNCIAS EMPÍRICAS.....	32
2.3.1	Estudos das Variáveis Explicativas na Política Pública Ambiental dos Estados	36
3	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	49
3.1	CLASSIFICAÇÃO GERAL DA PESQUISA	49
3.2	COLETA DOS DADOS	50
3.2.1	População e Amostra	50
3.2.2	Definição Operacional das Variáveis	51
3.3	ANÁLISE DOS DADOS	58
3.3.1	Análise fatorial.....	58
3.3.2	Análise de regressão linear múltipla.....	60
3.3.3	Análise de regressão com dados em painel	63
3.3.3.1	Modelo POLS (<i>Pooled Ordinary Least Square</i>)	65
3.3.3.2	Modelo de efeitos fixos.....	65
3.3.3.3	Modelo de efeitos aleatórios	66
3.3.3.4	Testes de determinação e confiabilidade dos modelos	67
3.4	SÍNTESE ESTRATÉGICA DA PESQUISA.....	69

4	EVOLUÇÃO DOS GASTOS EM GESTÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS BRASILEIROS NO PERÍODO DE 2002 A 2012	71
4.1	A DIVISÃO TERRITORIAL BRASILEIRA.....	71
4.2	HETEROGENEIDADE E DECLÍNIO DOS GASTOS AMBIENTAIS: UMA ANÁLISE DESCRITIVA DOS GASTOS EM GESTÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS BRASILEIROS	72
4.2.1	Heterogeneidade nos Gastos em Gestão Ambiental dos Estados	73
4.2.2	Declínio dos Gastos em Gestão Ambiental dos Estados Brasileiros	79
5	AS VARIÁVEIS EXPLICATIVAS DOS GASTOS EM GESTÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS: UMA ANÁLISE DE REGRESSÃO <i>CROSS SECTION</i> PARA O ANO DE 2012.....	83
5.1	ANÁLISE DE REGRESSÃO TRANSVERSAL.....	88
6	AS VARIÁVEIS EXPLICATIVAS DOS GASTOS EM GESTÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS: UMA ANÁLISE COM DADOS EM PAINEL PARA OS ANOS 2002 A 2012.....	93
7	ANÁLISE GERAL DOS RESULTADOS	102
8	CONSIDERAÇÕES FINAIS	109
	REFERÊNCIAS	112
	APÊNDICES	120
	APÊNDICE A – ANÁLISE FATORIAL.....	120
	APÊNDICE B – ANÁLISE DE REGRESSÃO <i>CROSS-SECTION</i>, ANO 2012	122
	APÊNDICE C - REGRESSÃO COM DADOS EM PAINEL (TESTES)	123
	APÊNDICE D – ANÁLISE DE REGRESSÃO <i>CROSS SECTION</i>, ANO 2012, COM A VARIÁVEL DEPENDENTE GASTO <i>PER CAPITA</i>.....	135

1 INTRODUÇÃO

A política ambiental tem ocupado, desde a década de 1970, uma posição de destaque nos esforços para a promoção da sustentabilidade ambiental dos países. Legislações específicas e estruturas burocráticas foram criadas para implementar programas e regular atividades públicas e privadas como potencialmente produtoras de impactos ambientais. Para que legislações e planos governamentais sejam cumpridos e executados, é essencial o financiamento das políticas ambientais (ONU, 1972). Desde os anos 1970, o problema do financiamento e dos gastos ambientais, sobretudo diante da desigualdade econômica entre os países, tem sido recorrentemente tratado como uma questão crítica para a promoção de uma política ambiental efetiva e, por consequência, da sustentabilidade ambiental.

Também desde o final da década de 1960, investigações norte-americanas (SACCO; LEDUC, 1969; KONISKY; WOODS, 2012) usam os gastos públicos ambientais para analisar as políticas ambientais estaduais. Nesses estudos norte-americanos foram testadas empiricamente algumas variáveis explicativas levantadas na área, tomando como base algumas hipóteses sobre o comportamento da execução da política ambiental estadual. Entre as hipóteses citadas nesses trabalhos, encontram-se quatro principais fatores de impacto na execução da política ambiental estadual, são eles: a capacidade estrutural dos órgãos ambientais, as questões políticas envolvidas no meio ambiente (STANTON; WHITEHEAD, 1994; LOMBARD, 1993), a gravidade do problema ambiental e dados econômicos dos estados (KONISKY; WOODS, 2012); BACOT; DAWES, 1997).

No Brasil, após mudanças na Constituição em 1988, os estados constituíram um papel importante na construção da política ambiental, passando a ser responsáveis pelo controle e pela fiscalização das atividades que envolvem o meio ambiente em sua jurisdição, bem como pela elaboração de normas supletivas e complementares e padrões relacionados ao meio ambiente.¹ Hoje, os estados são os principais responsáveis pela emissão de licenças ambientais, principal instrumento de controle ambiental aplicado ao país, e também regulamentam e aplicam normas federais em seus territórios.

Os estudos dos gastos públicos no Brasil vêm sendo realizados desde a década de 1990, (GUIMARÃES *et al.*, 1992; IBGE, 2001; YOUNG; RONCISVALLE, 2002), mas foi apenas

¹ A Lei nº 7.804, 1989 “Altera a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, a Lei nº 7.735, de 22 de fevereiro de 1989, a Lei nº 6.803, de 2 de julho de 1980, e dá outras providências” (BRASIL, 1989).

após mudanças na apresentação da contabilidade pública – instituída pela Portaria nº 42, em abril de 1999, do Ministério do Orçamento e Gestão e alterada em 2002 –, por meio da criação da função e de subfunções da gestão ambiental, que os dados sobre os gastos públicos ambientais puderam ser ofertados de maneira mais padronizada, abrangente geograficamente e detalhados por área de alocação. Esse fato ampliou consideravelmente as possibilidades de análise e avaliação das políticas ambientais, e outros trabalhos puderam ser realizados com maior detalhamento e/ou abrangência (BORINELLI *et al.*, 2011; TRIDAPALLI *et al.*, 2011; YOUNG *et al.*, 2006; GUANDALINI *et al.*, 2013; DANTAS *et al.*, 2014). Apesar de a disponibilização desses dados para um período relativamente longo e de alguns trabalhos terem sido realizados na área, ainda existem poucos estudos que utilizam os gastos ambientais, em especial, em investigações sobre os determinantes dos gastos ambientais estaduais. Dessa forma, neste trabalho definiu-se da seguinte maneira o problema de pesquisa: *em que medida diferentes variáveis socioeconômicas, políticas/sociais e ambientais podem explicar a quantia gasta em gestão ambiental pelos estados brasileiros?*

1.2 OBJETIVOS

Seguindo a lógica anterior e propondo responder à questão levantada, este trabalho teve o objetivo de:

- *Investigar em que medida variáveis socioeconômicas, políticas e ambientais influenciam nos gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros, no período de 2002 a 2012.*

Para a concretização deste objetivo, foi necessária a construção de alguns objetivos específicos:

- Identificar, com base na literatura, as possíveis variáveis explicativas dos gastos ambientais estaduais brasileiros;
- Descrever a evolução dos gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros no período de 2002 a 2012;
- Mensurar em que medida as variáveis explicativas socioeconômicas, ambientais e político/sociais afetam o gasto em gestão ambiental dos estados brasileiros no ano de 2012;

- Mensurar em que medida as variáveis explicativas socioeconômicas, político/sociais e ambientais afetam os gastos em meio ambiente dos estados brasileiros no período de 2002 a 2012.

A divisão em duas partes da mensuração das variáveis explicativas dos gastos ambientais foi necessária devido à falta de dados padronizados no período de análise. Para a análise transversal de 2012, foram utilizadas 16 variáveis a fim de mensurar as três hipóteses levantadas no trabalho. Já a análise em painel, no período de 2002 a 2012, utilizou 6 variáveis para mensurar as hipóteses do trabalho.

1.3 JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA

Os recursos financeiros são complementos necessários para que as políticas ambientais sejam implementadas de maneira efetiva e eficiente. Dessa forma, estudar os gastos ambientais estaduais é parte relevante para a área de política pública ambiental estadual. Apesar da importância do investimento em meio ambiente, diversos trabalhos demonstraram que o financiamento das políticas ambientais não é suficiente para que se desenvolva uma boa gestão da política pública ambiental (YOUNG *et al.*, 2006; TRIDAPALLI *et al.*, 2011; WAKIM *et al.*, 2013). Investigações sobre gastos ambientais brasileiros podem ser uma forma de mensurar como estão sendo alocados esses recursos escassos e importantes para a preservação e recuperação ambiental.

Já os estudos sobre a política pública ambiental são relevantes pela importância do setor público nos esforços para a promoção social da proteção e da segurança ambiental no país. O setor público é o maior agente de controle e definidor de regras ambientais para indivíduos e organizações. Como Appio (2004) afirma, o Estado é a única instância capaz de financiar os custos sociais de proteção e garantias fundamentais em um ambiente de livre mercado.

A opção por estudar os estados brasileiros deu-se pela possibilidade de abranger todo o território brasileiro, possibilitando a compreensão da dinâmica dos gastos ambientais e da política ambiental de forma sistemática e comparativa, sem deixar de considerar suas características regionais. Outro fator relevante para a escolha dos estados foi que eles também são atores fundamentais na política ambiental brasileira, sendo um dos principais responsáveis pela implementação da política ambiental.

Com base na literatura internacional sobre os gastos públicos ambientais (STANTON; WHITEHEAD; 1994; LESTER; LOMBARD, 1990; BACOT; DAWES, 1997), foi possível

averiguar que, além dos trabalhos descritivos feitos no Brasil, é possível avançar em outros tipos de análise, como é o caso da análise causal. Nos Estados Unidos, diversas pesquisas utilizaram as despesas ambientais como fonte de mensuração do comprometimento ambiental e adotaram variáveis explicativas para propor os fatores que interferem na execução da política ambiental. No Brasil, ainda são poucos os trabalhos de pesquisa que utilizam o gasto para os estudos da política ambiental (DE CARLO; 2006; YOUNG *et.al.*, 2006; TRIDAPALLI *et.al.*, 2011) e ainda menos aqueles que avançam na análise causal.

Apenas dois trabalhos que abrangem todas as unidades federativas brasileiras, com intuito comparativo entre os estados, foram encontrados na literatura (DANTAS *et al.*; 2014; WAKIM *et al.*, 2013), no entanto esses trabalhos se limitaram a análises descritivas. Com o intuito de agregar novas formas de análise dos gastos ambientais estaduais e de trazer modelos norte-americanos de análise, este trabalho propôs estudar as variáveis explicativas dos gastos ambientais estaduais, trazendo e testando as variáveis explicativas já aplicadas aos Estados Unidos para a realidade brasileira. Por meio desta pesquisa, buscou-se o aprimoramento e o avanço metodológico na análise dos gastos ambientais.

A análise multivariada das variáveis explicativas dos gastos ambientais pode fornecer, mesmo que de forma geral, uma visão abrangente de fatores que podem interferir na implementação das políticas ambientais dos estados brasileiros. Já a análise com dados em painel corrobora para que esses fatores explicativos dos gastos ambientais possam ser confirmados ao longo de um período.

Estudos como este podem não são só ajudar a conhecer melhor as políticas ambientais estaduais como a desenvolver uma teoria sobre o tema. Para Lester e Lombard (1990), a Teoria da política ambiental é estéril de uma teoria genuína, o que dificulta a construção de modelos de análise. No Brasil, essa realidade é ainda mais visível, já que dados sobre os resultados ambientais da política ambiental são diminutos e pouco padronizados, comparados a outros países, dessa forma espera-se, ao final deste trabalho, sugerir um rol de temas para futuras pesquisas. O estudo pretende contribuir, também, do ponto de vista metodológico, para a discussão sobre a validade do uso de gastos públicos na avaliação e na análise de políticas públicas no país.

Por fim, trabalhos como o desenvolvido aqui são importantes à sociedade, uma vez que contribuem para a avaliação crítica da política pública ambiental e das possibilidades para o desenvolvimento da sustentabilidade ambiental. Com isso, espera-se subsidiar informações adicionais sobre a execução da política ambiental estadual brasileira aos especialistas e à

opinião pública, para que esses possam colaborar na tarefa de propor condições mais favoráveis à execução da política ambiental.

Para iniciar o trabalho, o próximo capítulo tem o intuito de levantar os principais pontos da literatura existente sobre os assuntos relacionados ao gasto público ambiental estadual. Nessa etapa foram abordados temas sobre a política ambiental e os gastos públicos. Como referencial empírico, foram levantados e discutidos os principais estudos relacionados ao tema desta pesquisa. Na etapa dos procedimentos metodológicos foram abordadas a construção da operacionalização das variáveis e a explicação dos métodos de análise fatorial, de regressão *cross section*, de regressão com dados em painel e os testes necessários para averiguação dos resultados. Já a etapa dos resultados da pesquisa foi dividida em três principais análises, a análise descritiva, a análise de regressão *cross section*, para o ano de 2012, e a análise de regressão com dados em painel, para os anos de 2002 a 2012. Por fim, foram realizadas as análise geral dos resultados e as considerações finais.

2 A POLÍTICA PÚBLICA AMBIENTAL E OS GASTOS PÚBLICOS EM MEIO AMBIENTE

Este capítulo tem o objetivo de oferecer suporte para dois temas essenciais no trabalho, a política ambiental e os gastos públicos em meio ambiente. A primeira parte tratará de temas relacionados à política pública ambiental. Para a segunda parte, será explicado o funcionamento do orçamento público e dos gastos públicos em gestão ambiental no Brasil.

2.1 POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTAIS

Este item tem a finalidade de expor como a política ambiental foi criada e introduzida na agenda política no Brasil. Primeiramente foi realizado um breve comentário sobre a política pública e depois discutido sobre a política ambiental. Esta seção foi dividida em duas partes, política ambiental internacional e políticas ambientais brasileiras. Como última seção deste capítulo, foram expostos alguns pontos importantes sobre as políticas ambientais estaduais.

2.1.1 A Política Pública

A definição de política pública não é caracterizada com uma definição única, mas, em sua maioria, permeia as atividades de governo e as questões públicas. Segundo a visão de Peters (1986) e Lynn (1980), a política pública é toda atividade governamental, contínua ou descontínua, delegada ou não, que influencia de forma específica a vida de cada cidadão (SERAFIM; DIAS, 2012). Seguindo a visão de Dye (1984), porém, este trabalho define a política pública como sendo ações que os governos fazem mas também ações que os governos deixam de fazer.

Em geral, as políticas públicas dependem do contexto, da natureza (ambiente) e dos atores envolvidos para serem formuladas e implementadas. Seguindo essa lógica, percebe-se que a política pública não segue linhas lineares e se modifica ao longo do tempo. Essas questões fazem com que a análise de políticas públicas seja complexa e interdisciplinar. Nela, estão contidos aspectos racionais e mensuráveis – como as soluções de problemas técnicos no seu processo – mas que também abarcam aspectos em torno de ideias e interesses inerentes à própria política.

Souza (2006) sintetiza os principais elementos da política pública:

A política pública permite distinguir entre o que o governo pretende fazer e o que, de fato, faz. A política pública envolve vários atores e níveis de decisão, embora seja materializada através dos governos, e não necessariamente se restringe a participantes formais, já que os informais são também importantes. A política pública é abrangente e não se limita a leis e regras. A política pública é uma ação intencional, com objetivos a serem alcançados. A política pública, embora tenha impactos no curto prazo, é uma política de longo prazo. A política pública envolve processos subsequentes após sua decisão e proposição, ou seja, implica também implementação, execução e avaliação (SOUZA, 2006. p. 36).

A análise de políticas públicas busca compreender como se definem os problemas e as agendas, como se formulam as políticas públicas, como se tomam as decisões e como se avaliam e implementam as políticas públicas (SERAFIM; DIAS, 2012). Nos estudos de Ham e Hill (1993), são expostas sete variedades de análise de políticas públicas:

- 1- Estudos de conteúdo da política (*studies of policy content*): procuram descrever e explicar o desenvolvimento de políticas particulares;
- 2- Estudos dos processos de elaboração de políticas (*studies of policy process*): interesse em desvendar as várias influências na formulação de políticas;
- 3- Estudos de resultados de políticas (*studies of policy outputs*): procuram compreender as variáveis que determinam as políticas. Explicam porque os níveis de gasto ou de provisão de serviços variam entre diferentes áreas;
- 4- Estudos de avaliação (*evaluation studies*): são estudos de impactos de uma política sobre a população, podendo ser descritivos ou prescritivos;
- 5- Informação para a elaboração de políticas (*information for policy-making*): análise de política com a preocupação real das resoluções dos problemas práticos;
- 6- Defesa de processos (*process advocacy*): preocupação na melhora da máquina do governo, por intermédio da realocação de funções e tarefas, desenvolvendo sistemas de planejamentos e abertura de novas opções;
- 7- Defesa de políticas (*policy advocacy*): atividades de pressões para adoção de uma ou mais política específica.

Como pode ser observado acima, dentro dos processos e dos elementos das políticas públicas existem diversos tipos de análise de políticas públicas. Essas análises podem ser simplificadas em dois grupos principais: o primeiro é o grupo que envolve as análises “de”

políticas públicas e o segundo é o grupo de análise “para” as políticas (HAM; HILL, 1993). A principal diferença entre esses dois grupos é que, enquanto o primeiro grupo de análise se preocupa com a compreensão e a formulação das políticas públicas, o segundo grupo manifesta interesse na qualidade, na avaliação e na mensuração da política pública.

Na análise dos gastos públicos ambientais, os estudos podem ter vertentes mais avaliativas, buscando mensurar e avaliar os resultados da política ambiental medidos pelos dispêndios financeiros do governo e compará-los com resultados ambientais de suas políticas, com objetivos estipulados por pesquisas e relatórios globais ou nacionais, ou mesmo com o orçamento de governo. Por outro lado, os estudos de gastos ambientais também podem seguir linhas menos avaliativas e pender para outros tipos de análise, como a análise de resultados. Nesse caso, a preocupação não está ligada, de fato, aos resultados, mas sim às causas e aos processos que ocorrem e determinam os resultados.

Esta pesquisa utiliza os gastos públicos em gestão ambiental para análise de resultados, ou seja, os resultados financeiros da política ambiental foram utilizados para compreender as variáveis explicativas no processo de decisão política que levaram a tal resultado. Dessa forma, este trabalho se caracteriza como uma análise “de” políticas ambientais, pois parte de uma preocupação que não está atrelada diretamente à avaliação do resultado financeiro da política, mas sim às variáveis explicativas presentes na execução financeira das políticas ambientais estaduais.

Apesar de o trabalho analisar a política somente no aspecto da análise de resultados, esta pesquisa também pode contribuir para uma análise avaliativa das políticas ambientais. Assis *et al.* (2012) ressaltam que a análise de resultados pode ser entendida como uma etapa para avaliação de políticas públicas, uma vez que um dos “elementos-chave” para a avaliação de políticas são os resultados e o processo da tomada de decisão dessas políticas. Nesse caso, o objetivo da avaliação não se restringe à comparação entre o esperado e o executado, mas também parte da compreensão dos elementos que intermediam a produção dos resultados na fase de implementação para alcançar tais avaliações. É nessa etapa que esta pesquisa pode contribuir para futuras pesquisas de avaliação de políticas ambientais, uma vez que compreende os determinantes dos gastos ambientais.

Embora a análise e a avaliação dos resultados tenham chegado tardiamente ao campo ambiental, no Brasil houve crescente interesse na área (ASSIS *et al.*, 2012). Alguns fatores podem ter colaborado para o interesse na área de avaliação de políticas ambientais, tais como a maior transparência na gestão pública, o aumento de especialistas na política ambiental, a

mudança para uma política pública mais gerencial, o surgimento de novas vertentes para lidar com a complexidade e a incerteza do conceito de desenvolvimento sustentável.

Postas as considerações sobre a política pública e sua análise, bem como a caracterização da análise dos gastos ambientais, parte-se para a segunda etapa deste item, a política ambiental.

2.1.2 A Política Ambiental

A política ambiental, desde a década de 1970, tem tido um espaço relevante para a promoção da sustentabilidade ambiental em diversos países. Legislações específicas e estruturas burocráticas foram criadas para implementar programas e regular atividades públicas e privadas potencialmente poluidoras. Hoje, a política ambiental pode ser conceituada de diversas maneiras. Seiffert (2008) denomina-a como um conjunto de instrumentos, metas, princípios e intenções que interferem na construção de tomadas de decisões estatais sobre a gestão do capital social e econômico, que visa a objetivos de preservação, controle, educação e melhoria ambiental necessárias para a manutenção da vida em todas as suas formas.

Kraft (1996), trazendo conceito de Dye (1984), acrescenta que a política ambiental é um aglomerado de ações governamentais cujo objetivo é produzir efeitos sobre o meio ambiente e o seu uso, que diz respeito não só ao que os governos decidem fazer mas também ao que decidem não fazer. Esse conceito agrega à política ambiental não somente os fatores ligados diretamente ao meio ambiente mas também aqueles que, indiretamente, moldam as legislações, decisões e execuções das políticas ambientais.

Como pôde ser observado na seção anterior, a política pública, de modo geral, sofre modificações em seus objetivos, abrangências e responsabilidades ao longo do tempo e espaço, e isso ocorre da mesma maneira com a política ambiental. Alguns fatores citados por Assis *et al.* (2012, p. 15-16) evidenciam a complexidade na política ambiental:

a) complexidade e incertezas – os padrões de causa e efeito são complexos e o caráter difuso das questões ambientais dificulta o estabelecimento de relações causais. A falta de consenso sobre as questões dificulta as discussões. [...]. A complexidade aumenta quando as interações sociais, técnicas e econômicas são consideradas; b) dimensão espacial – problemas ambientais não respeitam fronteiras e conectam regiões geograficamente distantes [...] c) intervalo de tempo – problemas ambientais são caracterizados por longos intervalos de tempo entre uma ação e suas últimas consequências e muitas vezes não há dados disponíveis para avaliar tendências de longo prazo. [...]. d) iniquidade – problemas ambientais têm consequências que tendem a ser desigualmente distribuídas entre países, regiões e classes sociais. [...]. e) percepção – não há problemas ambientais até que eles sejam percebidos como problemas, e essa percepção é afetada pelo conhecimento. [...]. f) diferentes visões –

problemas ambientais envolvem atores com diferentes crenças e objetivos conflitantes.

O meio ambiente tem características complexas, incertas, temporais e que dependem do espaço e das visões sociais em que estão incluídas. Elas envolvem um variado número de temas, alguns pouco conhecidos e muito controversos, desencadeando, assim, conflitos entre áreas científicas; setores econômicos, sociais e governamentais; governos e culturas (DOVERS, 1996). Diante disto, as políticas ambientais necessitam compreender e captar os principais pontos da problemática ambiental de sua localidade e conciliá-los com os objetivos gerais de toda a política pública.

Hoje, existem leis que regulamentam e obrigam o Estado e a sociedade a aplicarem ações que remediaram os problemas ambientais, no entanto essas leis foram recentemente elaboradas, pois somente por volta dos anos de 1960 e 1970 que a sociedade contemporânea começou a observar os problemas ambientais de forma mais crítica (DRYZEK; DUNLEAVY, 2009). Isso, devido ao uso exacerbado da matéria-prima, que implicou um ritmo cujo ciclo natural não conseguiu sustentar, trazendo consigo diversas degradações ambientais visíveis. Segundo Schnaiberg (1997), o modelo de consumo e produção imposto pelo sistema econômico é insustentável para o meio ambiente saudável e ameaça diversos ecossistemas em ambientes urbanos e suburbanos industriais e sociedades industrializadas.

Entre os marcos ambientais importantes na discussão sobre o meio ambiente, como o caso da publicação do Livro *Primavera Silenciosa* (1962) e o Relatório *Brundland* (1972), ocorreram diversas discussões relacionadas aos limites de crescimento e manutenção do sistema econômico saudável. No meio desse contraponto, o Estado apropriou-se do papel de maior responsável pelas ações de manutenção do bem-estar ambiental, bem como das ações de recuperação do meio ambiente. Como o setor privado pendia para visões mais liberais, preocupando-se com a manutenção de uma economia funcional e saudável, as ações para amenizar a crise ambiental, quanto à escassez de matéria-prima e da poluição ambiental, pareciam atrapalhar as metas industriais.

Até a década de 1980, as políticas ambientais estiveram concentradas no Estado, com aplicação de ferramentas de comando e controle, como é o caso dos licenciamentos e das fiscalizações. A partir dos anos de 1990, porém, em decorrência de mudanças políticas e econômicas, as políticas ambientais tornaram-se mais descentralizadas, o que acarretou a entrada de outros atores, além do Estado, na implementação da política ambiental. Atores econômicos, consumidores, organizações não-governamentais e as municipalidades passaram a participar mais ativamente da formulação e da implementação da política ambiental. A partir

disso, além dos instrumentos de comando e controle, foram estabelecidos instrumentos econômicos, de autorregulação e de parcerias. Apesar da entrada de novos atores e da implementação de mecanismos de mercado na política ambiental, o Estado continuou sendo o principal ator na política ambiental, isso devido à dificuldade em tratar as questões ambientais sob o regime econômico (FOLADORI, 2001).

Visto que as ações do governo têm grande importância para o combate à crise ambiental, os estudos de análise da política pública ambiental tornam-se essenciais para a melhoria e a compreensão dos movimentos que permeiam essa questão. Além disso, o financiamento dessas políticas é de suma importância, pois sem esses dispêndios não é possível o alcance das metas ambientais.

Recursos deveriam ser destinados para a preservação e melhoramento do meio ambiente tendo em conta as circunstâncias e as necessidades especiais dos países em desenvolvimento e gastos que pudessem originar a inclusão de medidas de conservação do meio ambiente em seus planos de desenvolvimento, bem como a necessidade de oferecer-lhes, quando solicitado, mais assistência técnica e financeira internacional com este fim (ONU, 1972, p. 5).

No relatório de *Brundland* (1987), a importância do financiamento, inclusive o local, ficam ainda mais evidentes:

A larger portion of total development assistance should go to investments needed to enhance the environment and the productivity of the resource sectors. Such efforts include reforestation and fuelwood development, watershed protection, soil conservation, agroforestry, rehabilitation of irrigation projects, small scale agriculture, low-cost sanitation measures, and the conversion of crops into fuel.[...]. The programmes most directly related to the objective of sustainable development may therefore involve higher local costs, a higher ratio of recurrent to capital costs, and a greater use of local technology and expertise (COMISSÃO MUNDIAL SOBRE O MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO, 1987, p. 69).

É desse modo que os estudos de gastos ambientais estaduais também se mostram importantes e presentes na análise das políticas ambientais. São fundamentais para as ações ambientais os recursos financeiros, e mais, é de igual importância saber quanto e como esses recursos estão sendo gastos e quais são os processos que influenciam nas decisões de alocação desses recursos.

Realizado um breve histórico da política ambiental, assim como as causas do seu surgimento e de sua importância no mundo atual, torna-se de igual importância saber como a política ambiental se formou no Brasil e como são as estruturas ambientais no país. Dessa forma, a próxima seção discorreu sobre a política ambiental brasileira e sobre suas principais estruturas ambientais no país.

2.1.3 A Política Ambiental Brasileira

Ocorreram três principais momentos na história da política ambiental brasileira. Segundo Cunha e Coelho (2003), o primeiro momento da política ambiental foi o que antecedeu a própria política ambiental brasileira, de 1930 a 1971, caracterizada pela construção de uma base de regulação dos recursos naturais. Algumas das políticas que antecederam a política ambiental tiveram como tema a exploração de recursos naturais, o desbravamento do território, o saneamento rural, a educação sanitária e os interesses econômicos. A legislação dessas políticas era formada pelos códigos de Águas, de 1934, o código Florestal, de 1965, e o código de caça e pesca, de 1967, e pela Constituição de 1967, que também garantia a proteção do patrimônio histórico, cultural e paisagístico do país (BREDARIOL, 2001).

O segundo momento, de 1972 a 1987, a política ambiental brasileira foi influenciada pelos relatórios e conferências mundiais (CUNHA; COELHO 2003). A partir da década de 1970, o Brasil inicia a construção da política ambiental, e o Estado se mostra a principal instância de intervenção da política ambiental. No início desse período, ainda não havia uma política ambiental consolidada, mas sim algumas políticas ligadas ao meio ambiente, que mais tarde acabaram resultando na política ambiental brasileira (RISSATO; SPRICIGO, 2010). Comparado a outros países, nessa época, o Brasil sofria um atraso no estabelecimento de normas e agências ambientais, o que demonstrava pouca prioridade na área. Apesar de a posição do Brasil ser um pouco cética em relação às questões ambientais colocadas pela Conferência de Estocolmo, de 1972, em 1973, reconhecendo a ameaça da poluição ambiental, foi criada a Secretaria Especial de Meio Ambiente, a SEMA (Decreto n. 73.030), coordenada pelo Ministério do Interior. A SEMA dedicava-se aos avanços da legislação ambiental em nível nacional, já as medidas de governo concentravam-se nas agendas de comando e controle, como resposta a denúncias de poluição industrial e rural (SOUSA, 2005). Assuntos como crescimento populacional, discutido no livro *Limites do Crescimento*, de 1972, e o saneamento básico não foram abarcados nas ações do governo brasileiro, o que significou certa desconsideração de fatores de grande importância nos impactos ambientais.

Vale, ainda, ressaltar que, inicialmente, a gestão ambiental adotada no Brasil seguiu modelos norte-americanos, com níveis de descentralização altos e com viés mais regulatório, caracterizado pelos instrumentos de comando e controle (RISSATO; SPRICIGO, 2010). O modelo descentralizado da SEMA era executado pelos órgãos estaduais de meio ambiente dos estados mais desenvolvidos, como no caso de São Paulo e do Rio de Janeiro. Foi a partir desses estados que houve considerável formação de estruturas institucionais de meio ambiente, nas

quais foram instituídas leis e órgãos para o controle de poluição, notadamente das águas e do ar. No entanto, em decorrência de algumas interdições de fábricas importantes por causa desses órgãos ambientais, o Governo Federal, em pleno regime militar, respondeu autoritariamente com um decreto-lei, proibindo estados e municípios de interditarem indústrias, reservando esse ato para o Poder Executivo Federal (MILARÉ, 2004).

Apesar de essas leis e órgãos terem sido criados ainda na década de 1970, foi somente em 31 de agosto de 1981, instituída a Lei nº 6.938, que se criou a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA). Nela estabeleceram-se conceitos, princípios, objetivos, instrumentos, penalidades, mecanismos de formulação e aplicação, com o intuito de estabelecer normas quanto à proteção dos recursos naturais. Entre os instrumentos elaborados na política ambiental, estavam a avaliação de impactos ambientais, o licenciamento e a revisão de atividades efetivas ou potencialmente poluidoras. Esses procedimentos foram ratificados e assegurados mais tarde na Constituição Federal de 1988. Além disso, foram estabelecidos preceitos constitucionais de cunho ambiental na Constituição Federal, como o conceito do desenvolvimento sustentável, a corresponsabilidade dos entes federativos pela qualidade ambiental e o direito de todos a um meio ambiente equilibrado (RISSATO; SPRICIGO, 2010).

O terceiro momento da política ambiental, de 1988 aos dias de hoje, é caracterizado pelo processo de democratização e descentralização decisória e pela disseminação do conceito de desenvolvimento sustentável (CUNHA; COELHO, 2003). Nesse momento, o Brasil esteve envolvido diretamente com as conferências mundiais, como é o caso da ECO 92, conhecida como Rio-92, na qual foi desenvolvida a Agenda 21, e a Rio + 20, ocorrida no Rio de Janeiro, em 2012.

Em 1989, a Lei 7.735/89 extinguiu a SEMA e criou o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Em 1992 foi criado, pela Lei 8.490/92, o Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (MMA), que assumiu a coordenação da PNMA, responsabilizando-se pela definição de objetivos, metas e políticas ambientais brasileiras. Segundo Rissato e Spricigo (2010), o SISNAMA passou a compor-se por duas esferas principais: a primeira, responsável pela formulação das políticas regidas pelo CONAMA – órgão superior do sistema – e o MMA – órgão central –, e a segunda, responsável pela execução de políticas, formada pelo IBAMA – executor da política federal de meio ambiente – e pelos demais órgãos setoriais, estaduais e municipais.

Mesmo com a criação do IBAMA, a política institucional não se consolidou com os novos desafios e o próprio Ministério do Meio Ambiente (MMA) teve dificuldades para colocar

em prática as propostas da política ambiental. Com o objetivo de adotar uma política mais maleável ao diálogo e à conscientização por parte da sociedade e do setor público e privado, o MMA procurou transferir parte do planejamento e da execução de políticas ambientais para os estados, municípios, ONGs e outras entidades públicas e privadas (RISSATO; SPRICIGO, 2010).

Como síntese, o Quadro 1 demonstra a estrutura do funcionamento da Política Ambiental Brasileira sobre a divisão do SISNAMA:

Quadro 1 - Competências e divisões do SISNAMA

	ESFERA DE GOVERNO		
	Federal	Estadual	Municipal
Elaboração Política	MMA	Secretarias estaduais de Meio Ambiente	Secretarias Municipais de Meio Ambiente
Participação Social	CONAMA	CONSEMA	CONSEMA
Execução Política	IBAMA	Órgão estadual do Meio Ambiente	Órgão Municipal do Meio Ambiente
Arena Jurídica	Procuradoria e Ministério Público Federal	Procuradoria e Ministério Público Estadual	Juizado ambiental e Ministério Público

Fonte: Bursztyn e Bursztyn, (2000, p. 4).

Apesar da transferência de responsabilidade para os órgãos estaduais de meio ambiente nos anos de 1990, a partir da Lei nº 7.804, de 1989, houve nesses órgãos, aos poucos, a perda de pessoal técnico, a desvalorização de salários e benefícios e as dificuldades no atendimento ao público, com a crescente diminuição de participação ambiental nos orçamentos estaduais. Já na esfera municipal, principalmente em municípios de grande porte, passou-se a estruturar secretarias, departamentos e conselhos ambientais, assumindo sua respectiva parte da transferência federal para a local (SOUSA, 2005).

Segundo Rissato e Spricigo (2010), a política ambiental brasileira teve o seu desenvolvimento de forma tardia em relação aos países desenvolvidos e a outros setores políticos brasileiros. Apesar da existência da política ambiental brasileira há mais de quarenta anos, muitas leis foram desenvolvidas após a Constituição de 1988 e algumas ainda são bem recentes. Além disso, a integração da política ambiental com outras áreas da política brasileira não foi bem estabelecida, o que causou certo despreparo e conflitos na política ambiental brasileira.

Segundo Barros *et al.* (2012), apesar de a legislação ambiental brasileira ser clara em seus princípios e objetivos, as atribuições para a execução da política ambiental não se mostram

específicas o suficiente. Esse cenário gera, em muitos casos, resultados questionáveis quanto ao efeito dos instrumentos de gestão e do controle ambiental e que, por consequência, incide em certa insegurança na aplicabilidade desse direito, pois a conciliação de desenvolvimento econômico e a contenção dos avanços da degradação ambiental são complexas.

Algumas deficiências comprometem a base da estrutura institucional responsável pela formulação e pela aplicação das normas ambientais brasileiras. Entre elas estão o grande número de instância decisória que pouco se comunicam, a baixa qualidade das regras que disciplinam o processo administrativo, a falta de profissionais qualificados, problemas na fiscalização por parte dos órgãos competentes, problemas de logística, falta de equipamentos adequados e de programas integrados de educação ambiental (BARROS *et al.*, 2012).

Em decorrência dos problemas enfrentados na política ambiental brasileira, alguns reflexos podem ser percebidos em relação ao financiamento dessas políticas. No estudo de Young e Roncisvalle (2002), eles concluem que, apesar de a maioria dos investimentos em gestão ambiental ser realizada pelo setor público, no período de 1993 a 2000, os investimentos ambientais não aumentaram, o que vai ao encontro da posição colocada por Viola (1998), na qual ele cita que nesse período houve declínio do debate sobre as questões ambientais.

Outros estudos (BARCENA *et al.*; 2002; LEMOS *et al.*, 2005; SANTOS, 2004) também evidenciaram investimentos baixos por parte do Estado em meio ambiente. A constatação do declínio da preocupação ambiental, em parte devido ao baixo investimentos na área, denuncia que a política ambiental necessita de maior alocação de recursos e de revitalização, que hoje aparece marginalizada na política pública. Como Tridapalli *et al.* (2011) coloca, trabalhos que demonstram a debilidade da política ambiental são recorrentes, e quase sempre são determinados por conflitos e contradições que a política ambiental representa para as estruturas políticas, econômicas e sociais.

Para melhor compreender a participação e a importância dos estados na política ambiental brasileira, a próxima seção abarca algumas considerações sobre a política estadual e a questão da descentralização e da centralização das políticas ambientais.

2.1.4 Os Estados na Política Ambiental

Os estados representam uma parte importante no sistema político ambiental brasileiro, principalmente após a mudança da Constituição de 1988, a qual descentralizou algumas funções ambientais para outras esferas públicas, setores privados e sociedade. Após essas mudanças na Constituição, os estados passaram a ser responsáveis pelo controle e pela fiscalização das

atividades que envolvem o meio ambiente em sua jurisdição, bem como pela elaboração de normas supletivas e complementares e padrões relacionados ao meio ambiente, respeitando as decisões estabelecidas pelo CONAMA.

O Sistema Estadual do Meio Ambiente (SISEMA) é integrado ao Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), já que os órgãos que constituem a SISEMA são representantes dos órgãos Seccionais do SISNAMA (SEIA, 2015). Esses órgãos estão associados à proteção da qualidade ambiental ou ao disciplinamento do uso dos recursos ambientais e também são responsáveis pela execução de programas e projetos e pelo controle e fiscalização de atividades capazes de provocar a degradação ambiental (MMA, 2015).

O SISEMA é formado pelas Secretarias Estaduais de Meio Ambiente – responsáveis pela coordenação, planejamento, execução e controle –, pelos conselhos estaduais de Política Ambiental e pelos órgãos vinculados: a Fundação Estadual do Meio Ambiente, responsável pela qualidade ambiental no Estado, no que corresponde à Agenda Marrom; o Instituto Estadual de Florestas, responsável pela Agenda Verde; e pelo Instituto Gestão das Águas, que responde pela Agenda Azul (SEMAD, 2015).

A descentralização das políticas ambientais, repassando funções para os órgãos estaduais e municipais ainda necessitam do acompanhamento da esfera federal. Devido à diversidade cultural, econômica e ambiental dos estados e municípios no Brasil, certo grau de centralidade foi necessário para a manutenção e para a articulação das políticas ambientais brasileiras (SCARDUA, 2003). No entanto, Scardua (2003) ressalta que a centralização não deve prejudicar os estados a encontrar caminhos próprios para a estruturação das políticas ambientais, a qual deve incorporar características de seus municípios e da própria sociedade civil organizada.

A descentralização da política ambiental avançou em algumas áreas, já em outras, encontram-se entraves para a sua aplicação. Azevedo *et al.* (2007) atribuem o licenciamento aos avanços da descentralização ambiental, sobretudo aos estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais. O licenciamento tornou-se obrigatório a partir de 1983, após a regulamentação da Lei Federal 6.938/81, pelo decreto 88.351.

Os entraves para a política ambiental descentralizada podem ser caracterizados por diversos fatores. Scardua e Bursztyn (2003, p. 308) advertem que, “os obstáculos existentes para a descentralização da gestão ambiental encontram-se muito mais ligados à cultura dos órgãos centrais”. Esses órgãos possuem uma visão centralizadora na forma de atuação e dificultam as ações ambientais descentralizadas, o que, por sua vez, gera custos para a sociedade e para o meio ambiente. Outros fatores também foram atribuídos para que a descentralização das

políticas ambientais ocorresse de forma descontinuada, como é o caso da falta de técnicos e de sua capacitação, salários defasados, carência de recursos financeiros, instituições despreparadas, falta de infraestrutura e a falta de instrumentos de gestão ambiental nos órgãos estaduais ambientais (AZEVEDO *et al.*, 2007; SCARDUA, 2003).

A discussão sobre se as políticas ambientais devem ser mais descentralizadas ou mais centralizadoras não se restringe ao Brasil e divide muitas opiniões. Rabe (2010) coloca que, para as visões de estados mais centralizadores, a responsabilidade concentrada na esfera federal faz com que as políticas ambientais sejam mais efetivas e organizadas e suas ações mais integradoras. Já os que acreditam nas políticas mais descentralizadas julgam que as políticas mais centralizadas engessam a política ambiental, atrasam soluções e deixam o sistema político menos criativo, não percebendo as nuances e oportunidades locais.

Rabe (2010) ainda cita algumas limitações das políticas descentralizadas. A primeira limitação refere-se às maiores influências de grupos de interesse locais. Essa influência pode ser um ponto positivo para as políticas ambientais estaduais, caso os grupos de interesse estejam preocupados com o meio ambiente. No entanto, como Tridapalli *et al.* (2011) ressaltam, as políticas ambientais normalmente são determinadas por conflitos e contradições os quais envolvem estruturas políticas, econômicas e sociais que nem sempre estão preocupados com o meio ambiente. Dessa forma, as políticas ambientais locais tendem a sofrer mais com as influências negativas dos grupos de interesse locais.

Outro fator considerado por Rabe (2010) foi a responsabilidade ambiental parcial das regiões. Os estados detêm políticas, interesses e atores diferentes, conseqüentemente, o aglomerado de políticas ambientais estaduais depende de todo o conjunto que evolui a própria política do estado. As diferenças culturais e regionais devem ser levadas em consideração na política ambiental (DOVERS, 1996). É por esse motivo que existem estados mais avançados nas políticas ambientais e estados que não são inovadores e pouco fazem para ter um ambiente saudável. Scardua (2003, p. 31-32) alerta sobre esse problema e sugere uma nova forma de gestão:

A questão da descentralização da gestão ambiental envolve diversos níveis territoriais, provocando uma subestimativa das conseqüências da gestão simultânea dos diversos níveis locais, regional, nacional e global, o que poderia representar um caráter arbitrário e mutilante da sua gestão. Sendo assim, a gestão integrada ou compartilhada desses recursos – levando-se em conta os diversos níveis de governo (territorialidade) – seria a melhor opção de harmonizar sua gestão.

Outro fator que limita as políticas descentralizada é a dependência financeira dos estados e municípios em relação à esfera federal (HAYS, 2000). No Brasil, a dependência

financeira dos estados refere-se tanto à esfera federal como, também, à dependência de recursos internacionais. Essa dependência de recursos acaba limitando as políticas ambientais estaduais e municipais, as quais necessitam seguir as políticas estabelecidas pelas esferas superiores.

Por último, como fator limitador para o monitoramento das políticas ambientais, os estados fornecem menos informações ao público interessado do que as agências federais (HAYS, 2000). No Brasil, isso ocorre por dois motivos principais: o primeiro está interligado à limitação das estruturas dos órgãos estaduais, já que estes, conforme Scardua (2003), encontram-se debilitados. O segundo ponto refere-se ao que já foi levantado por Hays (2000) sobre a interferência dos grupos de interesse locais.

Apesar das limitações da descentralização da política ambiental abordadas neste item, outros fatores da descentralização são essenciais para a política ambiental, como é o caso da democratização e da desburocratização, as quais permitem à política ambiental considerar a opinião pública e flexibilizar suas ações ambientais (RABE, 2010).

Os estados brasileiros são muito diferentes, e essas diferenças abarcam tanto questões geográficas como questões culturais, econômicas e políticas. O estudo comparativo permite perceber tendências quanto à descentralização das funções ambientais no setor público, observar o papel dos estados na política ambiental e encontrar fatores que influenciam no compromisso dos governos estaduais em meio ambiente. Esperou-se, também, encontrar neste trabalho diferenças significativas entre os gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros e, a partir de então, poder descobrir outras variáveis que permeiam o processo de decisão dos gastos ambientais.

Finalizado a contextualização da política ambiental brasileira, bem como da esfera estadual no meio ambiente, pretende-se, na próxima etapa, conceituar e explicar as funções do orçamento público, uma parte importante da política pública, juntamente com sua formulação e implementação. Dentro do orçamento público existem diversas informações pertinentes à política, sendo uma ferramenta importante na administração pública. Para esta pesquisa, o orçamento público é importante na compreensão da problemática e para a construção do objetivo da pesquisa.

2.2 O ORÇAMENTO PÚBLICO

O desenvolvimento do orçamento público teve como umas das justificativas o aumento das despesas públicas de forma constante e independente dos tipos de estado dominante. Esse

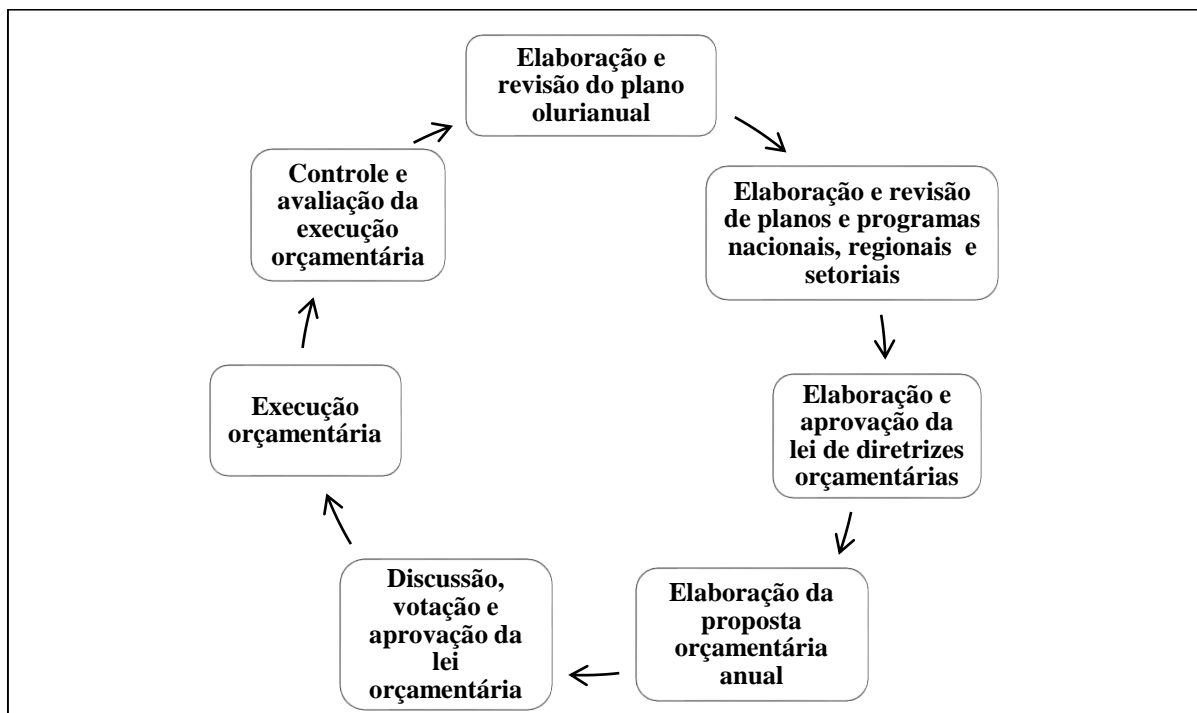
aumento das despesas públicas decorria de vários motivos, e um, considerável entre eles, foi a expansão da intervenção governamental no sistema econômico (REZENDE, 2007).

Segundo Giacomoni (2007), a partir do aumento de atribuições do Estado, foram-lhe atribuídas três funções principais: a função alocativa, que é o ajustamento na alocação de recursos; a função distributiva, que busca promover ajustamentos na distribuição de renda e; a função estabilizadora, que busca manter a estabilidade econômica. Para o Estado exercer tais funções, necessita-se de uma ferramenta que lhe ofereça suporte, e foi a partir dessa necessidade que se criou o orçamento público, um importante instrumento utilizado na gestão dos gastos públicos e no controle político (GIACOMONI, 2007).

No início, o orçamento público tinha como função apenas o melhoramento do controle dos gastos públicos (GIACOMONI, 2007). Ao longo do tempo, foram acrescentados outros aspectos conceituais e técnicos, o que transformou o orçamento em um importante mecanismo de acompanhamento e controle do Estado. Hoje, o orçamento público pode ser entendido como o ato pelo qual o poder legislativo autoriza o poder executivo na arrecadação das receitas previstas em lei, bem como as despesas necessárias ao funcionamento da máquina pública (GIACOMONI, 2007).

No Brasil, inicialmente na Constituição de 1824, pelos arts. 170 e 172, previa-se a elaboração da proposta orçamentária pelo Poder Legislativo que, pouco depois, em 1826, foi transferido para o Poder Executivo. Entre outras modificações no orçamento público, em 1988, a Constituição Federal trouxe a ampliação da partição orçamentária no tocante ao planejamento, anterior à sua elaboração, dando competência para propositura das Leis ao Poder Executivo federal, estadual e municipal mediante o Plano Plurianual, da Lei de Diretrizes Orçamentárias e do Orçamento Anual propriamente dito (CARVALHO, 2010). Em 4 de maio de 2000, foi estabelecida a Lei de Responsabilidade Fiscal (LRF), como complemento da Lei nº 4.320/1964, a respeito das normas gerais de direito financeiro para o controle dos orçamentos e balancos da administração pública (CARVALHO, 2010). A LRF tem por objetivo estabelecer normas de finanças públicas voltadas à responsabilidade na gestão fiscal; entre essas normas foram contempladas a ação planejada e transparente, a prevenção de riscos e a garantia de equilíbrio das contas públicas.

O orçamento público é desenvolvido por um processo cíclico no Brasil. Sua elaboração percorre diversas etapas, processando-se em passos determinados, desde a proposição orçamentária inicial até o acompanhamento e a análise da execução (GIACOMONI, 2007). O processo de orçamento pode ser exemplificado na Figura 1.

Figura 1- Competências e divisões do SISNAMA

Fonte: Adaptado de Giacomoni (2007).

Existem alguns critérios na elaboração e na execução orçamentária, entre eles estão o Plano Plurianual (PPA), a Lei de Diretrizes Orçamentárias (LDO) e a Lei Orçamentária Anual (LOA). O PPA é o documento que detalha o processo de planejamento, contemplando as ações que deverão ser implementadas no período de 04 (quatro) anos. Já a LDO antecipa e orienta a direção e o sentido dos gastos públicos e os parâmetros que devem nortear a elaboração do projeto de lei orçamentária para o exercício subsequente. A LOA, por sua vez, estima as receitas e autoriza as despesas do governo de acordo com a previsão de arrecadamento (CARVALHO, 2010).

Na execução orçamentária e financeira, as escolhas e decisões expressas na Lei Orçamentária assumem natureza financeira na forma de fluxos de recursos que entram e saem do Tesouro. A finança governamental não é tão flexível nos gastos como em empresas privadas e deve respeitar o orçamento de despesa que são estipuladas na forma de créditos orçamentários (GIACOMONI, 2007).

O controle e a fiscalização da execução orçamentária são realizados pelo controle interno e externo. O primeiro é exercido pelo próprio executor do orçamento através do sistema de controle interno, que verifica e acompanha o cumprimento dos seus programas, bem como a comprovação da legalidade e a avaliação dos resultados quanto à eficácia e à eficiência. Já o segundo é de competência do Poder Legislativo exercido com o auxílio do Tribunal de Contas

mediante a apreciação das contas anuais prestadas pelo chefe do executivo, assim como o julgamento das contas dos administradores e demais responsáveis por dinheiros, bens e valores públicos da administração direta e indireta (GIACOMONI, 2007).

Para o estudo do orçamento é necessário realizar a classificação contábil. Nesse sentido, o próximo item tem o objetivo de discutir as formas de classificação das despesas orçamentárias, principalmente a utilizada neste trabalho, que é a classificação funcional.

2.2.1 Classificação Funcional dos Gastos e a Função Gestão Ambiental

O Estado capta suas receitas na forma de tributos, contribuições e patrimônios públicos. Essas receitas são os recursos instituídos e arrecadados pelo poder público com a finalidade de ser aplicados em gastos que atendam aos anseios e demandas da sociedade (CARVALHO, 2010). Apesar de seu caráter técnico e legal, a forma com que os governos despendem seus recursos financeiros pode demonstrar questões também políticas e ideológicas da administração pública e da sociedade (TRIDAPALLI *et al.*, 2011). A alocação dos recursos financeiros evidencia quais as áreas prioritárias de um governo, mas, por outro lado, áreas com pouco dispêndio financeiro, como é o caso da área ambiental, podem ser um demonstrativo de certo descaso do governo na área, em detrimento de outras áreas julgadas mais importantes.

A definição de como serão os gastos públicos depende de todo o processo orçamentário, desde a aprovação do orçamento até a sua execução. No caso dos gastos públicos destinados ao meio ambiente, eles podem ser originários de um número variado de fontes, como o caso de compensações financeiras, taxas e multas, empréstimos e doações nacionais e internacionais e convênios com outros órgãos públicos (TRIDAPALLI *et al.* 2010).

Para que seja realizada a prestação de contas e, conseqüentemente, os estudos dos gastos públicos, é necessária a classificação desses gastos. A classificação é a base estrutural que organiza e consolida o orçamento do governo e é utilizada para antecipar situações, registrar movimentações e demonstrar resultados do patrimônio. Existem diversos critérios de classificação dos dados que compõe o orçamento, entre esses critérios, conforme Giacomoni (2007), existem os seguintes tipos de classificação para os gastos públicos:

- *Classificação institucional*: organiza as despesas conforme o poder, o órgão orçamentário, o tipo de instituição e a unidade orçamentária;

- *Classificação por estrutura programática*: os programas são implementados a partir de ações, que, conforme suas características, podem ser classificadas como atividades, projetos ou operações especiais;
- *Classificação funcional*: divide as despesas conforme sua função, a qual reflete a competência institucional do órgão, como cultura, educação, saúde; e, por subfunção, agregação imediatamente inferior à função e o dever de evidenciar cada área da atuação governamental por intermédio da identificação da natureza das ações;
- *Classificação por natureza da despesa*: categorizam a despesa conforme a categoria econômica, o grupo de natureza de despesa, por modalidade de aplicação, elementos e subelementos de despesa.

A classificação utilizada neste trabalho foi a classificação funcional. Esta busca responder basicamente à indagação: “em que” área de ação governamental a despesa será realizada (CARVALHO, 2010). Isso permite uma visão mais delineada das ações financeiras de cada governo.

A atual classificação funcional foi instituída pela Portaria nº 42, em abril de 1999, do Ministério do Orçamento e Gestão, e é composta por um elenco de funções e subfunções prefixadas que servem como agregador dos gastos públicos por área de ação governamental nas três esferas de governo (CARVALHO, 2010). Entende-se por função o maior nível de agregação das diversas áreas de despesa que competem ao setor público e, como subfunção, uma participação da função, com intuito de agregar determinado subconjunto de despesa do setor público (KOHAMA, 2009).

Um fator que contribuiu para estudos de gastos ambientais serem realizados foi a mudança na contabilidade pública, acrescentando na classificação funcional um maior detalhamento entre as funções de governo. Desse maior detalhamento, em 2002, foi acrescida a função 18, que teve como objetivo o demonstrativo dos gastos com Gestão Ambiental da esfera federal, estadual e municipal.

Entre as funções e subfunções de governo, estabelecidas pela Portaria nº 42 de 1999 do Ministério do Orçamento e Gestão, existem 28 funções de governo e 109 subfunções (CARVALHO, 2010). Tem-se como função 18 a Gestão Ambiental, a qual se entende como um “conjunto de ações desenvolvidas para a proteção de recursos naturais, monitoramento por meio de levantamento sistemático de dados oceanográficos, meteorológico, astronômicos e geofísicos, e controle das condições ambientais” (PORTARIA 42, 1999). Em 2004, juntamente

com as funções já existentes, foram acrescentadas as subfunções, uma classificação mais detalhada da classificação funcional. Conforme a Portaria nº 42, de 1999, do Ministério do Orçamento e Gestão, a função Gestão Ambiental divide-se em 5 subfunções:

- *Subfunção 541 – preservação e conservação ambiental*: compreende as ações de planejamento, implantação, coordenação e manutenção que visam à defesa da fauna e da flora, a preservação e a conservação de áreas e ecossistemas, a proteção de áreas urbanas e rurais contra possíveis danos causados por secas e inundações, bem como a proteção dos solos contra os desgastes ocasionados pelo homem ou pela natureza;
- *Subfunção 542 – controle ambiental*: compreende as ações destinadas a evitar e a controlar a poluição das águas, do ar, do solo e a sonora;
- *Subfunção 543 – recuperação de áreas degradadas*: compreende as ações que visam aproveitar, para fins urbanos ou rurais, áreas constantemente alagadas ou sujeitas à erosão;
- *Subfunção 544 – recursos hídricos*: compreende as ações que objetivam planejamento, coordenação, controle e supervisão do aproveitamento e a utilização harmônica de recursos hídricos em múltiplas aplicações;
- *Subfunção 545 – meteorologia*: compreende as ações visando à implementação, à coordenação e à manutenção de órgãos e mecanismos destinados ao estudo das variações climáticas e das condições meteorológicas.

As subfunções foram criadas para prover maior detalhamento de informações das despesas orçamentárias. Além das cinco subfunções ambientais, está imbuída a subfunção “outras despesas na função gestão ambiental”, que são as despesas relacionadas à Gestão Ambiental, mas que não estão incluídas diretamente nessa função.

Com os demonstrativos dos gastos públicos ambientais por função, foi possível realizar esta pesquisa, uma vez que se tem como variável dependente a função Gestão Ambiental. Essa classificação permitiu que dados mais detalhados da política ambiental pudessem ser usados em pesquisas na área ambiental. Dados padronizados em grande escala são difíceis de ser encontrados na área ambiental, e é também por este motivo que os gastos em gestão ambiental se tornam interessantes em pesquisa comparativas e de grande abrangência.

Alguns trabalhos internacionais e nacionais foram feitos ao longo dos anos utilizando os gastos ambientais como fonte de pesquisa em políticas ambientais (SACCO; LEDUC, 1969; POTOSKI; WOODS, 2012; NEWMARK; WITKO, 2007; KONISKY; WOODS, 2012; TRIDAPALLI *et al.*, 2011). Nesses trabalhos, foi evidenciada a importância de estudos longitudinais, pois estes captam informações mais constantes das determinantes dos gastos ambientais. Com os dados padronizados em uma série histórica, foi possível realizar esse tipo de análise neste trabalho. A seguir, serão demonstrados alguns desses estudos e discutidas as variáveis explicativas da política ambiental, mais especificamente, dos gastos em gestão ambiental.

2.3 GASTOS PÚBLICOS EM GESTÃO AMBIENTAL E SUAS VARIÁVEIS EXPLICATIVAS: EVIDÊNCIAS EMPÍRICAS

Conforme visto anteriormente, a criação da função Gestão Ambiental permitiu que estudos sobre os gastos ambientais fossem realizados com maior facilidade no Brasil. Nesta etapa do trabalho, foram discutidos alguns estudos nacionais que utilizaram os gastos ambientais para pesquisas em meio ambiente. O intuito foi observar como os trabalhos em gastos ambientais brasileiros estão sendo realizados e quais resultados estão sendo encontrados.

O estudo dos gastos ambientais tem sido utilizado de diversas maneiras, de forma que os métodos quantitativos estão sendo empregados nesses estudos para mensurar e/ou comparar resultados, indicadores e impactos. Tridapalli *et al.* (2011) fizeram um levantamento das pesquisas que utilizaram os gastos ambientais em estudos descritivos internacionais e nacionais e, em síntese, as pesquisas brasileiras encontradas no estudo dos autores foram produzidas a partir dos anos de 1990, tendo como nível principal de análise o federal. Entre esses estudos, encontram-se os trabalhos de Young e Roncisvalle (2002), Carneiro (2008), Lemos *et al.* (2005), Dutra *et al.* (2006) e Borinelli (2007). Nessas pesquisas foram principalmente empregadas as despesas gerais, bem como a função e as subfunções da gestão ambiental. Os indicadores utilizados na análise dessas pesquisas foram, em sua maioria, valores relativos e absolutos, proporções entre despesa orçada e liquidada e a relação com o PIB.

Tridapalli *et al.* (2011, p. 8) acrescentam que “são poucos os trabalhos mais consistentes sobre os gastos ambientais das esferas estadual e municipal, das agências ambientais e de políticas e programas específicos”, evidenciando que estudos dos gastos nas esferas estaduais e municipais ainda devem ser realizados. Os autores complementam que, nos trabalhos internacionais, apesar de um número reduzido, há um número maior de indicadores utilizados

se comparado ao Brasil e observam um avanço dos trabalhos internacionais em relação aos trabalhos brasileiros, pois estes utilizam, além da análise descritiva, a análise de correlação. Os indicativos mais frequentes nas pesquisas de correlação foram os indicadores econômicos, como a renda. Esses estudos de correlação sugerem a possibilidade de novos estudos para o caso brasileiro.

Além dos estudos citados por Tridapalli *et al.* (2011), foram encontrados outros três trabalhos que utilizaram os gastos ambientais estaduais no Brasil como tema principal de análise. O primeiro foi a pesquisa de Guimarães *et al.* (1992), em que se estudou o gasto na gestão ambiental do estado de São Paulo nos anos de 1986 a 1990. Como resultado do perfil dos gastos ambientais no estado de São Paulo, foi encontrada reduzida inserção da temática ambiental na gestão financeira do governo paulista, não obtendo mais que 7% dos gastos totais. O estudo de Lemos *et al.* (2005) corrobora esse resultado, concluindo que os gastos ambientais não são prioridades no contexto orçamentário brasileiro em nenhuma das três esferas de governo.

Ainda no trabalho de Guimarães *et al.* (1992), foi constatada, também, a fragmentação das despesas ambientais para fora do âmbito da Secretaria do Meio Ambiente, movida por um caráter menos setorizado, o que acarretou uma intensa disputa organizacional pelo controle dos instrumentos e pela hegemonia sobre o assunto ambiental. Essa constatação permite afirmar-se que a política ambiental depende de vários fatores externos ligados a ela, e que a questão da crise ambiental é somente mais um elemento para a execução de funções em meio ambiente. Como resultado da utilização dos gastos ambientais no trabalho, contemplou-se a necessidade de revisão da contabilidade pública para maior articulação e transparência da ação pública. Vale lembrar que as modificações ocorridas no orçamento público foram somente a partir do incremento da Lei de Responsabilidade Fiscal, em 2000. Nela, atribuiu-se à Lei de Diretrizes Orçamentária temas como normas de controle e demonstrações dos impactos.

O estudo de Guimarães *et al.* (1992), de certa forma, presentiu a necessidade de incrementos e modificações na contabilidade pública brasileira, isso devido à dificuldade de acesso e à falta de transparência a informações que retratavam a ação em meio ambiente e pela falta de padronização nos balanços entre as agências diretas e indiretas da gestão ambiental.

Somente em 2002, a função gestão ambiental foi criada, e, a partir de 2004, as subfunções foram inseridas para dispor maior detalhamento nas funções de governo. Entre as subfunções na gestão ambiental, a subfunção “outras despesas em gestão ambiental” contempla e permite que gastos de outras funções, mas com vertentes ambientais, sejam incluídas na função gestão ambiental (KOHAMA, 2009), permitindo que ações ambientais realizadas em

outra função sejam contabilizadas na função Gestão Ambiental, o que em tese facilita a visualização contábil geral das ações ambientais.

Apesar de essas mudanças ocorridas na contabilidade pública terem melhorado em parte os estudos e a averiguação dos gastos em meio ambiente, deve-se considerar o que Tridapalli *et al.* (2011) falam sobre as possíveis disparidades entre os dados informados, pois eles podem esconder a falta de uniformidade no entendimento das definições e abrangências das funções e subfunções da gestão ambiental entre as esferas de governo e dentro de cada unidade governamental.

Guimarães *et al.* (1992) ainda ressaltam o pouco reflexo do discurso ambientalista sobre o gasto ambiental, o qual nem mesmo reflete a demanda explícita que a sociedade civil formula por meio de canais de manifestação. Essa colocação sugere que fatores partidários ou grupos de interesse ambiental talvez não tenham, também, peso nas decisões ambientais, mais especificamente nos gastos ambientais do estado de São Paulo.

Outra pesquisa foi realizada no Brasil por Wakim *et al.* (2013), havendo a procura de analisar a quantidade de recursos financeiros com a gestão ambiental nos estados brasileiros. Como resultado, eles observaram que, em algumas regiões, os gastos em meio ambiente são significativamente maiores do que em outros, como é o caso da Região Sudeste, onde os gastos equivalem a mais da metade de todo o montante do gasto ambiental dos estados brasileiros. Essa disparidade sugeriu que questões econômicas, políticas e demográficas podem explicar a quantia gasta em meio ambiente pelos estados. Wakim *et al.* (2013) ainda observaram que, apesar de as despesas ambientais terem aumentados ao longo do período, esses gastos continuam incipientes comparados ao montante total das despesas estaduais, significando somente 0,62% dos gastos totais. Esses resultados evidenciam que pouco tem sido feito na área ambiental mesmo com o aumento do discurso da sustentabilidade.

Em uma pesquisa mais recente, realizou-se um estudo dos gastos em gestão ambiental nos estados brasileiros. Dantas *et al.* (2014) realizaram uma pesquisa descritiva sobre todos os estados brasileiros no período de 2004 a 2011. Complementarmente, foi realizada uma comparação entre os gastos ambientais brasileiros com outros países, e os resultados permitiram concluir que os dispêndios financeiros da área ambiental ainda são incipientes diante das despesas totais do país, não representando toda a gama de responsabilidades ambientais do Brasil. Dantas *et al.* (2014) ainda evidenciam a importância dos estudos que utilizam as execuções financeiras ambientais, pois estes devem ser contemplados tanto na análise das políticas públicas, como avanço teórico, quanto para a melhoria na tomada de decisão na alocação de recursos do país, bem como na garantia de maior transparência nas contas públicas.

Também foi discutido por Dantas *et al.* (2014) a necessidade de recursos financeiros suficientes para conduzir a agenda política complexa do meio ambiente. Eles constatam que verbas públicas destinadas à área ambiental são reduzidas se comparadas a outras áreas e ao potencial econômico, portanto são resultados que não representam o modelo de desenvolvimento sustentável. Esse discurso vai ao encontro do que Guimarães *et al.* (1992) e Wakim *et al.* (2013) concluem sobre a insuficiência dos gastos em meio ambiente quanto às necessidades do meio ambiente, demonstrando que, passados mais de vinte anos, a política ambiental brasileira ainda não conseguiu responder efetivamente às pautas ambientais e continua sendo política de segundo plano.

Dantas *et al.* (2014) ainda colocam que fatores como extensão da região, estabilidade econômica e volume de gastos orçamentários gerais, bem como fatores históricos na formação política da região, tendem a ser variáveis que afetam diretamente a alocação de recursos para a gestão pública ambiental, tanto positiva como negativamente. Portanto, talvez por esse motivo, a instabilidade econômica do Brasil, a democracia frágil, a desigualdade social e a falta de conscientização ambiental da sociedade não permitam consolidar uma política pública ambiental capaz de lidar com os assuntos complexos que essa pauta exige.

Algumas limitações foram encontradas na coleta de dados dos gastos em gestão ambiental no trabalho de Dantas *et al.* (2014). A classificação funcional da gestão ambiental compreende um demonstrativo de certa forma fragmentado, o qual não abrange diversas temáticas fundamentais da função gestão ambiental. Essas temáticas não abordadas nas subfunções específicas da gestão ambiental são incluídas na subfunção “outras subfunções”, o que limita o potencial explicativo das análises dos gastos públicos ambientais. Mais uma vez, o trabalho de Dantas *et al.* (2014) reproduz as considerações de Guimarães *et al.* (1992) quando indicam que melhorias devem ser feitas na contabilidade pública brasileira.

Apesar dos avanços na contabilidade pública nos últimos anos, fica evidenciado pelo trabalho de Dantas *et al.* (2014) que melhorias devem ser realizadas para haver maior conformidade com a realidade e, conseqüentemente, para que as análises de maior profundidade possam ser realizadas. Além disso, como todos os trabalhos citados anteriormente, os gastos em meio ambiente ainda são restritos se comparados ao potencial econômico brasileiro e à necessidade de melhorias ambientais, de modo que políticas de desenvolvimento econômico não priorizam a área ambiental, deixando a política pública ambiental sem recursos financeiros para que possam realizar suas funções. Apesar de os fatores econômicos aparentarem ser a principal variável explicativa dos gastos em meio ambiente, outras variáveis devem ser exploradas em trabalhos inferenciais sobre o meio ambiente.

Pode ser observado, assim como no trabalho de Tridapalli *et al.* (2011), que os trabalhos sobre gastos ambientais brasileiros, assim como nos trabalhos internacionais, ainda podem avançar em análises inferenciais. A análise inferencial pode ajudar a análise descritiva a encontrar resultados mais precisos, refutando ou confirmando variáveis que parecem ser explicativas. Além disso, fatores não percebidos com tanta clareza em análises descritivas também podem ser evidenciados nas análises inferenciais. Os resultados explicativos mais precisos podem corroborar para construções de cenários, o que em tese são dados que colaboram para o planejamento e estratégia de gestão.

Nos Estados Unidos, pesquisas que utilizam os gastos em meio ambiente vêm sendo realizadas desde os anos de 1960, procurando analisar as políticas ambientais estaduais com o objetivo de encontrar alguns fatores que influenciam as decisões políticas no meio ambiente e observar o nível de comprometimento ambiental dos estados. Esses estudos ainda buscam compreender as decisões das políticas ambientais por meio de análise de causalidade. Estudos causais que utilizam os gastos ambientais estaduais e municipais foram pouco examinados no Brasil, por isso a seção seguinte aborda os principais trabalhos norte-americanos que utilizam o gasto ambiental, bem como as variáveis explicativas das decisões e implementações da política ambiental.

2.3.1 Estudos das Variáveis Explicativas na Política Pública Ambiental dos Estados

As variáveis explicativas dos gastos ambientais podem ser fatores importantes para a análise de política pública ambiental brasileira, podendo ajudar na construção de uma teoria mais consolidada e no aprimoramento da gestão pública ambiental. Para tanto, por se tratar de um tema novo no Brasil, faz-se necessária a revisão de trabalhos norte-americanos que utilizam essas variáveis explicativas do meio ambiente para a análise, além da averiguação se esses trabalhos também podem ser explorados na realidade brasileira.

Em estudos norte-americanos sobre a política pública ambiental foram utilizados os gastos ambientais estaduais para analisar a influência de questões externas da política ambiental. Alguns estudos utilizaram os gastos ambientais como medida de resultado de políticas públicas, ou seja, como variável dependente (SACCO; LEDUC; 1969, STANTON; WHITEHEAD, 1994; LESTER; LOMBARD, 1993; BACOT; DAWES, 1997). Os gastos ambientais também foram utilizados como variável explicativa para outros indicadores de resultado de política pública ambiental (POTOSKI; WOODS, 2012; NEWMARK; WITKO, 2007). Já em outros trabalhos, apesar de não utilizarem os gastos ambientais como variável,

demonstraram a importância para a análise desta pesquisa, principalmente para as variáveis explicativas, como é o caso do trabalho de Kenski e Kenski (1980).

O trabalho de Sacco e Leduc (1969) foi o estudo mais antigo encontrado nesta pesquisa e abordou as decisões da política ambiental e suas variáveis explicativas, utilizando-se como variável dependente o gasto *per capita* do controle de poluição do ar para analisar o período de 1963 e 1967. Para a hipótese socioeconômica, os autores utilizaram a taxa de urbanização, o potencial de poluição industrial, a renda e a industrialização. Para a hipótese política, estudaram a concorrência interpartidária, a representatividade, a participação dos eleitores, o esforço de controle local e as despesas gerais do Estado. Como conclusão, Sacco e Leduc (1969) evidenciaram que as variáveis urbanização e riqueza do Estado tiveram maior significância.

A questão da urbanização estar relacionada em como os estados gastam em meio ambiente, segundo Segundo Sacco e Leduc (1969), está interligada nas consequências em se morar em perímetros urbanos. Segundo este autor, independente da natureza econômica da região, locais com maior taxa de urbanização resultam em maior densidade populacional, poluição, aumento de transporte em massa e o aumento de eliminação de resíduos, acarretando, assim, em maiores problemas ambientais. Neste sentido, espera-se que quanto maior a taxa de urbanização de um estado, maiores são os gastos públicos em meio ambiente.

Já a capacidade e a saúde econômica do Estado estar relacionada em como se gasta com o meio ambiente é justificada porque os estados com maior capacidade econômica proporcionam maior probabilidade de aplicação de esforços em determinados problemas da sociedade, inclusive os problemas ambientais (DALEY; GARAND, 2005; LOMBARD, 1993). Além disso, como Staton e Whitehead (1994) observam, o aumento na renda *per capita* pode levar ao aumento na disposição dos gastos para a manutenção do meio ambiente, ou seja, quanto maior a renda *per capita* da sociedade, a preocupação com o meio ambiente também pode aumentar. O argumento da renda como uma variável explicativa para as ações ambientais também pode ser vista na Teoria Econômica, e essa relação é exemplificada pela Curva de Kuznets Ambiental, uma analogia à Curva de Kuznets. A Curva de Kuznets Ambiental sugere que, assim como a Curva de Kuznets original da desigualdade social, o aumento da renda de um país influencia na degradação ambiental. Essa influência, ao longo do período, deve receber uma curva semelhante ao “U” invertido, sugerindo que, apesar de a relação do aumento da renda ter influências negativas no meio ambiente no período inicial, em determinado nível de aumento, a renda passa a ser um fator positivo no meio ambiente. Esse movimento é justificado, porque no período inicial do aumento do nível de renda há, também, o aumento na demanda de energia e matéria-prima, o que acarreta maior degradação ambiental. Após avanços na

economia, com o aumento de tecnologias e níveis de estrutura e educação também acrescidos, a renda passa a ser um fator positivo ao meio ambiente, contribuindo para a redução da degradação ambiental (CARVALHO; ALMEIDA, 2010).

Além da renda e de outras variáveis trazidas no trabalho de Sacco e Leduc (1969), no artigo de Kenski e Kenski (1980), a abordagem foi um pouco diferente e teve como objetivo analisar os compromissos ambientais entre os legisladores nos anos de 1973 a 1978. A variável dependente foi a pontuação pró-ambiental sobre as contas julgadas pela liga dos eleitores conservacionistas (VCL) e teve como intuito observar o comportamento de cada parlamentar sobre uma ampla variedade de pautas que envolvem as questões ambientais. Essa variável demonstrou a ideologia partidária dos legisladores perante o meio ambiente.

Ainda no trabalho de Kenski e Kenski (1980), foram citadas como variáveis explicativas três variáveis hipotéticas, sendo a primeira o partidatismo, no qual os estados foram divididos entre democratas e republicanos. Nos Estados Unidos, a representatividade partidária é dada predominantemente por esses dois partidos, tendo papéis bem definidos e caracterizados com ideias antagônicas. Enquanto o Partido Democrata representa a maior liberdade de expressão e um papel maior na função de redistribuição por parte do governo, os Republicanos prezam por um estado mais liberal, uma economia mais livre e ideias mais conservadoras.

Nesse sentido, o estudo de Kenski e Kenski (1980) esperou que os congressistas democratas fossem mais a favor do meio ambiente do que os republicanos. Esse argumento parte do pressuposto de que o crescimento exacerbado do mercado sem freios causa a aceleração da destruição do meio ambiente, o que se torna prejudicial perante a finitude ambiental, corroborando as ideias de Foladori (1999) e Schnaiberg (1997). Sendo assim, partidos com visões mais liberais tendem a restringir a participação do Estado nas decisões ambientais, primeiramente pela diminuição da participação do Estado como um todo e, segundo, pela preferência da saúde econômica diante da saúde ambiental.

No entanto, como ressalta Kenski e Kenski (1980), a hipótese partidária pode ter pouca força de influência nas decisões ambientais, uma vez que tanto os partidos republicanos quanto os partidos democratas prezam em seu discurso a qualidade ambiental aliada ao desenvolvimento econômico. Sendo assim, congressistas das duas bases partidárias podem ter ideologias ambientais mais ou menos fortes, independente do partido representante. Adicionalmente, as questões ambientais em eleições têm pouco peso nas decisões dos eleitores e, por vezes, ficam em planos secundários nas decisões políticas, tanto de democratas como de republicanos (KENSKI; KENSKI, 1980). Nesse caso, a ideologia pode ter maior influência nas decisões ambientais legislativas (KENSKI; KENSKI, 1980). Os autores ainda utilizam como

segunda hipótese a ideologia dos congressistas, sugerindo que congressistas com visões de livre mercado têm ações mais conservadoras perante o tema ambiental, ou seja, priorizam o mercado econômico.

No Brasil, como constatam Paiva *et al.* (2007), o sistema partidário é caracterizado de forma singular, e, após mudanças e fortalecimento da oposição, o sistema partidário brasileiro, antes bipartidário, foi estabelecido de forma pluripartidária a partir da década de 1970. Diante desse quadro, o eleitorado teve de se adaptar à ampla oferta partidária e buscar compreender e diferenciar os perfis ideológicos e programáticos.

Por consequência disso e de outros aspectos, como observam Braga e Pimentel (2011), a literatura especializada aponta o baixo conhecimento das lideranças político-partidárias e certo apartidarismo no Brasil. De certa forma, é constatado que partidos políticos pouco expressam o comportamento dos votos eleitorais brasileiros. No entanto, diante do que se tem visto nas eleições presidenciais dos últimos anos, “a competição eleitoral tem se estruturado em torno de duas organizações partidárias: o Partido Trabalhista (PT) e o Partido da Social Democracia Brasileira (PSDB)” (BRAGA; PIMENTEL, 2011, p. 1).

Apesar de o Brasil não ser constituído por um bipartidarismo e as escolhas do eleitorado não serem diretamente ligadas às ideologias políticas – que no Brasil não são bem consolidadas –, partindo da visão do que Singer (1998) coloca como identificação ideológica, pode-se dizer que o país é constituído por preferências ou posições de esquerda-direita ou liberal-conservador, como nos Estados Unidos. Mesmo que difusas e cognitivamente desestruturadas, a ideologia brasileira pode sinalizar uma orientação política geral do eleitor (CARREIRÃO, 2002).

Neste sentido, os votos nos partidos PT e PSDB, abordados por Braga e Pimentel (2011), podem de alguma maneira demonstrar a identificação ideológica da sociedade brasileira, mesmo que de forma centralizada entre esquerda e direita, como é identificado no trabalho de Carreirão (2002, p. 1): “há realmente uma correlação, de intensidade média moderada, entre o posicionamento numa escala esquerda-direita e o voto para presidente, para o conjunto do eleitorado”.

Portanto, como abordado por Kenski e Kenski (1980), nos Estados Unidos, o partidarismo e a ideologia também podem ser mensurados no Brasil como variáveis explicativas das questões ambientais, uma vez que a hipótese é de que eleitores com ideologias mais esquerdistas terão maior apelo ambiental, pois tendem a preferir a presença de um Estado mais forte, com ações mais redistributivas e sociais. No caso de eleitores de ideologia de direita, a propensão está nas regulações do próprio mercado e suas preocupações estão voltadas principalmente à saúde econômica do país. Essa variável pode ter delineamentos mais

acentuados nos Estados Unidos, uma vez que as ideologias são mais polarizadas e bem definidas.

Voltando ao trabalho de Kenski e Kenski (1980), como última hipótese, foi utilizado o regionalismo, hipótese essa que pretendeu captar as características regionais de cada estado, bem como as características urbanísticas. Para tanto, os estados foram divididos em cinco regiões dos Estados Unidos e esperou-se que estados da Região Sul fossem menos favoráveis à legislação ambiental, uma vez que são estados cujas populações são mais pobres, cujos cidadãos são mais conservadores e cujos estados sediam grandes indústrias e áreas rurais. Quanto aos estados da Região Leste, esperou-se que tivessem as melhores pontuações, já que levam em sua cultura maior preocupação ambiental. Por fim, para averiguar a parte urbana, esperou-se que, em bairros rurais, os membros congressistas tivessem maiores dificuldades em tomar uma postura ambiental.

A questão do regionalismo no Brasil pode ter relevâncias semelhantes ao dos Estados Unidos, pois, como discutido no texto de Seghezzeo (2009), os locais são fontes de fatos, identidades e comportamentos, além de incorporarem noções de cultura e modos de vida locais. Dessa maneira, as regiões brasileiras podem transparecer, de certa maneira, as culturas ambientais e a identidade de cada local do Brasil. Para a Região Sul e Sudeste, esperam-se que os gastos ambientais sejam maiores, pois são regiões mais desenvolvidas e com níveis de educação maiores. Acredita-se que em regiões mais ricas é desenvolvido maior senso crítico em relação a questões ambientais, já que em regiões mais pobres esperam-se que as preocupações primordiais estejam sobre questões de desigualdade social, fome e pobreza. Segundo Fulai (1997), as crises sociais e econômicas tendem a focar a atenção do Estado sobre as questões de curto prazo, o que, por vezes, exclui a questão do meio ambiente. Ademais, por ser um país de extensa área, as regiões brasileiras podem também evidenciar questões da própria natureza, e um exemplo disso é que, em regiões mais secas do Brasil, esperam-se mais gastos com recursos hídricos.

Outra questão de relevância para as questões ambientais no Brasil, como ressaltado acima, é o fator cultural dos estados brasileiros. Segundo o Ministério Público Federal (MPF) (2016), “o direito fundamental ao meio ambiente sadio e ecologicamente equilibrado, essencial à qualidade de vida, engloba também a dimensão cultural”. O patrimônio cultural pode ser entendido como um conjunto de bens, materiais ou imateriais, podendo ser eles o próprio meio ambiente, que manifestam a história e a cultura de um povo, uma comunidade ou um país (MPF, 2016). Deste modo, a preservação da cultura de um estado também engloba a própria preservação do meio ambiente, e o inverso também é verdadeiro.

Voltando aos trabalhos norte-americanos, uma década depois do trabalho de Kenski e Kenski (1980), Lester e Lombard (1990) realizaram uma análise crítica sobre os tipos de pesquisas citadas acima na área de política pública ambiental. Entre algumas críticas estão a falta de uma teoria para a análise, dependência de pesquisas transversais invés de longitudinais, medidas limitadas de esforços ambientais e técnicas inadequadas de análise. Entre as medidas de esforço ambiental, eles citam dois tipos de indicadores que podem ser utilizados, os indicadores fiscais e os indicadores não fiscais. Entre os indicadores fiscais estão as despesas em meio ambiente, um exemplo são os gastos em proteção ambiental dos estados. Para os indicadores não fiscais, Lester e Lombard (1990) citam um *ranking* com os principais compromissos ambientais dos órgãos ambientais estaduais.

Segundo Lester e Lombard (1990), dentro da literatura sobre política ambiental estadual, há pelo menos quatro explicações básicas para as respostas políticas quanto aos problemas ambientais. São elas o argumento de gravidade dos problemas ambientais, o argumento da riqueza, o argumento do partidarismo e o argumento da capacidade organizacional. O primeiro argumento, o da gravidade, sugere que o crescimento e a concentração populacional e industrial, bem como o consumo crescente de bens e serviços, criam graves problemas de poluição que, por sua vez, provocam fortes pressões para as políticas ambientais. Sendo assim, sugerem-se que as diferenças entre a gravidade ambiental dos estados influenciam nas diferentes políticas ambientais estaduais.

O argumento da riqueza sugere que os recursos socioeconômicos de um estado ou da sociedade influenciam no compromisso ambiental, dessa forma estados com maiores recursos fiscais gastam mais com a proteção ambiental. Segundo Lester e Lombard (1990), existem pesquisas que são avessas a essa hipótese, considerando que a política ambiental, por não ser prioritária, não sofre influência direta da riqueza de um estado, mas diversas pesquisas concluíram que a riqueza tem significância na variação dos esforços de proteção ambiental (LESTER; LOMBARD, 1990).

Como terceiro argumento, sendo a generalização mais comum da literatura, Lester e Lombard (1990) citam o partidarismo, assim como Kenski e Kenski (1980) explicam-no. Como último argumento, Lester e Lombard (1990) citam as reformas administrativas e legislativas como potenciais preditores da execução da política ambiental. Órgãos e secretarias ambientais com estruturas mais consolidadas corroboram com a construção de burocracias mais delineadas e organizadas que, por sua vez, aumentam o controle e as execuções na área. O profissionalismo dos funcionários, bem como dos legisladores também podem influenciar em decisões mais sensíveis às necessidades do meio ambiente, o que acarretaria maior compromisso ambiental.

Por último, estão as contribuições que as outras esferas de governo podem atribuir aos compromissos ambientais dos estados, uma vez que os setores públicos estão interligados a diversas funções e recursos.

Como é observado por Lester e Lombard (1990), o campo da política ambiental ainda é estéril de uma teoria genuína, o que dificulta a construção de modelos e análises da área; nesse caso, análises multivariadas são interessantes de serem testadas. Além desse ponto, o tempo é um medidor importante na política ambiental, pois as políticas se modificam com o tempo e criam situações diferentes durante os anos. Sendo assim, estudos longitudinais são de grande importância na avaliação dos determinantes do compromisso ambiental.

Além dos quatro argumentos levantados por Lester e Lombard (1990), no Brasil outro argumento pode ter igual relevância, principalmente pela maior desigualdade social em que o país se encontra. Acredita-se que haja um relação positiva entre o aumento dos gastos ambientais e o desenvolvimento humano da população de um estado. Neste trabalho acredita-se que a identificação das prioridades ambientais esteja ligada a um processo de identificação social sobre os problemas ambientais. Como ressalta Fulai (1997), o consenso social sobre os problemas ambientais depende da disponibilidade de informações, bases de dados e indicadores disponíveis ao público. Esse pressuposto faz crer que, em lugares onde haja maior desenvolvimento humano, ou seja, maior abertura para educação, saúde e renda, também deva haver maior consenso da sociedade sobre questões ambientais, como o desenvolvimento sustentável e a conservação do meio ambiente (BALDERJAHN, 1988).

Outros estudos norte-americanos foram realizados ao longo do tempo, o que possibilitou a averiguação de outras variáveis explicativas das questões ambientais, como é o caso do trabalho de Lombard (1993). Este autor deu continuidade a seus estudos e realizou uma pesquisa comparativa, de 1980 a 1990, sobre as determinantes da gestão da qualidade do ar nos estados. Como variável dependente dessa pesquisa, Lombard (1993) utilizou o número total de ações de fiscalização estaduais tomadas contra os responsáveis pelas fontes de poluição. Como variáveis explicativas, também chamadas de independentes, utilizou como base os argumentos do artigo de Lester e Lombard (1990), sendo eles as demandas políticas, a riqueza econômica, a capacidade administrativa e a gravidade do problema.

Nas demandas políticas, além do partidarismo, foram incluídos no trabalho de Lombard (1993) os grupos de interesses industriais e ambientais. Nesse argumento, julgou que os afetados pelas ações de proteção ambiental estatais ou pelas degradações ambientais pressionam os legisladores, bem como o executivo, a tomar decisões conforme a sua necessidade (HAYS, 2000). Esse jogo de força faz com que políticas ambientais sejam mais ou

menos incrementadas perante às necessidades sociais sobre o meio ambiente. Hays (2000) acrescenta que as questões complexas da política ambiental fazem as demandas dos grupos de interesse, antes influentes somente no legislativo, passarem, também, a demandar pressões para o executivo.

Para a hipótese de a capacidade administrativa dos órgãos ambientais influenciar nas ações ambientais estaduais, Lombard (1993) usou como variáveis explicativas os gastos dos estados para a qualidade do ar, a burocracia, o gasto federal para a qualidade do ar, a atividade de fiscalização, o gasto local para a qualidade do ar e o número de agências locais. Já para o argumento da capacidade econômica, foram utilizadas as variáveis gastos totais dos estados e a renda *per capita* do estado. Para o argumento da gravidade do problema ambiental, Lombard (1993) utilizou o número de empregados envolvidos nas fábricas mais poluidoras dos estados.

No estudo de Stanton e Whitehead (1994), foram trabalhadas duas variáveis dependentes: os gastos em meio ambiente dos estados destinados à *qualidade do ar e da água*. Para cada variável dependente, utilizou-se um grupo de variáveis explicativas diferentes, mas que explicitavam as mesmas hipóteses. Foram utilizadas variáveis já citadas anteriormente, como é o caso da renda *per capita*, o partidarismo, a ideologia e as leis federais. Como variáveis explicativas dos problemas ambientais, foi utilizada a densidade demográfica. Nesse trabalho também foi utilizada como variável explicativa a quantidade de terras estatais de cada estado, e esperou-se que, quanto maior o espaço de terra estatal, maior deva ser o gasto para a sua manutenção. Nessa pesquisa, o método utilizado foi a estimativa transversal, o que limitou a dinâmica das políticas ambientais, principalmente no que se refere aos regulamentos. Para diminuir essa limitação, foram realizados testes para cada ano e depois estes foram comparados ano a ano. Como resultado, algumas variáveis, como ideologia e interesses especiais, foram significativas para alguns anos, já outras variáveis, como partidarismo e riqueza econômica, não foram significativas para explicar os gastos com a qualidade ambiental.

No trabalho de Hays *et al.* (1996), a variável dependente selecionada foi o compromisso ambiental, o qual foi construído com base nos índices FREE¹ e Green². Esses indicadores foram criados nos Estado Unidos em algumas épocas específicas e abarcaram diversas questões relacionadas ao compromisso dos estados sobre a qualidade do meio ambiente. Como variáveis independentes, Hays *et al.* (1996) utilizaram seis variáveis. Para a gravidade do problema

¹ Índice FREE: o Fundo para as Energias Renováveis e Meio Ambiente (FREE, 1987) publicou um índice da força dos programas estaduais de meio ambiente. Os componentes do índice incluem leis estaduais sobre a qualidade do ar, resíduos perigosos e poluição das águas subterrâneas.

² Índice Green: Hall e Kerr (1991) compilou o Índice Green amplamente citado do estado e da saúde ambiental de 256 medidas de ordem pública e qualidade ambiental.

ambiental, utilizaram um inventário de lançamentos tóxicos da agência de proteção ambiental do ar, da água e da terra. Para mensurar os recursos econômicos, medidas de renda *per capita* e de saúde fiscal, como a diferença entre receita e despesas, foram utilizadas na pesquisa. Para as questões políticas, foram utilizados o indicador de Erikson, que mede a opinião pública segundo a ideologia liberal ou conservadora. Como variáveis que medem os grupos de interesse ambiental, foram utilizados dados do Sierra Club, Greenpeace e a da Federação Nacional de Vida Selvagem. Já para as variáveis que medem os grupos de interesse industrial, foi utilizado o número de empregados em indústrias transformadoras.

Para as atividades federais, Hays *et al.* (1996) utilizaram o número de notificações formais de violação, ações administrativas e cíveis ajuizadas pela EPA federal, esperando-se que a relação fosse positiva. Para a elite ideológica, foi também utilizado o Índice de Erikson e, para as características institucionais, medidas do profissionalismo legislativo foram consideradas como relação positiva ao compromisso ambiental.

No trabalho de Bacot e Dawes (1997), é feita uma análise com duas variáveis dependentes representando os resultados das políticas ambientais estaduais. O intuito deste trabalho foi enfrentar uma luta metodológica que assola a investigação da política ambiental. Para isso, foi utilizada uma variável dependente fiscal e uma não fiscal. Para a variável fiscal, foram utilizadas as despesas em meio ambiente. Para a variável não fiscal, a força programática foi exemplificada por um ranqueamento de legislações e programas implementados pelos estados. Como variáveis explicativas, foram utilizadas as mesmas para os dois modelos, sendo elas o indicador de poluição, a população, o grupo de força ambiental, a Região Sul – obtendo como região avessa aos programas e ações ambientais –, os grupos de força industrial, a saúde fiscal, a ideologia estadual, a “superagência” e as EPAs estatais.

Em resumo, Bacot e Dawes (1997) concluem que os dois modelos são viáveis, mas que as despesas em meio ambiente demonstraram mais robustez explicativa. No caso das variáveis, a severidade do problema demonstrou ser o fator mais significativo para a pesquisa, já os grupos de interesse e as questões administrativas não tiveram significância para os modelos.

Nos estudos que se seguiram (DALEY; GARAND, 2005; NEWMARK; WITKO, 2007; NILES; LUBELL, 2012; KONISKY; WOODS, 2012; POTOSKY; WOODS, 2012), as variáveis explicativas foram basicamente sendo construídas com apoio nos quatro argumentos principais citados por Lester e Lombard (1990), sendo eles as demandas políticas, a riqueza econômica, a capacidade administrativa e a gravidade do problema, já as variáveis dependentes seguiram o contexto das questões fiscais e não fiscais de Bacot e Dawes (1997).

Vale ressaltar que as variáveis trabalhadas em cada pesquisa partem de objetivos específicos, que nem sempre pretendem capturar a mesma característica da política ambiental estadual. Como Konisky e Woods (2012) acrescentam, além da conveniência analítica, tais como cobertura de acessibilidade e tempo dos dados, as escolhas das variáveis devem partir, principalmente, da captura das dimensões teóricas que cada trabalho pretende atingir. Desta maneira, a escolha das variáveis são peças fundamentais para que os modelos possam responder aos objetivos pretendidos da pesquisa.

Para o resumo das variáveis utilizadas pelos trabalhos pesquisados, foi construída uma “tabela-síntese”, dividida por quatro hipóteses explicativas básicas para o compromisso ambiental dos estados:

Quadro 2 - Síntese das variáveis explicativas das políticas ambientais estaduais

Variáveis	Relação	Autores
Variáveis explicativas socioeconômicas		
Capacidade e saúde econômica (renda/PIB)	Positiva	Sacco e Leduc (1969), Stanton e Whitehead (1994), Lombard (1993), Newmark e Witko (2007), Konisky e Woods (2012), Hays e Esler (1996), Daley e Garand (2005).
Industrialização	Positiva	Sacco e Leduc (1969).
Número de funcionários em empresas altamente poluidoras	Positiva	Stanton e Whitehead (1994) e Sacco e Leduc (1969).
Despesa geral	Positiva	Lombard (1993) e Sacco e Leduc (1969).
Recursos fiscais	Positiva	Lombard (1993).
Despesa controle da poluição do meio ambiente (ar/água/poluição/geral) *	Positiva	Sacco e Leduc (1969), Stanton e Whitehead (1994), Lombard (1993), Potoski e Woods (2012), Newmark e Witko (2007), Konisky e Woods (2012), Bacot e Dawes (1997).
“Superfundo” federal	Positiva	Daley e Garand, (2005).
PIB industrial	Positiva	Konisky e Woods (2012).
Variáveis explicativas políticas/sociais		
Concorrência interpartidária	Positiva / Negativa	Sacco e Leduc (1969).
Participação/opinião dos eleitores	Positiva / Negativa	Sacco e Leduc(1969), Hays e Esler (1996).
Esforço de controle local	Positiva / Negativa	Sacco e Leduc (1969).
"sobre representação"		Sacco e Leduc (1969).
Filiação partidária	Positiva / Negativa	Stanton e Whitehead (1994); Lombard (1993); Kenski e Kenski (1980); Konisky Woods (2012).
Ideologia (LCV/CCSR/Índice de Erikson)	Positiva / Negativa	Stanton e Whitehead, (1994), Kenski e Kenski (1980), Newmark e Witko (2007), Konisky e Woods, (2012), Bacot e Dawes (1997), Hays e Esler (1996), Daley e Garand (2005).

Grupos de pressão/ interesse industrial e de negócios	Negativa	Lombard (1993), Konisky e Woods (2012), Potoski e Woods (2012), Newmark e Witko (2007), Hays e Esler (1996), Daley e Garand (2005).
Grupos de pressão/interesse ambiental (Sierra Club)	Positiva	Konisky e Woods (2012), Potoski e Woods (2012), Newmark e Witko (2007), Bacot e Dawes (1997), Hays e Esler (1996) e Daley e Garand (2005).
Urbanização	Positiva	Sacco e Leduc, (1969).
Região	Positiva / Negativa	Lombard (1993), Kenski e Kenski (1980), Newmark e Witko (2007), Bacot e Dawes (1997), Daley e Garand (2005).
Compromisso Ambiental (Índice FREE e Verde) *	Positiva	Kenski e Kenski (1980), Konisky e Woods (2012), Hays e Esler (1996), Daley e Garand (2005).
Educação	Positiva	Daley e Garand (2005).

Variáveis explicativas do meio ambiente

Densidade demográfica	Positiva	Stanton e Whitehead (1994), Lombard (1993), Daley e Garand (2005).
Entropia	Negativa	Potoski e Woods (2012).
Fontes de poluição	Positiva / Negativa	Potoski e Woods (2012), Newmark e Witko (2007), Konisky e Woods (2012), Bacot e Dawes (1997), Hays e Esler (1996), Daley e Garand (2005).
Dimensão geográfica		Potoski e Woods (2012), Newmark e Witko (2007).
População	Positiva	Newmark e Witko (2007), Bacot e Dawes (1997).

Variáveis explicativas de capacidade estrutural

Burocracias	Positiva	Stanton e Whitehead (1994), Lombard (1993), Konisky e Woods (2012), Daley e Garand (2005).
Terras do Estado (federal)	Positiva	Stanton e Whitehead (1994).
Implementação da lei	Positiva	Stanton e Whitehead (1994).
Licenças	Positiva	Stanton e Whitehead (1994).
Programas de monitoramento*	Positiva	Potoski e Woods (2012).
Ações de fiscalização*	Positiva	Lombard (1993), Potoski e Woods (2012), Hays e Esler (1996).
Agências locais de qualidade ambiental	Positiva	Lombard (1993).
Normas Estatais *	Positiva	Potoski e Woods (2012).
Desempenho ambiental (Índice Forbes/Levinson)	Positiva	Konisky e Woods (2012).
Profissionalismo	Positiva	Konisky e Woods (2012) e Hays e Esler (1996).
Força programática (Legislação + Implementação) *	Positiva	Bacot e Dawes (1997) e Daley e Garand (2005).
"Superagencia"	Positiva	Bacot e Dawes, (1997).
Mini EPA	Positiva	Daley e Garand (2005).

Fonte: Elaborado pela autora (2016).

*Esta variável foi utilizada como variável explicativa e dependente nos trabalhos citados. Nesta pesquisa foi utilizado como variável dependente, mensurado pelo gasto em gestão ambiental dos estados brasileiros.

Como pôde ser observado ao longo deste item, os trabalhos norte-americanos utilizaram os gastos em meio ambiente como variável dependente ou independente, sobre a qual consideram diversas variáveis explicativas (ver Quadro 2) para tentar compreender os

determinantes das ações dos governos estaduais ao enfrentar problemas ambientais. Esses trabalhos recorreram a técnicas inferenciais, como a regressão múltipla (STANTON; WHITEHEAD, 1994; BACOT; DAVES, 1997; NEWMARK; WITKO, 2007; KONISKY; WOODS, 2012), tentando refutar ou confirmar as hipóteses teóricas e, em alguns casos, abrir espaço para novas hipóteses explicativas para as ações públicas ambientais. Como visto anteriormente, no Brasil, estudos feitos sobre os gastos ambientais estaduais (WAKIM *et al.*, 2013; GUIMARÃES *et al.*, 1992; DANTAS *et al.*, 2014) não utilizaram esse tipo de análise, evidenciando a necessidade de estudos explicativos, como o caso da regressão, para os gastos dos estados em meio ambiente.

A partir do levantamento feito dos trabalhos norte-americanos que utilizaram variáveis explicativas ambientais e os gastos públicos como forma de análise, pôde-se concluir que, em muitos casos, as variáveis explicativas utilizadas também podem ter relevância na realidade brasileira; entre as hipóteses teóricas levantadas, encontram-se questões econômicas, políticas, ambientais/demográficas e de estruturas administrativas do meio ambiente.

No Brasil, por conter um menor número de informações e estudos sobre os gastos em meio ambiente, a coleta de variáveis fica mais restrita do que nos Estados Unidos, fato que prejudica a análise multivariada e a padronização dos dados. De qualquer forma, a boa oferta de dados sociais, econômicos e demográficos por instituições de pesquisa como IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), IPEA (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada), órgãos de classe e institutos estaduais de pesquisa já permitem que se avance nos estudos explicativos dos gastos ambientais no Brasil.

Algumas questões podem limitar esta pesquisa, como é o caso do pluralismo temático do meio ambiente. A questão ambiental é influenciada por diversas variáveis e muitas delas de difícil mensuração. Como observado no Quadro 2, existem diversas maneiras de mensurar uma hipótese explicativa das ações públicas no meio ambiente. Muitos autores (KONISKY; WOODS, 2012, NILES; LUBELL, 2012; LESTER; LOMBARD, 1990; ALONSO; COSTA, 2002) discutem a interdisciplinaridade da questão ambiental, ressaltando a dificuldade em tratar a questão da política ambiental. Lubell e Niles (2012) acrescentam que a análise dos resultados das políticas ambientais sobre o meio ambiente ainda é pouco investigada e há a necessidade de mais pesquisas empíricas para que exista redução das incertezas e das complexidades já intrínsecas à questão ambiental.

Nos estudos brasileiros, a carência por indicadores e índices de qualidade ambiental, que abarquem todo o território, faz com que estudos de avaliação e compreensão da política ambiental sejam, em maior parte, somente realizados em níveis locais, e, como ressaltam

Alonso e Costa (2002), e com pouca discussão teórica. Uma melhor discussão teórica e uma base de dados mais abrangente das políticas ambientais podem auxiliar a mensuração do desempenho do setor público ambiental.

Este estudo procurou preencher uma lacuna que há na análise e nas políticas públicas ambientais, tratada de formas segmentadas e locais. Discussões sobre o que tem sido feito e quais fatores influenciam na execução da política ambiental de uma maneira mais abrangente podem ajudar a traçar condicionantes fixos das ações ambientais e, assim, colaborar para a construção da temática ambiental de forma mais clara, sem deixar de lado suas características complexas. A tentativa de mensurar variáveis explicativas da política ambiental não fere a realidade complexa do tema, uma vez que procura analisá-la de forma multivariada. O próximo capítulo objetivou, portanto, traçar os caminhos metodológicos desta pesquisa, nele foram demonstradas as variáveis explicativas e as técnicas utilizadas para a análise dos dados.

3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Este capítulo tem como objetivo apresentar os procedimentos adotados para a verificação e a análise das variáveis explicativas dos gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros. O capítulo está dividido em classificação geral da pesquisa, coleta de dados e população, instrumentos de coleta de dados, definição operacional das variáveis, análise de dados, síntese estratégica da pesquisa.

3.1 CLASSIFICAÇÃO GERAL DA PESQUISA

Esta pesquisa classifica-se como quantitativa, exploratória, descritiva e causal. Foram estudados os gastos em gestão ambiental dos 26 estados brasileiros, além do Distrito Federal. A classificação segundo a natureza dos dados é quantitativa e justifica-se tanto na coleta de dados como em suas análises, já que nessas duas etapas buscaram-se a quantificação e apropriação de técnicas estatísticas.

Quanto aos objetivos do trabalho, esta pesquisa classifica-se como causal, exploratória e descritiva. Segundo Hair *et al.* (2009, p. 86), “os planos de pesquisa descritiva em geral são estruturados e especificamente criados para medir as características descritas em uma questão de pesquisa”. Utilizando a teoria para guiar o processo de mensuração, este trabalho empregou a pesquisa descritiva para responder ao primeiro objetivo específico, que é descrever a evolução dos gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros no período de 2002 a 2012. Nesta etapa, mapearam-se as tendências ao longo do tempo e entre os estados sobre como são despendidos os gastos em gestão ambiental nos estados brasileiros.

A pesquisa também se classifica como exploratória, já que não somente propõe descrever o comportamento dos fenômenos (COLLINS; HUSSEY, 2005) – no caso os gastos ambientais nos estados –, mas também discutir suas possíveis contribuições para a política ambiental brasileira estadual, bem como estudar as características das variáveis explicativas, ainda não bem definidas no contexto brasileiro. Dessa forma, além da utilização de categorias de análise já existentes, foram incorporadas categorias próprias ou modificadas para a realidade brasileira, buscando, assim, a comprovação ou a refutação de hipóteses ainda não testadas nesse contexto, ou até mesmo a proposição de novas hipóteses e temas para futuras pesquisas.

Essas características vão ao encontro do que Collins e Hussey (2005, p. 24) dizem a respeito da pesquisa exploratório-analítica: “é uma continuação da pesquisa descritiva. [...] analisando e explicando porque [*sic*] ou como os fatos estão acontecendo. [...] descobrindo e

mensurando relações causais entre eles”. É nesse sentido, também, que a pesquisa se torna explicativa/causal, sendo nessa etapa que, de fato, responde-se ao objetivo geral da pesquisa, que é mensurar em que medida as variáveis explicativas influenciam no gasto ambiental dos estados. Segundo Hair *et al.* (2009, p. 89), “uma relação causal significa que uma mudança em um evento provoca uma mudança correspondente em outro evento”. Nessa etapa, foi realizada a análise de regressão, responsável por medir as relações e causas das variações dos gastos ambientais dos estados brasileiros.

Adicionalmente, segundo as fontes de informação, esta pesquisa se classifica como documental, pois buscam-se investigar documentos com a finalidade de comparar tendências, diferenças e mensurar variáveis explicativas do gasto ambiental. Esses documentos foram estudados ao longo do tempo, o que também caracteriza a pesquisa como longitudinal.

3.2 COLETA DOS DADOS

Esta pesquisa é essencialmente trabalhada com fontes secundárias. Foram coletados dados dos gastos públicos dos estados disponibilizado no sistema Finanças do Brasil (FINBRA), da Secretaria do Tesouro Nacional (STN). Especificamente, foram coletados os gastos por funcionalidade geral e os gastos na função 18 – Gestão Ambiental, bem como suas subfunções. Foram considerados os gastos públicos nos valores empenhados. Para as variáveis explicativas, foram coletados dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) no banco de dados SIDRA, como PIB, densidade demográfica, renda e população. Dados relacionados ao número de trabalhadores em determinadas atividades foram coletados no banco de dados da RAIS – Ministério do Trabalho e Emprego. Os valores monetários foram atualizados para janeiro de 2014, início da pesquisa, pelo índice IGP-DI, da fundação Getúlio Vargas. Os dados foram coletados no período de 2002 a 2012, início da disponibilidade dos gastos em gestão ambiental dos estados, e o ano mais recente de padronização dos dados, como no caso do PIB, disponibilizado até 2012, pelo banco de dados SIDRA, do IBGE.

3.2.1 População e Amostra

Este trabalho caracteriza-se como uma pesquisa censitária, em que foram estudados os estados brasileiros, mais o Distrito Federal (Quadro 3).

Quadro 3 - Universo da pesquisa – Estados brasileiros

ESTADOS BRASILEIROS E DISTRITO FEDERAL	
ACRE	PARAÍBA
ALAGOAS	PERNAMBUCO
AMAZONAS	PIAUI
AMAPÁ	PARANÁ
BAHIA	RIO DE JANEIRO
CEARÁ	RIO GRANDE DO NORTE
DISTRITO FEDERAL	RONDÔNIA
ESPÍRITO SANTO	RORAIMA
GOIÁS	RIO GRANDE DO SUL
MARANHÃO	SANTA CATARINA
MINAS GERAIS	SERGIPE
MATO GROSSO DO SUL	SÃO PAULO
MATO GROSSO	TOCANTINS
PARÁ	

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base em informações coletadas no IBGE (2014).

Foram escolhidos os estados brasileiros, porque são por intermédio deles que políticas ambientais federais e municipais comunicam-se. Além disso, os estados são os principais atores na formulação e na execução das políticas ambientais (RABE, 2010). É também na esfera estadual que características das políticas ambientais podem ser estudadas de forma abrangente, pois os estados, diferentemente da esfera federal e municipal, propiciam capturar informações regionais, como cultura, política e demografia, sem deixar de analisar todo o território brasileiro, permitindo, assim, análises comparativas de cada região e entre regiões.

3.2.2 Definição Operacional das Variáveis

Considerando a revisão empírica e teórica da análise dos gastos ambientais e suas variáveis explicativas, este trabalho testa três das quatro principais hipóteses sugeridas por Lester e Lombard (1990), que podem ser medidas por diversas variáveis, demonstradas no capítulo anterior. As hipóteses e variáveis foram readaptadas para o contexto brasileiro. Algumas variáveis não puderam ser testadas pela falta de disponibilidades dos dados padronizados, como é o caso de variáveis que mensuram os problemas ambientais específicos. Outros dados não foram utilizados, pelo teor do conteúdo ser um tanto subjetivo, como é o caso dos dados do ESTADIC (Pesquisa de Informações Básicas Estaduais), do IBGE, em que constam informações das estruturas administrativas ambientais dos estados, como o número de secretarias ambientais, os números de funcionários e as titulações nas secretarias e conselhos ambientais existentes nos estados. A introdução dos dados da estrutura administrativa ambiental dos estados exigiria uma

avaliação minuciosa e a construção de um indicador que os resumissem. Dessa maneira, por não ser objetivo do trabalho a criação de um indicador, preferiu-se a retirada dessas informações.

- *Hipótese 1:* Questões socioeconômicas influenciam na quantia gasta em meio ambiente nos estados brasileiros. Para testar esta hipótese, algumas variáveis foram utilizadas:

Tabela 1 - Variáveis explicativas econômicas

Variáveis	Anos coletados	Fonte	Relação esperada	Autores
Renda per capita (REN_PC)	2002 a 2012	DATASUS (IBGE)	Positiva	Sacco e Leduc (1969), Stanton e Whitehead (1994), Lombard, 1993; Newmark e Witko, (2007); Konisky e Woods, 2012; Hays e Esler, (1996); Daley e Garand, (2005).
Produto Interno Bruto (PIB)	2012	SIDRA (IBGE)	Positiva	Sacco e Leduc (1969); Stanton e Whitehead, 1994; Lombard (1993); Newmark e Witko (2007); Konisky e Woods (2012); Hays e Esler (1996); Daley e Garand (2005).
Gasto geral (G_T)	2012	FINBRA (STN)	Positiva	Lombard (1993); Sacco e Leduc (1969).
Gasto em gestão ambiental* (G_A)	2002 a 2012	FINBRA (STN)	-	Sacco e Leduc (1969); Stanton e Whitehead (1994); Lombard, (1993); Potoski e Woods, (2012); Newmark e Witko (2007); Konisky e Woods (2012); Bacot e Dawes (1997).
PIB industrial (PIB_IND)	2002 a 2012	SIDRA (IBGE)	Positiva	Konisky e Woods (2012); Sacco e Leduc (1969).
PIB agropecuário (PIB_AGR)	2002 a 2012	SIDRA (IBGE)	Negativa	Konisky e Woods, (2012); Sacco e Leduc (1969).
Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS)	2012	FINBRA (STN)	Positiva	Sacco e Leduc (1969); Stanton e Whitehead (1994); Lombard (1993); Newmark e Witko (2007); Konisky e Woods (2012); Hays e Esler (1996); Daley e Garand (2005).

Fonte: Elaborado pela autora (2016).

* Variável dependente neste trabalho.

Como variável dependente, foi utilizado o gasto com o meio ambiente. Essa variável foi medida pelo gasto na função gestão ambiental, coletado no banco de dados FINBRA, da STN, na execução orçamentária de cada ano de exercício, utilizado em valores absolutos e atualizado pelo IGP-DI de janeiro de 2014. Preferiu-se estudar os gastos ambientais em sua forma absoluta, e não *per capita*, assim como nos trabalhos de Newmark e Witko (2007) e Konisky e Woods (2012), porque acredita-se que os gastos ambientais estaduais são despendidos conforme uma gama de fatores que, muitas vezes, não podem ser mensurados individualmente, sendo muitas vezes despendidos em assuntos relacionados aos problemas ambientais de uma região, e não em ações destinadas a pessoas de forma individual. Além disso, as resoluções ambientais têm impactos complexos e podem atingir pessoas de diversas regiões, ou até mesmo de gerações

diferentes. Sendo assim, estudar os gastos ambientais em valores totais pareceu melhor para captar o formato em que estão distribuídos os gastos ambientais estaduais. Para a questão populacional de cada estado, foi utilizada a variável independente população. Apesar da escolha por estudar os gastos ambientais em valores absolutos, com o intuito de averiguar estatisticamente se de fato o modelo com gastos ambientais em valores absolutos era o melhor para os dados, o mesmo modelo de regressão foi rodado para teste, mas com a variável dependente gasto em gestão ambiental *per capita*, na qual os resultados confirmaram que o modelo com gastos ambientais em valores absolutos era o melhor a ser aplicado para os modelos de regressão deste trabalho.

Como variáveis explicativas para a capacidade e a saúde econômica, foram utilizados o Produto Interno Bruto (PIB), a Renda *per capita* – que é a soma dos rendimentos (salários) divididos pelo número de habitantes de cada estado –, ambos disponibilizados no IBGE, e o Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS), disponível no banco de dados FINBRA da STN. O PIB foi coletado a preços correntes (em mil reais) e atualizados pelo IGP-DI de janeiro de 2014, assim como a renda *per capita*. O ICMS foi coletado a preços correntes, na execução orçamentária de cada ano de exercício, e atualizado pelo IGP-DI de janeiro de 2014. Neste trabalho espera-se que ocorra uma relação positiva entre a renda *per capita* e os gastos ambientais por todo o período estudado. Sendo assim, a Renda *per capita*, o PIB e o ICMS sugerem que, quanto maior o poder aquisitivo de uma população, maior riqueza econômica do estado e maior arrecadação do imposto sobre a circulação de mercadorias de um estado, maior será o gasto com o meio ambiente.

Para a variável gasto total, esperou-se comportamento semelhante às variáveis anteriores, ou seja, se um estado tem maior quantia para gastar com suas obrigações, maior será a quantia gasta com o meio ambiente. Esses dados foram coletados no banco de dados FINBRA, da STN, na execução orçamentária de cada ano de exercício, utilizados em valores absolutos e atualizado pelo IGP-DI de janeiro de 2014.

Por último, foram utilizadas as variáveis PIB industrial e PIB agropecuário. Os dados foram coletados no banco de dados SIDRA, no *site* do IBGE e mensurados a preços correntes (em mil reais) e atualizados pelo IGP-DI de janeiro de 2014. No presente trabalho, esperou-se que o PIB industrial tivesse relação positiva com os gastos dos estados em meio ambiente, já que, para a hipótese política, empregou-se a variável trabalhadores em áreas potencialmente poluidoras.

Para a variável PIB agropecuário, esperou-se uma interferência semelhante, mas contrária ao PIB industrial. Esperou-se que quanto maior fosse o PIB agropecuário, menor seria o gasto

com o meio ambiente. Além da questão econômica do PIB agropecuário sobre o gasto ambiental, existe a possibilidade de grupos de interesse agropecuários serem avessos às ações pró-meio ambiente, em razão da interferência das ações ambientais nos negócios agropecuários, tornando-os mais custosos.

Para a análise de regressão em painel, foi necessária a exclusão da variável PIB total, para que não ocorresse correlações entre variáveis, já que foram utilizadas as variáveis PIB industrial e PIB agropecuário, pertencentes ao PIB total. No intuito de sintetizar as duas variáveis, PIB industrial e PIB agropecuário, para a análise de regressão em painel, foi feito o percentual de PIB industrial sobre o PIB agropecuário (IND_AGR), já que a teoria sugere que o PIB industrial tenha relação positiva com o meio ambiente, e o PIB agropecuário, relação negativa. Sendo assim, esperou-se que quanto maior o PIB industrial sobre o PIB agropecuário, maior o gasto com o meio ambiente.

- *Hipótese 2:* Questões políticas e sociais influenciam na quantia gasta em meio ambiente nos estados brasileiros. As variáveis utilizadas para esta hipótese foram:

Tabela 2 - Variáveis explicativas políticas/sociais

Variáveis e siglas	Anos coletados	Fonte	Relação esperada	Autores
Ideologia (VOT_PT)	2014	TSE (Tribunal Superior Eleitoral)	Positiva	Stanton e Whitehead (1994); Keski e Keski, (1980); Newmark e Witko, (2007); Konisky e Woods (2012); Bacot e Dawes (1997); Hays e Esler, 1996; Daley e Garand (2005).
Região desenvolvida (REG_DES)	-	-	Positiva	Lombard, (1993) Kenski e Kenski (1980); Newmark e Witko (2007), Bacot e Dawes (1997); Daley e Garand (2005).
Índice de Desenvolvimento Humano (IDH)	2010	Censo 2010)	Positiva	Daley e Garand (2005).
Escolaridade média (ESC_MD)	2002 a 2012	Ipeadata	Positiva	Daley e Garand (2005).
Taxa de Urbanização (TX_URB)	2010	Ipeadata	Positiva	Sacco e Leduc (1969).
Trabalhadores em áreas de poluição (TB_POL)	2002 a 2012	RAIS - Ministério do Trabalho e Emprego	Positiva	Lombard (1993); Konisky e Woods (2012); Potoski e Woods (2012); Newmark e Witko (2007); Hays e Esler (1996); Daley e Garand (2005); Stanton e Whitehead (1994).
Gasto com cultura (G_CULT)	2002 a 2012	FINBRA (STN)	Positiva	Kenski e Kenski (1980); Konisky e Woods (2012); Hays e Esler (1996); Daley e Garand (2005).

Fonte: Elaborado pela autora (2016).

Para a variável ideológica, foram coletados no Tribunal Superior Eleitoral (TSE) os votos dos eleitores da última eleição presidencial, referente ao ano de 2014. Preferiram-se recolher os votos do 2º turno, a fim de dividir os votos dos eleitores em duas ideologias, de esquerda e direita, no caso PT, de centro-esquerda, e PSDB, de centro-direita. Utilizou-se o percentual de votos no PT da última eleição presidencial, sobre o total de votos de cada estado. Os votos de 2014 foram utilizados na análise de regressão transversal de 2012.

Vale ressaltar que a variável ideológica não tem o intuito de averiguar a questão do partidarismo em si, mas sim demonstrar a ideologia dos eleitores em dois grandes grupos de orientação política, entre eleitores mais conservadores e eleitores mais democratas, sendo que ideologias mais conservadoras tendem a priorizar o mercado econômico em detrimento do ambiental. Nesta pesquisa, esperou-se que quanto maior fosse o percentual de votos no partido de centro-esquerda, maior seriam os gastos com o meio ambiente.

Para a variável região, em vez de se utilizar as 5 regiões, foi utilizada uma nova classificação, consiste na divisão das regiões em dois grandes grupos; de um lado, estão as regiões mais desenvolvidas (Sudeste, Sul e Centro-oeste) e, de outro, as regiões menos desenvolvidas (Norte e Nordeste). Essa divisão foi baseada no trabalho de Hidalgo e Sales (2015), autores que evidenciaram, em diversos dados, as desigualdades inter-regionais existente no Brasil. Dados como a renda *per capita*, a participação nas exportações e o estoque de investimento estrangeiro direto. Para esta pesquisa, esperou-se que regiões mais desenvolvidas, ou seja, mais ricas, tivessem maiores gastos com o meio ambiente.

Para a análise de regressão transversal, a variável região/desenvolvimento foi transformada em uma variável *dummy*, sendo: estados de regiões desenvolvidas = 1 e estados de regiões menos desenvolvidas = 0. Para os dados em painel, a análise para captar a influência da questão do regionalismo e do desenvolvimento sobre os gastos ambientais foi um pouco diferente. Foi realizada a divisão dos estados, entre estados de regiões mais desenvolvidas e estados de regiões menos desenvolvidas, e rodada uma regressão para cada um desses grupos, utilizando as mesmas variáveis da regressão em painel geral.

Para capturar a questão do desenvolvimento humano dos estados brasileiros, foram utilizadas duas variáveis, o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) e a escolaridade média. O IDH é uma medida resumida do progresso em longo prazo, dividido em três extensões do desenvolvimento humano: saúde, educação e renda (PNUD, 2016). O IDH dos estados foi coletado no Censo de 2010, do IBGE. Como o IDH dos estados são disponibilizados a cada dez anos, neste trabalho, esses dados foram utilizados somente para a análise de regressão transversal, para o ano de 2012. Na análise de regressão em painel, dos anos de 2002 a 2012, foram coletados

os dados de escolaridade média, no Ipeadata, que é a média dos anos de estudo de cada população. Partindo do pressuposto anterior, de que regiões mais ricas tendem a gastar mais com o meio ambiente por questões sociais e culturais, esperou-se que essas duas variáveis pudessem exemplificar de forma mais concreta a influência do desenvolvimento humano sobre os gastos com o meio ambiente. Dessa maneira, esperou-se que quanto maior fosse a escolaridade média e o IDH dos estados, maiores seriam os gastos com o meio ambiente.

Outra variável desse grupo foi a taxa de urbanização, que é a medida percentual de habitantes em espaços urbanos, coletada no Ipeadata. Neste sentido, esperou-se que quanto maior fosse a taxa de urbanização, maiores seriam os gastos públicos em meio ambiente. Para este trabalho, foi utilizada a taxa de urbanização do ano de 2010 como referência para a análise de regressão linear do ano de 2012. Essa medida foi necessária devido à ausência de dados disponíveis para o ano de 2012 e foi tolerada por se tratar de um dado com poucas alternâncias entre os anos.

Outra questão social é a questão da cultura. Os gastos com cultura englobam a conservação e a promoção de patrimônios históricos, artísticos, arqueológicos e outros assuntos relacionados à cultura de um povo ou de um território. Sendo assim, neste trabalho, esperou-se que quanto maior fosse o investimento com a cultura, também maior seria o gasto com o meio ambiente. Para medir a importância dada à cultura em um estado, foi utilizado o gasto na função cultura, coletado no banco de dados FINBRA, do STN, na execução orçamentária de cada ano de exercício, em valores absolutos e atualizado pelo IGP-DI de janeiro de 2014.

Como última variável da hipótese política/social, foi incluído o número de trabalhadores em atividades potencialmente poluidoras e utilizadoras de recursos naturais. Os dados foram coletados na RAIS (Ministério do Trabalho e Emprego), para os anos de 2002 a 2012. A seleção dos trabalhadores em atividades potencialmente poluidoras baseou-se na tabela incluída pela Lei nº 10.165, em 2000, na Lei nº 6.938 (1981), da Política Nacional do Meio Ambiente, em que há a classificação das atividades potencialmente poluidoras e utilizadoras de recursos naturais como sendo alta, média ou pequena. Para este trabalho, foram selecionados os trabalhadores registrados em atividades com potencial alto de poluição e calculada a proporção desses trabalhadores sobre o total de trabalhadores registrados.

A variável trabalhadores em atividades potencialmente poluidoras pode captar dois argumentos referentes à interferência das atividades ambientais. O primeiro é o argumento da gravidade da poluição, pois trabalhadores em atividades potencialmente poluidoras podem demonstrar os níveis de poluição de cada estado. Como segundo argumento, os trabalhadores em atividades potencialmente poluidoras podem demonstrar também os grupos de interesse

industrial. Nesta pesquisa, pelo fato de essa variável ser tratada na hipótese político/social, esperou-se que esse segundo argumento tivesse mais força que o primeiro, ou seja, quanto maior fosse o percentual de trabalhadores em atividades potencialmente poluidoras de um estado, menor seria o gasto com o meio ambiente. No entanto, caso os dados refletissem um sinal positivo dessa variável sobre os gastos em meio ambiente, não se descartaria o primeiro argumento, o da gravidade ambiental.

- *Hipótese 3:* Questões demográficas e geográficas influenciam na quantia gasta em meio ambiente nos estados brasileiros. As variáveis para mensurar esta hipótese foram:

Tabela 3 -Variáveis explicativas ambientais

Variáveis e siglas	Anos coletados	Fonte	Relação esperada	Autores
Densidade demográfica (DENS_DEM)	2012	IBGE e IPEADATA	Positiva	Stanton e Whitehead, (1994); Lombard (1993); Daley e Garand (2005).
Dimensão geográfica (AREA)	2012	IBGE	Positiva	Potoski e Woods (2012), Newmark e Witko (2007).
População (POP)	2002 a 2012	IBGE e IPEADATA	Positiva	Newmark e Witko (2007), Bacot e Dawes, (1997).

Fonte: Elaborado pela autora (2016).

A hipótese ambiental foi exemplificada por três variáveis que demonstram a demografia e a geografia dos estados. Espera-se que, quanto maior for a densidade demográfica, que é a quantia de pessoas por Km², maiores serão os gastos com meio ambiente. Assim como, quanto maior a população e maior a área de um estado, maior o gasto ambiental. Os dados da população, referem-se à população residente, coletados do Censo IBGE, nos anos de 2007 e 2010, e o restante dos anos coletados no Ipeadata, do IPEA. Para definir a densidade demográfica, os dados da população foram divididos pela área do estado.

Os problemas enfrentados pelo meio ambiente são fatores explicativos importantes na hipótese ambiental sobre os gastos com meio ambiente, no entanto a quantificação dos problemas ambientais é complexa, uma vez que os problemas ambientais são diversos e, em muitos casos, únicos. No caso do Brasil, não existem indicadores concretos que possam disponibilizar esses dados para a pesquisa (ASSIS *et al.* 2012), desse modo esta pesquisa se restringiu à quantificação das questões ambientais no âmbito geográfico e demográfico dos estados.

3.3 ANÁLISE DOS DADOS

A análise de dados foi dividida em três partes principais, a análise descritiva dos dados para os anos de 2002 a 2012; a regressão com dados de corte transversal, com todas as variáveis socioeconômicas, ambientais e políticas/sociais para o ano de 2012, e a análise de regressão com dados em painel, com variáveis explicativas socioeconômicas, político/sociais e ambientais, nos anos de 2002 a 2012. Para isso, os dados foram tabulados no Excel e transformados em códigos numéricos para a análise.

Para a análise descritiva, foram analisados os gastos ambientais dos estados brasileiros em valores absolutos e em valores proporcionais ao gasto total. Foram empregadas técnicas de estatística descritiva, como recomenda Hair *et al.* (2005) e Cooper e Schindler (2003). Medidas de localização foram feitas, como a média e a mediana dos gastos em meio ambiente; medidas de distribuição e forma também foram realizadas, como as medidas de assimetria e curtose. As medidas de dispersão foram feitas pelo coeficiente de variação, divididos por estado e por região. Esse tipo de análise propiciou dados para uma discussão inicial, bem como para a caracterização de alguns comportamentos nos gastos ambientais. No mais, a análise descritiva e exploratória permitiu comparações entre os estados e a descrição temporal dos gastos ambientais.

3.3.1 Análise fatorial

Após a análise descritiva e exploratória, foi realizada a análise fatorial entre variáveis explicativas. A análise fatorial permitiu que as 16 variáveis explicativas fossem reduzidas e agrupadas em poucos componentes, possibilitando, assim, a aplicação da análise de regressão com dados em corte transversal, para o ano de 2012, neste sentido, a análise fatorial serviu como uma análise preliminar para a análise de regressão. Como descreve Hair *et al.* (2009), o propósito de técnicas de análise fatorial é encontrar um modo de resumir a informação contida em diversas variáveis originais em um conjunto menor de novas dimensões compostas ou variáveis estatísticas (fatores), com uma perda mínima de informação. Essas técnicas podem resumir os dados com base na identificação de estruturas (agrupamentos) ou por meio da redução dos dados. A redução de dados tem o propósito de reduzir o número de variáveis para simplificar a análise multivariada a ser empregada, ou seja, ela é mais indicada quando o objetivo é utilizar os fatores para pesquisas posteriores, fazendo com que esses fatores encontrados substituam as variáveis originais (HAIR *et al.*, 2009).

Três passos básicos devem ser efetuados para que a extração dos componentes que melhor representem as variáveis originais sejam selecionadas, são eles: a análise da matriz de correlação; a verificação Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) e o teste de esfericidade de Bartlett, e a análise de matriz anti-imagem.

A matriz de correlações é a maneira mais comum de análise fatorial e tem por objetivo medir as correlações entre as variáveis. A verificação do nível dessas correlações auxilia a relativa à adequação da análise fatorial. Quanto maiores forem as correlações entre as variáveis, mais apropriado será o seu uso (FÁVERO *et al.*, 2009). Segundo Hair *et al.* (2009), para que a matriz de correlações seja adequada para a análise fatorial, a maior parte dos coeficientes de correlação deve apresentar valores maiores que 0,30.

Também foi empregada a verificação Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), que é a comparação das correlações simples das variáveis com as correlações parciais para avaliar a adequação da amostra. O Teste KMO deve ter resultados próximos de 1, em uma escala de 0 e 1. Segundo Hair *et al.* (2009), valores abaixo de 0,5 são considerados inaceitáveis, e valores acima de 0,7 são considerados bons. O teste de esfericidade de Bartlett testa a hipótese de que as variáveis não sejam correlacionadas à população, neste caso, o valor deve ser igual a 0, para que a análise fatorial seja adequada (FÁVERO *et al.*, 2009).

A análise da matriz anti-imagem é uma forma de obter indícios acerca da necessidade de eliminação de determinada variável do modelo, podendo ser medida pelo MSA (*Measure of Sampling Adequacy*), disponibilizada na diagonal da matriz anti-imagem, a qual permite a adequação de cada variável incluída no conjunto. Os resultados sugerem que quanto mais próximo de 1, mais adequada é a variável, e em valores abaixo de 0,5 é preferível a retirada do modelo (FÁVERO *et al.*, 2009).

Para uma eliminação de variável, é também sugerida a análise da comunalidade da variável. A comunalidade é, segundo Fávero *et al.* (2009), um índice de variabilidade total explicado por todos os fatores de cada variável, ou seja, cada variável deve participar da solução final da análise fatorial, com alguma quantia de variância. As variáveis com comunalidades abaixo de 0,5 podem ser eliminadas do conjunto devido à sua baixa contribuição final na análise fatorial.

Hair *et al.* (2009) ainda ressaltam que, para a interpretação da matriz fatorial, são utilizados métodos rotacionais para simplificar as linhas e colunas da matriz, a fim de facilitar sua interpretação. Neste trabalho, foi utilizado o método Varimax, que se concentra na simplificação das colunas da matriz fatorial. Essa técnica normalmente proporciona uma

separação mais clara dos fatores, fazendo as correlações variáveis-fator serem mais próximas a 1 (positivo ou negativo) ou a 0.

A matriz é analisada para verificar se alguma variável apresenta carga fatorial inadequada. Segundo Hair *et al.* (2009), a diretriz de decisão normalmente é de que uma variável deva apresentar carga fatorial acima de 0,4 em apenas um dos fatores. Sendo assim, se alguma variável não apresentar cargas fatoriais acima de 0,4 ou se apresentarem cargas fatoriais acima de 0,4 em mais de um fator, ela deve ser descartada na análise.

Segundo Hair *et al.* (2009), toda vez que houver a eliminação de variáveis na análise, todo o processo deve ser refeito, até que seja encontrada uma solução final satisfatória. Em relação ao número de componentes fatoriais a serem utilizados nesta pesquisa, foi preferida a não determinação dos números de componentes, deixando a determinação para os próprios critérios na análise fatorial. Os testes foram seguidos conforme a ordem exposta anteriormente, e, para a análise desses testes, foram seguidas as recomendações aqui demonstradas. Com base nos resultados encontrados, foram utilizados os componentes criados pela análise fatorial como variáveis explicativas na regressão linear múltipla deste trabalho, que tem como variável dependente os gastos na função gestão ambiental dos estados brasileiros.

3.3.2 Análise de regressão linear múltipla

Feita a análise fatorial, foi iniciada a análise de regressão. A regressão é um estudo da dependência de uma variável, a variável dependente, em relação a uma ou a mais variáveis explicativas, e visa estimar e/ou prever o valor médio da primeira em termos dos valores conhecidos em relação à segunda (GUJARATI; PORTER, 2011). Essa técnica permite inferir e explorar as relações entre a variável dependente, os gastos em meio ambiente, com as variáveis explicativas, nesse caso, variáveis socioeconômicas, políticas/sociais, demográficas/ambientais.

Para isso, foi utilizada a análise de regressão linear múltipla, com dados de corte transversal para o ano de 2012, ano mais recente em que todas as variáveis puderam ser coletadas. A regressão linear múltipla permite a construção de um modelo mais detalhado, admitindo mais de uma variável explicativa para o modelo. Em relação ao corte transversal, significa que a análise será feita em um momento estático, mas com várias populações; neste trabalho, o censo dos estados brasileiros. Nesse ponto, as questões temporais são ignoradas, e a preocupação está presente se determinadas variáveis explicativas se aplicam a diversas populações (estados).

O modelo de regressão linear múltipla pode ser descrito da seguinte maneira:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_{1_i} + \beta_2 X_{2_i} + \dots + \beta_k X_{k_i} + \mu_i \quad (1)$$

Onde:

Y = Variável dependente

β_0 = Constante ou coeficiente linear.

β_k = Coeficiente angular.

X_k = Variáveis explicativas

μ = termo de erro, ou resíduo.

i = Cada uma das observações da base de dados.

Pela regressão linear múltipla, é possível medir o quanto as variâncias das variáveis explicativas (X) explicam a variância da variável dependente (Y). O poder explicativo da regressão é medido pelo coeficiente de explicação (R^2). O R^2 varia de 0 a 1, cujos valores próximos a 1 significam que as variáveis explicativas possuem alto poder explicativo sobre a variável dependente (FÁVERO *et al.*, 2009). O R^2 ajustado é outra medida que demonstra o poder explicativo da regressão; ela serve como medida corretiva para compensar o efeito de adição dos regressores que aumentam o valor de R^2 (GUJARATI; PORTER, 2011).

Outras duas medidas podem ser utilizadas para avaliar o modelo, o teste F e o teste t (*p-value*). O teste F verifica a significância do modelo, ou seja, se o conjunto de variáveis explicativas é significativo, já o teste t avalia a significância estatística de cada variável explicativa com a variável dependente. A diretriz de decisão para os dois testes, em um nível de confiança de 95%, deve ser inferior a 0,05.

Para este trabalho, as variáveis explicativas foram os componentes criados pela análise fatorial com base nas 16 variáveis explicativas citadas na definição operacional dos dados, e a variável dependente foram os gastos ambientais dos estados brasileiros, assim o modelo empírico da regressão linear múltipla deste trabalho é o seguinte:

$$GA_i = \beta_0 + \beta_1 C1_i + \beta_2 C2_i + \beta_3 C3_i + \mu_i \quad (1)$$

Onde:

GA = gasto na função gestão ambiental dos estados.

$C1$ = componente 1 da análise fatorial, composto pelas variáveis explicativas: gasto total, gasto com a função cultura, ICMS, população, PIB e PIB industrial.

$C2$ = componente 2 da análise fatorial, composto pelas variáveis explicativas: Taxa de urbanização, IDH, escolaridade média e votos no PT.

$C3$ = componente 3 da análise fatorial, composto pelas variáveis explicativas: trabalhadores em atividades potencialmente poluidoras e PIB agropecuário.

i = os 26 estados brasileiros, mais o distrito federal.

Outros três testes foram feitos para averiguar a veracidade dos resultados de regressão. Foram realizados os testes de multicolinearidade, heterocedasticidade e de normalidades dos resíduos (autocorrelação). Todos os testes estatísticos, inclusive o modelo de regressão, foram rodados no *Software STATA* e no *SPSS*. O teste de multicolinearidade mede o grau de correlação entre as variáveis explicativas do modelo. Esse teste permite visualizar se duas ou mais variáveis explicam a mesma coisa, distorcendo o resultado da análise de regressão, podendo causar impactos na estimativa dos parâmetros.

Para identificar a multicolinearidade, foi feito o teste VIF (*Variance Inflation Factor*), que são os fatores de inflação da variância. Eles são dados por $(1 - R_i^2)^{-1}$, onde R_i^2 é o R^2 a partir da regressão da i ésima variável independente sobre todas as outras variáveis explicativas. Um VIF alto indica um R_i^2 perto da unidade, sugerindo colinearidade. Via de regra, para dados padronizados, um $VIF_i > 10$ indica colinearidade prejudicial (KENNEDY, 2009).

A fim de que o modelo de regressão tenha um resultado satisfatório, é necessário, também, que o modelo tenha a variância dos resíduos igual ou constante, ou seja, homocedástica. Caso a variância dos resíduos seja muito desigual, ocorrerá a heterocedasticidade. Esse fenômeno ocorre normalmente em dados discrepantes que devem ser ajustados para que o modelo de regressão tenha resultados satisfatórios (GUJARATI; PORTER, 2011). No intuito de observar se o modelo é homocedástico ou heterocedástico, foi realizado o teste de Breusch Pagan-Godfrey.

O teste de Breusch-Pagan é utilizado para testar a hipótese nula de que as variâncias dos erros são iguais (homoscedasticidade) *versus* a hipótese alternativa de que as variâncias dos erros são uma função multiplicativa de uma ou mais variáveis, sendo que essas variáveis podem pertencer ou não ao modelo em questão. É indicado para grandes amostras e quando a suposição de normalidade nos erros é assumida. Desse modo, segundo Gujarati e Porter (2011) os procedimentos para o teste são:

- a) Calcular a equação por meio do MQO e obter os resíduos $\hat{u}_1, \hat{u}_2, \dots, \hat{u}_n$.
- b) Obter $\tilde{\sigma}^2 = \sum \hat{u}_i^2/n$.

- c) Construir variáveis p_i definidas como: $p_i = \sum \hat{u}_i^2 / \tilde{\sigma}^2$, que são cada resíduo elevado ao quadrado, dividido por $\tilde{\sigma}^2$.
- d) Fazer a regressão de p_i assim construídas sobre os Z 's como:
- e) $p_i = \alpha_1 + \alpha_2 Z_{2i} + \dots + \alpha_m Z_{mi} + v_i$, (2)
em que v_i é o termo residual dessa regressão.
- f) Obter SQE (soma dos quadrados explicados) da equação (2) e definir $\Theta = \frac{1}{2} (SQE)$ (3)

Supondo que os u_i sejam normalmente distribuídos, pode-se mostrar que há homocedasticidade e, se o tamanho da amostra n aumenta indefinidamente, então Θ segue a distribuição de qui-quadrado com $(m-1)$ graus de liberdade. Portanto, se em uma aplicação o $\Theta (=X^2)$ calculado for maior que o valor crítico X^2 no nível escolhido de significância, pode-se rejeitar a hipótese de homocedasticidade.

Para a averiguação da autocorrelação ou normalidade dos resíduos, aplicou-se o teste d , de Durbin Watson. O teste de normalidade dos resíduos serve para observar se os resíduos das variáveis estão distribuídos de maneira normal, ou seja, se há ou não correlação entre os resíduos das variáveis. Para que o teste de regressão seja satisfatório, os resíduos das variáveis precisam estar não correlacionados e distribuídos de forma independente (GUJARATI; PORTER, 2011).

A estatística do teste d de Durbin Watson é definida como (GUJARATI, 2011, p. 435):

$$d = \frac{\sum_{t=2}^{t=n} (\hat{u}_t - \hat{u}_{t-1})^2}{\sum_{t=1}^{t=n} \hat{u}_t^2} \quad (4)$$

Onde $0 \leq d \leq 4$. A distribuição de d depende da matriz X , mas também se pode tomar a decisão comparando o valor de d com os valores críticos dL e dU da tabela de Durbin-Watson, que neste trabalho adotou dL de 0,82 e dU de 1,75, para o nível de significância de 0,05. Caso o valor de d esteja entre o dL e o dU , não se rejeita H_0 , ou seja, não existe autocorrelação e os resíduos são independentes.

3.3.3 Análise de regressão com dados em painel

Como última análise, para suprir a falta de temporalidade da análise de regressão de dados de corte-transversal, foi rodado o modelo de regressão com dados em painel nos anos de 2002 a 2012. Essa técnica permite a comparação temporal e transversal ao mesmo tempo. Como não são

todos os dados disponibilizados nesse período, algumas variáveis explicativas citadas anteriormente não foram utilizadas para que se mantivesse a padronização dos dados. Outro fator de decisão para a retirada de variáveis ocorreu pela análise de correlação entre as variáveis e pela análise qualitativa de representatividade dos dados. A análise de regressão com dados em painel desta pesquisa contou com seis variáveis explicativas das três hipóteses trabalhadas na pesquisa: a questão socioeconômica, político/social e ambiental/demográfico.

O modelo genérico da regressão com dados em painel, com n observações em T períodos e K variáveis, pode ser descrito da seguinte maneira:

$$Y_{it} = X_{it}\beta + \varepsilon_{it} \quad i = 1, 2, \dots, n; \quad t = 1, 2, \dots, T \quad (5)$$

Onde:

Y_{it} é a variável dependente, X_{it} é um vetor $1 \times K$ contendo as variáveis explicativas, β é um vetor $K \times 1$ de parâmetros a serem estimados e ε_{it} são os erros aleatórios. O i e t dos subscritos representam a unidade observacional e o período analisado de cada variável, respectivamente. O número de observações em uma base de dados será representado por $n \times T$.

Neste trabalho, o modelo empírico para dados em painel foi o seguinte:

$$GA_{it} = \alpha_i + IND_AGR_{it}\beta_1 + POP_{it}\beta_2 + G_CULT_{it}\beta_3 + ESC_MD_{it}\beta_4 + REN_PC_{it}\beta_5 + TB_POL_{it}\beta_6 + u_{it}$$

$$i = 1, \dots, 27 \quad t = 2002, \dots, 2012$$

Onde:

GA: gastos públicos na função gestão ambiental.

IND_AGR: percentual do PIB industrial sobre o PIB agropecuário.

POP: número de habitantes.

G_CULT: gastos públicos na a função cultura.

ESC_MD: escolaridade média.

REN_PC: renda *per capita*.

TB_POL: percentual de trabalhadores em atividades potencialmente poluidoras.

Para a análise de regressão em painel, existem alguns modelos a serem rodados, entre eles estão o modelo POLS, o modelo de efeitos aleatórios e o modelo de efeitos fixos. A escolha do melhor modelo para os dados da pesquisa depende de alguns testes, como o teste de Hausman e

o teste de multiplicador langrangiano, de Breusch-Pagan (LM). As próximas seções retrataram cada um destes modelos e testes.

3.3.3.1 Modelo POLS (*Pooled Ordinary Least Square*)

Uma das primeiras análises para os dados em painel é aplicar o modelo POLS, também chamado como regressão MQO para dados empilhados. A premissa desse modelo é que as variáveis não dependem de valores correntes, passados e futuros do termo do erro u_{it} , ou seja, são variáveis exógenas (GUJARATI; PORTER, 2011). A exemplificação desse modelo é a seguinte:

$$Y_{it} = \beta_0 + \beta_i X_{1it} + \mu_{it} \quad (6)$$

Para que seja aceito o modelo POLS, é necessário que haja um controle *within* do termo de erro u_{it} para determinado indivíduo, por meio de uma estimação com erros-padrão robustos clusterizados. A regressão com dados em painel pode apresentar problemas de heteroscedasticidade e autocorrelação tanto dentro dos grupos quanto entre os grupos, ou as duas situações simultaneamente. O modelo POLS não diferencia as amostras, ou seja, os estados são tratados de forma indiferenciada, fazendo a heterogeneidade entre estados não aparecer (heterogeneidade não observada). Por consequência, o modelo POLS pode tornar-se tendencioso e inconsistente, quando a correlação entre alguma variável explicativa X_j e o erro for diferente de zero, isto é: $Cov(X_j, \varepsilon_{it}) \neq 0$. Assim, nesse caso, somente podemos utilizar MQO se tivermos justificativas para assumir que $Cov(X_j, \varepsilon_{it}) = 0$.

Outros dois modelos são aplicados aos dados em painel: o modelo de efeitos fixos e o modelo de efeitos aleatórios.

3.3.3.2 Modelo de efeitos fixos

No modelo de efeitos fixos, supõe-se que o intercepto variará entre as unidades, mas que será constante ao longo do tempo, cujos parâmetros serão constantes para todas as unidades em todo o tempo (GUJARATI; PORTER, 2011). Nesse modelo, os regressores precisam estar correlacionados aos efeitos do nível de indivíduo, e é por isso que, para se ter uma estimação consistente no modelo é necessário o controle de efeitos fixos. No caso em que $Cov(X_j, \varepsilon_{it}) \neq 0$, a abordagem mais usual no contexto de dados longitudinais é a de Efeitos Fixos. Nesse método

de estimação, a ideia é eliminar o efeito não observado, C_i , baseado na seguinte suposição, conhecida como condição de exogeneidade estrita. Levando em consideração a heterogeneidade não observada, o modelo pode ser exemplificado desta maneira:

$$Y_{it} = X_{it}\beta + C_i + \varepsilon_{it} \quad (7)$$

Onde C_i é a heterogeneidade não-observada em cada unidade observacional constante ao longo do tempo.

A transformação de efeitos fixos (ou transformação “*within*”) é obtida em dois passos. Primeiro, retira-se a média da equação (7), obtendo:

$$\bar{Y}_i = \bar{X}_i\beta + C_i + \bar{\varepsilon}_i \quad (8)$$

E, subtraindo (7) de (8) para cada t, obtemos a equação de efeitos fixos:

$$Y_{it} - \bar{Y}_i = (X_{it} - \bar{X}_i)\beta + \varepsilon_{it} - \bar{\varepsilon}_i \quad (9)$$

ou

$$\check{Y}_{it} = \check{X}_{it}\beta + \check{\varepsilon}_{it} \quad (10)$$

Assim, removendo a heterogeneidade não observada C_i .

O modelo de efeitos fixos permite a existência de correlação entre os efeitos individuais não observados com as variáveis incluídas, entretanto, se esses efeitos forem estritamente não correlacionados com as variáveis explicativas, pode ser mais apropriado modelar esses efeitos como aleatoriamente distribuídos entre as unidades observacionais, utilizando o modelo de efeitos aleatórios.

3.3.3.3 Modelo de efeitos aleatórios

Outro modelo comum para regressão com dados em painel é o modelo de Efeitos Aleatórios. Segundo Gujarati e Porter (2011), o modelo de efeitos aleatórios é o modelo pelo qual são substituídas as variáveis pelos termos de erro que, por sua vez, são as diferenças

individuais de cada amostra. Assim como nos MQO agrupados, em uma análise de efeitos aleatórios, o efeito não observado C_i é colocado junto ao termo aleatório ε_{it} . Entretanto, impõem duas suposições adicionais: a) $E(\varepsilon_{it}|X_i, C_i) = 0$, b) $E(C_i|X_i) = E(C_i) = 0$ e c. A primeira é a mesma do modelo de efeitos fixos, a de exogeneidade estrita. A segunda diz respeito à ortogonalidade entre C_i e cada X_i e média de C_i ser nula. Dessa maneira, o modelo pode ser descrito assim:

$$\beta_0 = \bar{\beta}_0 + \alpha_i \quad (11)$$

$$Y_{it} = \bar{\beta}_0 + \beta_1 X_{1it} + \dots + \beta_k X_{kit} + \varepsilon_{it} \quad (12)$$

Onde α_i é a variável aleatória dos efeitos individuais e ε_{it} é o termo de perturbação geral. Em função das especificidades desse modelo, o problema de autocorrelação é uma constante, fazendo com que seja necessária a utilização de MQG factíveis.

Sendo assim, o ponto crucial na decisão de que modelo deve ser utilizado, se efeitos fixos ou aleatórios, reside na questão se C_i e X_i são correlacionados ou não. A escolha entre esses dois testes deve ser feita de acordo com os dados a serem trabalhados e pelo Teste de Hausman, que será abordado na seguinte seção.

3.3.3.4 Testes de determinação e confiabilidade dos modelos

Alguns testes são necessários à análise de regressão com dados em painel. Nesse sentido, esta pesquisa utiliza três testes para a averiguação da confiabilidade e da aplicabilidade do modelo: o Teste de Breusch-Pagan, o Teste Hausman, o Teste de Wooldridge e o Teste M. de Wald. O teste de Hausman e de Breusch-Pagan servem para verificar qual modelo de regressão, entre o modelo POLS, de Efeito Aleatório e de Efeito Fixo, é o mais adequado para os dados da pesquisa.

O teste de Hausman avalia se os modelos de efeitos aleatórios são adequados para os dados, sendo que informará se α_{it} (componentes de corte transversal + termo idiossincrático) está correlacionado às variáveis explanatórias. A hipótese nula subjacente ao teste de Hausman é que os estimadores do modelo de efeito fixo e do modelo de componente dos erros não diferem substancialmente. Nesse caso, se a hipótese nula for rejeitada, o modelo de efeitos aleatórios não é adequado, sugerindo que o modelo de efeitos fixos seja mais consistente com o proposto da pesquisa (GUJARATI; PORTER, 2011).

Seja $\hat{\delta}_{fe}$, o vetor de estimativas de efeitos fixos e $\hat{\delta}_{re}$, o vetor de efeitos aleatórios, o Teste de Hausman pode ser descrito da seguinte maneira:

$$H_0: \hat{\delta}_{fe} - \hat{\delta}_{re} = 0 \text{ (i.e efeitos aleatórios é válido),}$$

$$H = (\hat{\delta}_{fe} - \hat{\delta}_{re})' [V(\hat{\delta}_{fe}) - V(\hat{\delta}_{re})]^{-1} (\hat{\delta}_{fe} - \hat{\delta}_{re}) \sim X_k^2 \quad (13)$$

O X_k possui distribuição com $K-1$ graus de liberdade. Se essa estatística exceder o valor tabelado, deve-se utilizar o modelo de Efeitos Fixos.

Além do teste de Hausman, pode ser utilizado o teste de Breusch-Pagan para verificar a hipótese de que há, ou não, efeitos aleatórios. Nesse caso é testado se a variância dos resíduos padronizados é igual a 0 (zero). O teste Breusch-Pagan testa o modelo de efeitos aleatórios contra o modelo *pooled*. Sob a hipótese nula, o teste de Breusch-Pagan segue uma distribuição de qui-quadrado com 1 grau de liberdade. Produzido o qui-quadrado, o p valor deve ser igual ou maior ao qui-quadrado para rejeitar a hipótese nula (GUJARATI; PORTER, 2011). O teste de Breusch-Pagan é descrito da seguinte maneira:

$$H_0: \sigma_{\hat{\epsilon}_{it}}^2 = 0$$

$$LM = \frac{nT}{2(T-1)} \left[\frac{\sum_{i=1}^n (\sum_{t=1}^T \hat{\epsilon}_{it})^2}{\sum_{i=1}^n \sum_{t=1}^T \hat{\epsilon}_{it}^2} - 1 \right]^2 \sim X_1^2 \quad (14)$$

Onde é o $\hat{\epsilon}_{it}$ resíduo da regressão de MQO agrupados e sob a hipótese nula, $LM \sim$ de X^2 com 1 grau de liberdade. Se essa estatística exceder o valor tabelado, a hipótese de heterogeneidade não observada é válida.

Outros dois testes foram feitos para a averiguação de autocorrelação e heterocedasticidade no modelo de regressão, são eles: o teste de Wooldridge e o teste de Wald. O teste de Wooldridge é utilizado para identificar a presença de autocorrelação entre os resíduos da regressão e tem como hipótese nula “presença de autocorrelação serial” de ordem superior, contra “ausência de autocorrelação”. O resultado do teste sugere rejeição da hipótese nula; ou seja, indica a não existência de autocorrelação serial.

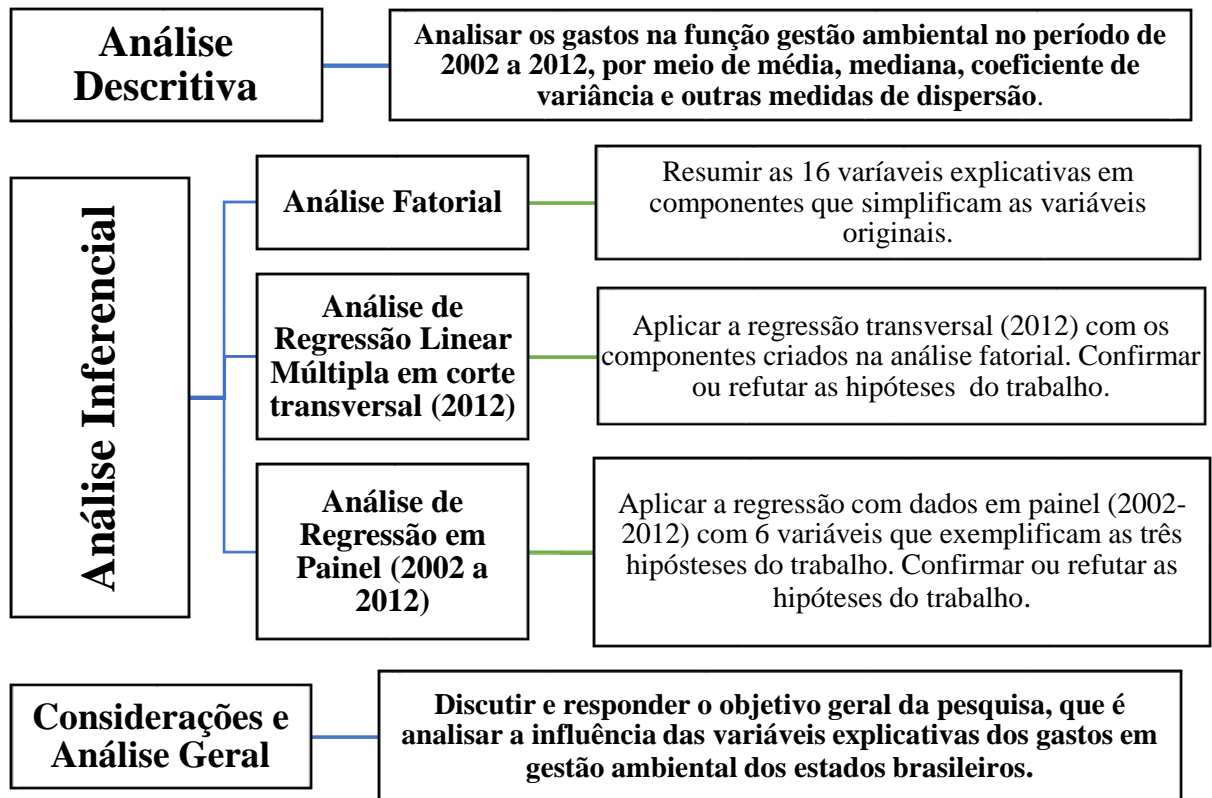
Já o teste de Wald auxilia na detecção de heterocedasticidade no modelo, é utilizado para avaliar se o parâmetro é estatisticamente significativo e é recomendado quando há amostras

grandes. Ele é obtido pela comparação entre a estimativa de máxima verossimilhança do parâmetro e pelo seu respectivo erro padrão. Tem-se distribuição normal padrão se $H_0: b_1=0$, ou seja, que a hipótese nula implica homocedasticidade. O p-valor deve ser menor que o nível de significância para que os parâmetros sejam significativos. Para controlar a heterocedasticidade, é comum estimar o modelo com erros-padrão clusterizados ou robustos.

3.4 SÍNTESE ESTRATÉGICA DA PESQUISA

A síntese estratégica da pesquisa é demonstrada da seguinte maneira:

Figura 2- Organograma da estratégia de análise da pesquisa



Fonte: Elaborado pela autora (2016).

Como pode ser observado (Figura 2), o trabalho foi dividido em três partes principais para a demonstração dos resultados. Primeiramente foi realizada a análise descritiva dos dados, na qual foram feitos testes estatísticos, como média e desvio-padrão. Na segunda parte, foram realizadas a análise fatorial, a qual teve o intuito de resumir as variáveis explicativas, e a análise de regressão *cross section* para o ano de 2012, que teve por objetivo confirmar ou refutar as três hipóteses levantadas no trabalho. Na análise *cross section* foram utilizados como variáveis explicativas os componentes criados pela análise fatorial. Já na terceira parte, foi feita a análise

de regressão com dados em painel, para os anos de 2002 a 2012, com seis variáveis que exemplificam as três hipóteses levantadas no trabalho. Por fim, foi realizada a análise geral dos resultados e discutido os principais pontos evidenciados nos resultados da pesquisa.

4 EVOLUÇÃO DOS GASTOS EM GESTÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS BRASILEIROS NO PERÍODO DE 2002 A 2012

Como exemplificado nos procedimentos metodológicos, a análise dos resultados foi dividida em três etapas. Na primeira delas, foi realizada a análise descritiva dos gastos em gestão ambiental dos estados, nos anos de 2002 a 2012. Na segunda e terceira etapas, foi realizada a análise inferencial por meio da regressão, cujas variáveis explicativas trataram de questões econômicas, políticas e ambientais. Para a segunda etapa da análise, foi realizada a regressão linear múltipla em corte transversal, para o ano de 2012. Para a terceira etapa, foi realizada a análise de regressão com dados em painel, para os anos de 2002 a 2012.

Antes de iniciar a evolução dos gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros, foi realizado um breve contexto das unidades federativas, divididas por suas regiões. Além disso, foram demonstradas características como área, população, IDH, entre outras características.

4.1 A DIVISÃO TERRITORIAL BRASILEIRA

O Brasil é um país de grande extensão, com cerca de 8,5 milhões de km², constituído por 190 milhões de pessoas (IBGE, 2010); como consequência disso, existe uma série de características distintas para cada região brasileira. Com o objetivo de facilitar a análise estatística dos dados, o IBGE, por volta da década de 1960, dividiu o território brasileiro em 5 macrorregiões: Centro-Oeste, Norte, Nordeste, Sudeste e Sul. Em consonância, parte deste trabalho também realizará a análise dos dados dividindo-os nessas macrorregiões, por esse motivo, inicia-se uma breve descrição dessas 5 macrorregiões.

Desde a década de 1960, o Brasil apresenta o mesmo formato divisional, constituído por 26 estados e Brasília, capital do país. As divisões macrorregionais brasileiras são desenhadas de formas distintas, sendo a Região Norte a com maior extensão territorial, pouco menos de 4 milhões de km², cerca de 45% de todo o território brasileiro; é formada por 449 municípios divididos em 7 estados: Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima e Tocantins. Em contraste, a região é pouco povoada, equivalente a 8% da população brasileira. O seu clima é equatorial e seu território é banhado por grandes rios. Essa região só é mais populosa que a Região Centro-Oeste, a qual contém 14 milhões de pessoas e é constituída por 463 municípios em 3 estados: Goiás (e Brasília), Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Sua extensão equivale a pouco mais de 19% da extensão brasileira e seu clima é predominantemente tropical, em algumas partes encontram-se o Pantanal Mato-grossense, sujeitos a enchentes em alguns períodos do ano.

Essas duas regiões são responsáveis por 64% do território brasileiro e representam somente 15% da população do país (IBGE, 2010).

Diferentemente dessas duas regiões, encontra-se a Região Sudeste, formada por 1.668 municípios em 4 estados: Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo, que equivalem a 11% de todo o território brasileiro. Nessa região, encontram-se 80 milhões de pessoas, cerca de 42% de toda a população, predominantemente urbana (93%). Seu clima varia em tropical e tropical Brasil-central. Outra região bastante populosa é o Nordeste, composto por 28% da população brasileira, cerca de 50 milhões de habitantes. Essa região é composta por 1.792 municípios em 9 estados: Maranhão, Piauí, Ceará, Paraíba, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia, ocupando 18,26% da área total do país. O Nordeste é composto pelo clima tropical e é subdividido em outras 4 regiões: meio-norte, zona da mata, agreste e sertão.

Em contraste, a Região Sul é composta por 1.189 municípios em somente 3 estados: Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Paraná, que são distribuídos em pouco mais de 550 mil km² de área brasileira, 7% do território brasileiro, o menor de todas as regiões. Sua população equivale a 14% da população do país, cerca de 27 milhões de habitantes, seu clima é predominantemente temperado (IBGE, 2010).

Entre essas 5 regiões, os rendimentos obtidos concentram-se na Região Sudeste, cerca de 55% do total, seguida pela Região Sul, com 17%. Na questão do IDH, essas duas regiões também aparecem com os maiores índices, obtendo 0,777 a Região Sul, e, 0,775, a Região Sudeste, indicando que a população dessas regiões é mais rica e mais instruída (IPEADATA, 2000).

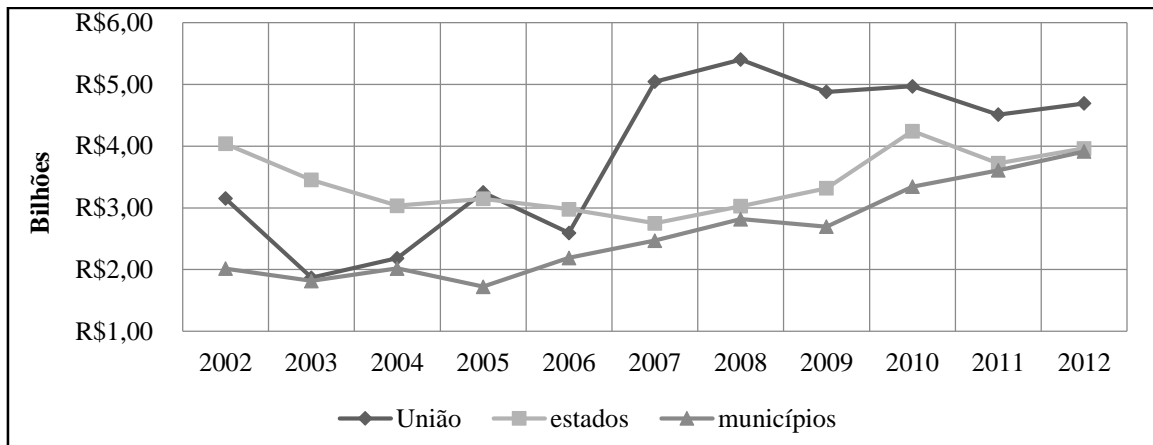
A Região Centro-oeste obteve IDH semelhante às Regiões Sudeste e Sul, com 0,754 (IPEADATA, 2000), mas seus rendimentos equivalem a somente 8% do total, sugerindo que, apesar de a renda da população não ser tão alta como a das outras duas regiões, isso não prejudica o IDH. Em contrapartida, a Região Nordeste apresenta 15% dos rendimentos recebidos, mas contempla o pior IDH das regiões, com 0,517 (IPEADATA, 2000), demonstrando grande desigualdade na região. Por último, na Região Norte, os rendimentos equivaliam a somente 5% da população brasileira, e o seu IDH, de 0,617, (IPEADATA, 2000), sugerindo ser uma região ainda em desenvolvimento, tanto econômico como humano.

4.2 HETEROGENEIDADE E DECLÍNIO DOS GASTOS AMBIENTAIS: UMA ANÁLISE DESCRITIVA DOS GASTOS EM GESTÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS BRASILEIROS

Os gastos ambientais do setor público brasileiro cresceram cerca de 30% entre 2002 e 2012, passando de R\$9 para R\$12,5 bilhões (Gráfico 1). Na União e nos municípios, os gastos

ambientais apresentaram crescimento, no período, de 9% e 42%, respectivamente. Os estados reduziram em 2% os gastos ambientais, com queda acentuada entre 2003 e 2009 e retomada, ao patamar de 2002, a partir de 2010.

Gráfico 1- Evolução dos gastos em gestão ambiental por esfera de governo de 2002-2012 (Ano-base: 2014)



Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos dados da STN (2015).

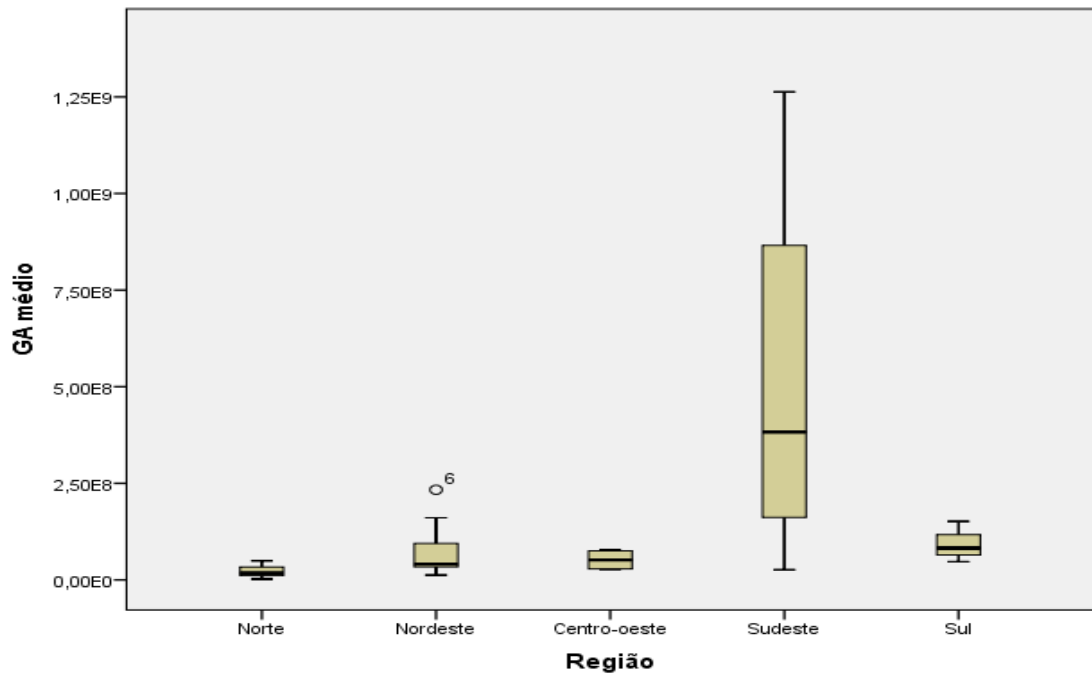
De modo geral, os dados demonstram que a participação dos gastos ambientais na despesa total das unidades e em seu conjunto é pouco expressiva. No período analisado, as três esferas de governo, gastaram em meio ambiente, em média, 0,36% do gasto total e os estados, 0,62%. Além disso, foi observado dois fenômenos sobre os gastos ambientais estaduais, durante o período e 2002 a 2012, sendo eles a heterogeneidade e o declínio dos gastos ambientais estaduais.

4.2.1 Heterogeneidade nos Gastos em Gestão Ambiental dos Estados

Os gastos ambientais dos estados brasileiros, no período estudado, apresentaram heterogeneidade, tanto em valores absolutos quanto na participação deles no total dos gastos dos governos. A partir da média dos gastos ambientais em valores absolutos entre 2002 e 2012, obteve-se assimetria de 3,99 e curtose de 17,62, indicando uma distribuição de dados bastante assimétrica e aguda com estados que gastam muito e outros que gastam muito pouco. Por exemplo, ao se comparar a média dos gastos dos 5 estados que mais gastam (R\$ 484,5 milhões) com os 5 que menos gastam (R\$ 11,1 milhões), constatou-se uma variação de 4.250%.

No intuito de confirmar a heterogeneidade em nível regional, avaliou-se a variabilidade da distribuição dos dados, utilizando o teste não paramétrico *Kruskall-Walis* (BRYMAN; CRAMER, 1997). Em um nível de significância de 5%, verificou-se que os gastos ambientais são diferentes entre as regiões brasileiras, conforme apresentado no *box plot* (Figura 3).

Figura 3- Box Plot do Gasto ambiental médio entre 2002 e 2012 por região



Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos dados da STN (2015).

A Região Sudeste foi a que mais gastou no período, além de ser a região com maior variabilidade entre os estados, já que São Paulo gasta, em valores absolutos, muito mais que qualquer outro estado do país, cerca de trinta vezes mais que o gasto mediano. Na Região Nordeste, o CE, representado pelo número 6 (Figura 3), gasta além do intervalo para a região, diferenciando-se dos demais estados nordestinos. A Região Sul foi a terceira em variabilidade de gastos ambientais médios no período, e as Regiões Norte e Centro-oeste foram as que menos gastaram e também as que apresentaram menor variabilidade entre os estados nas respectivas regiões. Esses resultados reforçam a tese de que a política ambiental varia muito de região para região, diante da grande diversidade de contextos e configuração de fatores socioeconômicos, políticos, geográficos, ambientais e a capacidade institucional dos estados (NEWMARK; WITKO, 2007).

Para ilustrar que a heterogeneidade no comportamento dos gastos é causada por uma diversidade de fatores, foram comparados os gastos apresentados na Tabela 4 com a riqueza econômica indicada por meio do Produto Interno Bruto (PIB) de 2012. Como esperado, os resultados sugerem que fatores socioeconômicos têm certa força explicativa sobre o montante de recursos gastos pelos estados em meio ambiente, sobretudo quando considerados em valores absolutos.

Tabela 4 - Média dos gastos ambientais em valores absolutos e da participação proporcional dos gastos ambientais no gasto total dos estados brasileiros entre 2002 e 2012

RNG	UF	Média dos gastos ambientais (Em milhões)	UF	Média da participação proporcional dos gastos ambientais no gasto total (%)
1 ^a	SP	R\$ 1.262,94	RN	1,40
2 ^a	RJ	R\$ 468,03	CE	1,20
3 ^a	MG	R\$ 297,60	RJ	0,89
4 ^a	CE	R\$ 233,34	AC	0,87
5 ^a	BA	R\$ 160,69	SP	0,81
6 ^a	PR	R\$ 151,65	MT	0,73
7 ^a	RN	R\$ 94,45	MG	0,63
8 ^a	RS	R\$ 82,22	SE	0,62
9 ^a	PE	R\$ 79,42	PI	0,62
10 ^a	DF	R\$ 77,03	BA	0,60
11 ^a	MT	R\$ 73,93	DF	0,60
12 ^a	AM	R\$ 49,32	PR	0,57
13 ^a	SC	R\$ 47,20	PB	0,55
14 ^a	SE	R\$ 41,01	AM	0,52
15 ^a	PA	R\$ 36,40	PE	0,44
16 ^a	AL	R\$ 35,50	RO	0,39
17 ^a	PB	R\$ 33,77	MS	0,37
18 ^a	PI	R\$ 31,67	SC	0,36
19 ^a	AC	R\$ 30,33	TO	0,36
20 ^a	MS	R\$ 29,48	PA	0,34
21 ^a	GO	R\$ 27,62	AL	0,32
22 ^a	ES	R\$ 26,05	ES	0,24
23 ^a	RO	R\$ 17,68	RS	0,24
24 ^a	TO	R\$ 17,01	AP	0,21
25 ^a	MA	R\$ 12,60	MA	0,16
26 ^a	AP	R\$ 6,22	GO	0,15
27 ^a	RR	R\$ 2,17	RR	0,10

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos dados da STN (2015).

Oito dos dez estados com maior PIB (2012) estão no grupo de estados que mais gastou em meio ambiente no período estudado. O estado de São Paulo, o mais rico do país, com um gasto médio no período de 1,2 bilhões por ano, foi responsável por quase 37% do total de gastos dos estados, seguido por dois outros estados da Região Sudeste, Rio de Janeiro e Minas Gerais. Por seu turno, Santa Catarina e Goiás são duas unidades federativas que fogem à regra, posicionando-se em 13^o e 21^o nessa ordem.

Em contrapartida, seis dos estados que menos gastaram estão entre os dez estados mais pobres no país. Percebe-se que, entre as cinco piores posições desse conjunto, quatro são ocupadas por estados da Região Norte (RO, TO, AP e RR). Roraima, que tem o menor PIB dos estados brasileiros, aparece na pior posição nos dois critérios de apuração de gastos.

Um ponto relevante da heterogeneidade dos gastos ambientais dos estados, no que se refere à assimetria socioeconômica entre os estados brasileiros, é a concentração desses gastos em estados e regiões. Como pode ser deduzido pela Tabela 4, os cinco estados que mais alocaram recursos em gestão ambiental, em valores médios no período (SP, RJ, MG, CE, BA), foram responsáveis por 70% dos gastos ambientais estaduais. Se for considerada a metade dos estados, no caso treze, esse percentual chega a quase 90%. No outro extremo, os cinco estados com menor participação (RO, TO, MA, AP, RR) contribuíram com 1,63% do total dos gastos estaduais em meio ambiente.

A análise do gasto ambiental proporcional, ou seja, considerando seu peso no gasto total dos estados, demonstrou outros pontos importantes. Um primeiro ponto a se acentuar é a reduzida participação dos gastos em gestão ambiental nos gastos totais dos estados (Tabela 4). Em relação ao montante desses gastos, ou seja, no total resultante da soma das despesas totais de todos os estados, em todo o período estudado, os estados brasileiros designaram, em média, 0,53% de seus gastos totais para o meio ambiente. Apenas dois estados (RN, CE) gastaram, em média, entre 2002 e 2012, mais do que 1% de seus orçamentos com gestão ambiental. Treze das vinte e sete unidades, cerca de 50% das unidades federativas, destinaram, em média, no período, menos de 0,5% de seus orçamentos para a gestão ambiental. Os cinco estados mais ricos (SP, RJ, MG, PR, RS) gastaram em média 0,63% em meio ambiente e os mais pobres, 0,17%. Nesse caso Goiás também se destaca, aparecendo entre os estados que destinam a menor parte de seu orçamento ao meio ambiente.

O Ceará ocupa uma posição de destaque nos dois critérios de apuração dos gastos ambientais. Os estados que gastaram mais de 1% das despesas totais são da Região Nordeste, não estando entre os mais ricos e tendo problemas com escassez de água; talvez crises de seca no Nordeste expliquem oscilações e o volume de gastos. A Região Nordeste destinou cerca de 50% dos seus recursos em meio ambiente para a subfunção recursos hídricos, seguido pela região Sudeste, com 22,3%, enquanto a Região Norte não chegou a 1% dos gastos nessa área. Ceará e Rio Grande do Norte gastaram em média, aproximadamente, 61% dos seus gastos ambientais em recursos hídricos no período analisado.

O estado do Acre é outro caso atípico: apesar de possuir o segundo menor PIB (2012), apresenta um gasto médio proporcional de 0,87%, maior que a maioria dos estados mais ricos.

Desde os anos 1980, o território do estado tem sido palco de conflitos socioambientais, tendo como principal marco o assassinato do líder seringalista Chico Mendes, em 1988. Com a vitória da Frente Popular do Acre em 1998, houve uma ruptura na forma de conceber a questão ambiental, com maior integração entre o projeto de desenvolvimento econômico e a preservação das florestas. Apesar de controversa, a proposta diferenciada conta com uma abordagem mais ampla e articulada da questão ambiental no discurso e na estrutura dos governos que se sucederam desde então (PAULA, 2005).

Rio Grande do Sul, Goiás e Santa Catarina são estados com boas posições relativas quanto ao PIB total (2012), respectivamente, 4º, 6º e 9º, mas estão entre os dez estados que menos gastaram proporcionalmente. Goiás pode ser um caso interessante para se estudar a influência de fatores políticos nos gastos ambientais. De maneira geral, nesse estado, como em toda região Centro-Oeste, há uma expressiva representação política do setor de agronegócios nos poderes legislativo e executivo (SIMIONATTO; COSTA, 2012). Conhecida como bancada ruralista, esse grupo de interesse é um dos que mais oposição faz às regulamentações ambientais que restringem as atividades do setor.

A compreensão desses casos requer estudos específicos em profundidade. Vários fatores podem contribuir para o baixo gasto em políticas ambientais: a gravidade percebida dos problemas ambientais, a capacidade institucional, a influência favorável e contrária de grupos de interesse e a ideologia político predominante nos estados (STANTON; WHITEHEAD, 1994).

A leitura da alocação de recursos por subfunções da gestão ambiental (preservação e conservação ambiental; controle ambiental; recuperação de áreas degradadas; recursos hídricos; meteorologia; demais subfunções) entre os estados e regiões ilustra, também, a heterogeneidade e a especificidades das políticas ambientais, em parte, relacionadas às características regionais.

O baixo investimento em recursos hídricos nas Regiões Norte e Centro-Oeste (1,06% e 4,6%), em parte, pode ser explicado pela grande oferta de recursos hídricos nessas regiões. Situação contrastante com a Região Nordeste, onde o problema crônico da seca levou a que fossem alocados, em média, de 2004 a 2012, 52% dos gastos ambientais em recursos hídricos. A Região Sudeste, a mais industrializada e populosa do país, é a segunda que mais investe em recursos hídricos (22,5%), seguida pela Região Sul com 7,4%. No caso da Região Sudeste, o efeito da poluição e os desafios de abastecimento de água potável, agravados pelas estiagens, podem explicar esse comportamento. Essa tendência deve se confirmar diante da atual crise hídrica. A Região Sudeste é a que apresenta a distribuição mais equilibrada na alocação dos recursos, resultado da maior diversidade e gravidade dos problemas ambientais. São nas regiões mais industrializadas, Sudeste (49%) e Sul (68%), que ocorreu o maior volume de gastos em

ações de conservação e preservação e controle ambiental. Nessas regiões, as políticas de comando e controle são as mais antigas e, em tese, as mais estruturadas.

Além da heterogeneidade e da concentração, a análise indicou a instabilidade dos gastos ambientais dos estados brasileiros entre 2002 e 2012, quando acompanhado o comportamento individual ao longo do tempo. Mais da metade das unidades da federação, quinze estados, apresentaram variações nos gastos ambientais acima de 50%. Os estados de Alagoas (149%), Pará (83%) e Espírito Santo (82%) foram os que apresentaram as maiores variações dos gastos ambientais em torno da média no período, já Bahia (15%), São Paulo (20%) e Rio Grande do Sul (27%) apresentaram os menores coeficientes de variação, representando os estados com menor instabilidade em torno da média. Tanto a análise individualizada dos estados quanto a análise por regiões evidenciaram que quanto menor o gasto ambiental absoluto, maior a instabilidade.

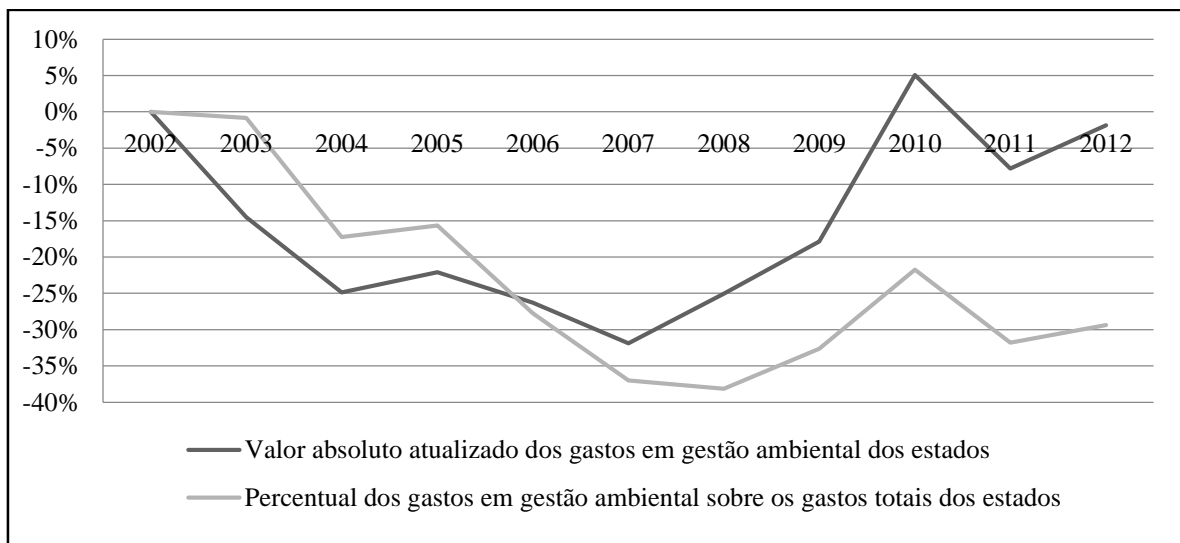
A instabilidade do gasto pode sugerir a manifestação de um fenômeno bastante recorrente nas políticas públicas brasileiras, o da descontinuidade político-administrativa. Com a inexistência de gastos vinculatórios para a política ambiental, esses gastos ficam mais suscetíveis ao efeito de vários fatores, como a baixa prioridade da política ambiental, a falta de planejamento de médio e longo prazo para o setor, as restrições e disputas por recursos orçamentários escassos dos estados, e as mudanças de governos com propostas e prioridades diferentes para o setor ambiental. É importante ter em conta que a instabilidade alta ou baixa não indica, necessariamente, *a priori*, uma condição positiva ou negativa. Por exemplo, é possível encontrar grande instabilidade em gastos que reflitam o fortalecimento contínuo da política ambiental com alocações crescentes ao longo do tempo. Ao contrário, valores estáveis e insuficientes podem apontar a continuidade de políticas ambientais frágeis e de baixa capacidade institucional.

A heterogeneidade dos gastos ambientais dos estados brasileiros ocorreu tanto em relação entre estados, regiões e, pela variação ao longo do tempo, entre os próprios gastos de cada estado. De certa forma, a heterogeneidade nos gastos era esperada diante da diversidade de contextos, marcada, em alguns casos, por profundas diferenças/desigualdades econômica, social, política e ambiental entre os estados brasileiros. Como pode ser evidenciado nos resultados, seguindo a literatura (Stanton; Whitehead, 1994; Bacot; Dawes, 1997), o nível de gasto absoluto e relativo pode estar associado à riqueza econômica, à severidade dos problemas ambientais, a aspectos demográficos e geográficos, à ascendência de setores econômicos e sociais na condução da política pública e às estruturas administrativas do meio ambiente. Esses efeitos poderão ser confirmados ou refutados nos estudos estatísticos inferenciais.

4.2.2 Declínio dos Gastos em Gestão Ambiental dos Estados Brasileiros

Outro fenômeno, além da heterogeneidade, demonstrado pelos resultados foi o declínio dos gastos estaduais em meio ambiente no período investigado. Tal queda, em uma avaliação global, ocorre tanto em valores absolutos (2%) quanto na participação dos gastos ambientais no total dos gastos de todos os estados (29%) (Gráfico 2). A participação dos gastos ambientais no montante total dos estados representava 0,84% em 2002, em decorrência de uma queda contínua; em 2007, a participação caiu para 0,52%, queda de 38% na participação das despesas totais. Após esse período, houve certo aumento nos gastos ambientais em valores absolutos, o que não pode ser confirmado em valores percentuais dos gastos em meio ambiente. Dessa maneira, o declínio de maior relevância está na participação dos gastos ambientais sobre as despesas gerais, o que sugere perda de espaço político da política ambiental, se for levado em consideração o orçamento público como demonstrativo de disputas por espaço na agenda política.

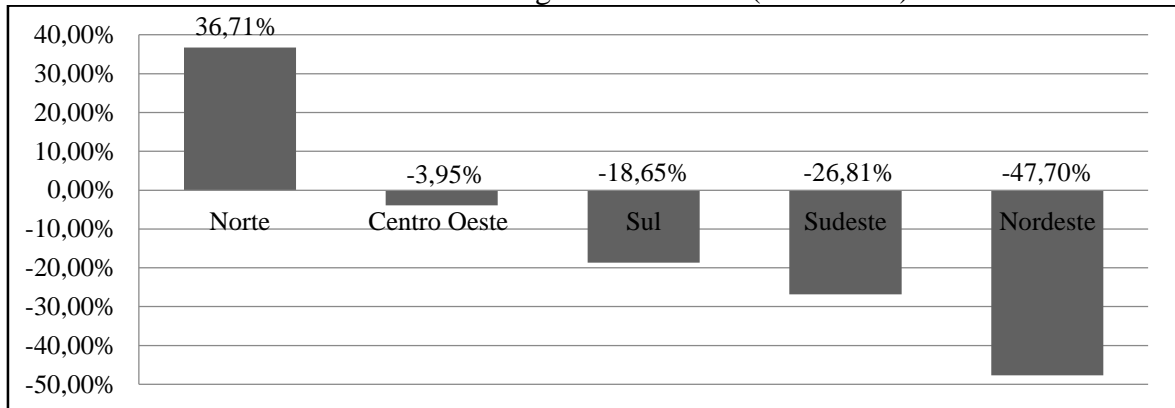
Gráfico 2- Evolução da variação dos gastos ambientais dos estados brasileiros em valor absoluto e em valor percentual (ano-base=2002)



Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos dados da STN (2015).

Agrupada a análise por regiões, percebe-se, por meio da variação da proporção do gasto ambiental em relação ao gasto total, que, com exceção da Região Norte, todas as demais regiões reduziram a parcela do orçamento destinada ao meio ambiente no período (Gráfico 3). A Região Nordeste obteve a maior queda entre as regiões, seguida pela Região Sudeste, com decréscimos de, aproximadamente, 48% e 27%, respectivamente.

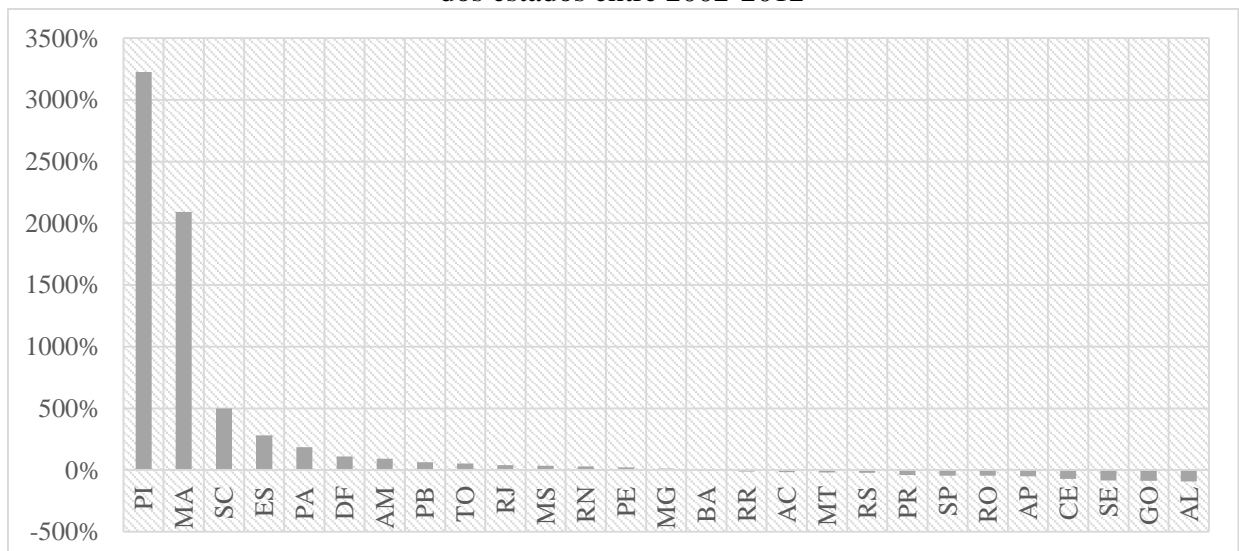
Gráfico 3- Variação do percentual de gasto em gestão ambiental sobre o total dos gastos estaduais das regiões brasileiras (2002-2012)



Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos dados da STN (2015).

Na esfera estadual, tomadas as variações do gasto ambiental proporcional entre o início e o fim de período, constata-se que 13 das 27 unidades federativas reduziram a participação do meio ambiente em seus orçamentos (Gráfico 4). Em cinco estados, a queda foi maior do que 50% – AL (93%), GO (87%), SE (84%), CE (72%) e AP (51%) –, e, em 8 estados, foi inferior a 50% – RO (46%), SP (45%), PR (40%), RS (21%), MT (19%), AC (18%), RR (13%) e BA (5%). Entre os estados que aumentaram o peso dos desembolsos ambientais no total de suas despesas totais apareceram PI (3.225%), MA (2.092%), SC (499%), ES (282%), PA (184%), DF (109%), AM (93%), PB (62%), TO (52%), RJ (40%), MS (35%), RN (30%), PE (22%) e MG (11%). Os dois estratos são formados por estados de todas as regiões e de diversos tamanhos e estruturas econômicas, dificultando a identificação de um fator aparente que explique tal configuração.

Gráfico 4- Variação da participação proporcional do gasto em gestão ambiental no gasto total dos estados entre 2002-2012



Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos dados da STN (2015).

Em resumo, observa-se que os gastos ambientais estaduais apresentaram declínio no período, principalmente quando analisados por proporção ao montante total dos gastos dessa esfera de governo. Quando analisados por região e por estado, emerge um quadro diverso em que apenas a Região Norte não registrou queda de gastos ambientais e quase a metade dos estados reduziu os seus orçamentos para o setor no período, dessa forma, o declínio não foi simétrico, e muitos estados aumentaram os seus gastos. A diminuição dos gastos em estados que possuíam maior representatividade no montante de gastos, a exemplo de São Paulo, Ceará e Paraná, não foi compensada pelo acréscimo nos gastos de estados com participação pouco expressiva no montante de gastos ambientais (PI, MA, SC).

Esses resultados confirmam a tendência de “desvalorização do orçamento estadual para a questão ambiental”, constatada por Young (2006, p. 229) no início da década de 2000. A princípio, o declínio dos gastos em número expressivo de estados é um fato preocupante e exigirá novas investigações para uma melhor compreensão de suas causas e implicações. Na ausência de uma crise econômica de grandes proporções no país durante o período definido, respeitadas as especificidades de cada estado, no estudo desse fenômeno, poderia ser avaliada a ocorrência individual ou a combinação de fatores, como endividamento dos estados, o deslocamento de recursos para outras áreas consideradas mais prioritárias, a descentralização de atribuições para a esfera local e para os agentes de mercado, a melhoria da qualidade ambiental e a redução da pressão social por um enfrentamento mais contundente dos problemas ambientais.

A redução dos gastos estaduais em meio ambiente é um dos achados mais importantes desta pesquisa, uma vez que pode indicar importantes mudanças na condução da política ambiental brasileira na última década e, portanto, uma relevante nova frente de pesquisa. Esse encolhimento de recursos pode expressar um quadro preocupante diante da já constatada debilidade das instituições ambientais da grande maioria dos estados (ABEMA, 1993), da precariedade das estruturas municipais de meio ambiente, da contribuição difusa e parcial do setor de mercado e do terceiro setor. Redução de recursos podem implicar: a não reposição, ampliação e a capacitação de recursos humanos; o abandono, a paralização ou a desaceleração de atividades, programas e projetos de pesquisa e modernização administrativa; a desativação de unidades descentralizadas, com a conseqüente queda de qualidade ou ausência do Estado em atividades essenciais como controle, fiscalização e monitoramento de impactos ambientais, a emissão de licenças ambientais, regularização e manutenção de unidades de conservação; a produção de informações e dados ambientais e a garantia de direitos. A redução da capacidade de resposta institucional aos problemas ambientais na última década, dada a ainda centralidade das políticas estaduais nesse setor, pode apontar para, no futuro, um maior agravamento da

qualidade ambiental no país. Dessa forma, embora os gastos possam ser importantes indicadores de transformações nas políticas públicas, o uso mais efetivos deles necessita de pesquisas complementares sobre por que, como, onde e as implicações dos achados.

Além da heterogeneidade e do declínio dos gastos ambientais dos estados, também foram observadas pela análise descritiva algumas possíveis tendências na forma de gastar com o meio ambiente como, por exemplo, o caso de estados mais ricos aparentarem ter gastos maiores com o meio ambiente. Para tanto, a próxima análise tem o objetivo de confirmar ou refutar algumas tendências demonstradas pela análise descritiva e pela teoria discutida no referencial empírico, trazendo, assim, algumas discussões internacionais para a realidade brasileira. Desse modo, no capítulo 5 foi realizada a análise fatorial com as variáveis explicativas dos gastos ambientais a fim de criar componentes que resumissem as variáveis expostas na definição operacional das variáveis para, assim, rodar a regressão linear múltipla para o ano de 2012. Já no capítulo 6 foi feita a análise de regressão com dados em painel para os anos de 2002 a 2012, e o objetivo foi captar a falta de temporalidade da análise anterior, de tal modo a averiguar se as tendências apontadas anteriormente se confirmam ao longo do tempo.

5 AS VARIÁVEIS EXPLICATIVAS DOS GASTOS EM GESTÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS: UMA ANÁLISE DE REGRESSÃO *CROSS SECTION* PARA O ANO DE 2012

Como podem ser observadas nos resultados da análise descritiva, algumas variáveis citadas no referencial empírico são potencialmente influentes nos gastos em gestão ambiental dos estados, no Brasil. Para tanto, esta etapa do trabalho teve a pretensão de confirmar ou refutar as possíveis variáveis explicativas para os gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros para o ano de 2012, e, assim, demonstrar algumas tendências de como as decisões no setor ambiental são realizadas na esfera pública estadual.

Antes de iniciar a análise de regressão linear múltipla em corte transversal para o ano de 2012, foi realizada a análise fatorial. A aplicação da análise fatorial teve por objetivo reduzir as 16 variáveis explicativas citadas no trabalho em grupos de variáveis correlacionadas, criando componentes que resumem esses grupos e também induzem a retirada de variáveis que não se ajustaram ao modelo adotado na pesquisa.

Na primeira análise fatorial, foram constatadas, no teste de anti-imagem, duas variáveis com valores menores de 400°, o que acarretou a retirada da variável Índice Gini (GINI) e área (AREA). A retirada das variáveis melhorou os resultados do teste de matriz de anti-imagem e do teste de comunalidade, com resultados acima de 400° e 0,70, respectivamente, como recomenda Hair *et al.* (2005). No entanto, analisando os componentes criados na análise fatorial, constatou-se que a variável Densidade Demográfica (DENS_DEM) respondia significativamente a dois componentes com valores acima de 0,40 em mais de um componente, ou seja, com resultados cruzados, o que, por sua vez, prejudicou os resultados. Desse modo, foi retirada a variável densidade demográfica e realizada novamente a análise fatorial. Dessa vez, mais uma variável obteve resultados cruzados, nesse caso a variável Regiões Desenvolvidas (REG_DES), sua retirada foi feita, e novamente a análise fatorial foi rodada, agora com as seguintes variáveis:

Quadro 4 - Variáveis trabalhadas na análise fatorial final

VARIÁVEIS TRABALHADAS NA ANÁLISE FATORIAL	
TX_URB	ICMS
PIB	ESC_MD
G_T	PIB_IND
IDH	VOT_PT
POP	TB_POL
G_CULT	PIB_AGR

Fonte: Elaborado pela autora (2016).

Os resultados da análise fatorial com as variáveis explicativas citadas no quadro 3, respeitaram todos os limites dos testes estabelecidos por Hair *et al.* (2009) e Fávero *et al.* (2009) (ver APÊNDICE A), para que a análise fosse tida como satisfatória. O teste de Kaiser-Meyer-Olkin obteve o resultado de 0,733, o que significa um resultado bom, e o teste de esfericidade de Bartlett respeitou os seus limites, demonstrando que o teste foi significativo (Tabela 5).

Tabela 5- Teste de KMO e de Bartlett

Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy.		.733
Bartlett's Test of Sphericity	Approx. Chi-Square	579.158
	Df	66
	Sig.	.000

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

Nessa análise fatorial, foram criados três componentes com as seguintes variáveis:

Tabela 6- Componentes criados pela análise fatorial

Variáveis de cada componente	C 1	C 2	C 3
G_T	.944	.214	.239
G_CULT	.941	.167	.004
ICMS	.937	.223	.242
POP	.937	.071	.312
PIB	.936	.275	.199
PIB_IND	.918	.251	.248
TX_URB	.324	.851	.115
IDH	.238	.910	.209
ESC_MD	.186	.952	-.057
VOT_PT	-.053	-.817	-.220
PIB_AGR	.360	.148	.834
TB_POL	.198	.168	.889

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

Como pode ser observado (Tabela 6), o componente 1 (C1) obteve o maior número de variáveis agrupadas, com 6 variáveis. Pode-se perceber que, com exceção da população, todas as variáveis desse grupo são medidas em valores monetários e estão relacionadas à riqueza econômica dos estados. Como já discutido anteriormente, o PIB, o Gasto total e o ICMS são variáveis independentes que captam a capacidade e a saúde econômica dos estados. O PIB industrial é parte do PIB total, então a relação positiva entre eles já era esperada. Já os gastos com a cultura e a população são variáveis que, *a priori*, não demonstram capacidade e saúde econômica diretamente, mas, por estarem correlacionadas às demais variáveis do componente 1

(Tabela 6), demonstram que podem ser variáveis influenciadas pela riqueza e pela saúde econômica de um estado.

A relação entre crescimento econômico e o crescimento populacional é um assunto com extensa discussão, mas que ainda carece de consenso na área, como ressalta Paiva e Wajnman (2005). Esses autores observam que, a princípio, o crescimento populacional pode contribuir para o crescimento econômico, já que se aumenta a mão de obra e o potencial de consumo de um local. Por sua vez, o crescimento populacional atinge diversas gerações, como descrito pela transição demográfica, e somente em fases específicas pode ser benéfica para o crescimento econômico. Essa fase de crescimento econômico, em decorrência do aumento populacional, normalmente ocorre quando há crescimento de mão de obra jovem, mas, logo que ela passa, os níveis de crescimento econômico voltam a cair quando ocorre a diminuição de jovens e o aumento de pessoas idosas.

Paiva e Wajnman (2005) ainda acrescentam que, apesar de o aumento populacional poder contribuir para o crescimento econômico, ele não garante a melhoria da distribuição de renda, pelo contrário, o aumento populacional pode acarretar maior desigualdade social, níveis de desenvolvimento humano mais baixos e aumento da pobreza. Desse modo, a riqueza econômica e o aumento populacional não podem ser confundidos com melhoria na qualidade de vida de uma população, pois isso depende principalmente de políticas de redistribuição de renda, de educação, de saúde, entre outras políticas.

Pode-se dizer que, no meio ambiente, a riqueza econômica e o aumento populacional agem de forma semelhante à qualidade de vida da população, ou seja, riqueza econômica de um estado não é sinônimo de melhorias ambientais. Gastos maiores em meio ambiente podem ser respostas do aumento de poluição em áreas com crescimento econômico e aumento populacional. A melhoria do meio ambiente depende principalmente de políticas ambientais bem estruturadas, eficientes, eficazes e, principalmente, que sejam executadas conforme critérios estabelecidos pela legislação específica.

No segundo componente (C2), observaram-se que as variáveis desse grupo estavam relacionadas às questões sociais/políticas dos estados. Os dados demonstram (Tabela 6) que a taxa de urbanização parece ser um fator importante para o desenvolvimento humano, já que possui correlação alta com a escolaridade média e o IDH dos estados. Em contrapartida, os votos no PT evidenciam uma correlação negativa com as outras três variáveis do grupo, o que se fez crer que o eleitorado petista seja menos escolarizado, com desenvolvimento humano menor e de regiões menos urbanizadas.

O perfil do eleitorado petista, descrito anteriormente, é corroborado pelas pesquisas de Zucco (2008) e de Terron e Soares (2010). Esses mesmos autores salientam que as mudanças no perfil do eleitorado petista ocorreram a partir da entrada do presidente Luis Inácio Lula da Silva como presidente, sobretudo após políticas de transferências diretas de renda dos programas sociais serem implementadas em seu primeiro mandato, em especial o Programa Bolsa Família. Esses programas não chegam a ser uma forma de clientelismo, como ressalta Zucco (2008), mas de fato, podem corroborar para que regiões mais pobres do país tenham maior afinidade com o partido em questão, como é o caso das Regiões Norte e Nordeste.

Ainda segundo os dados das pesquisas do Instituto Datafolha realizados pouco antes das eleições (1994-2006), os eleitores do interior, com menos estudos e com renda menor, foram mais favoráveis a Lula (TERRON; SOARES, 2010), corroborando os resultados mais recentes desta pesquisa, demonstrados no componente 2 da análise fatorial (Tabela 6). Vale ressaltar que os votos do PT não foram ascendentes em todo o país, na verdade ocorreu uma transferência de votos do PT de regiões mais desenvolvidas para as regiões mais pobres e menos urbanizadas do país. O eleitorado de Lula e do PT diminuiu a partir de 2002 nos estados do Paraná, de Santa Catarina, e do Rio Grande do Sul, antes detentores de altos percentuais de votos, como no período de 1994 e 1998, mas ganharam força nas Regiões Norte e Nordeste a partir de 2002 (TERRON; SOARES, 2010).

Apesar do aumento de votos no PT, o crescimento do eleitorado do Norte e do Nordeste não teve tanta expressividade sobre o PT como teve com Lula. Os territórios eleitorais em comum, de Lula e do PT, diminuíram ao longo do tempo e, de forma mais perceptível, a partir de 2006. Segundo Terron e Soares (2010), esse fato ocorreu, porque, em certa medida, os promotores da expansão de Lula e do PT foram conflitantes; enquanto o petismo permaneceu ligado ao ativismo político, às organizações comunitárias, aos sindicatos dos trabalhadores e às organizações ligadas às questões agrárias, o que rendeu sua expansão no interior do país, a base eleitoral de Lula findou-se, principalmente nas Regiões Norte e Nordeste, onde o Programa Bolsa Família teve o seu maior impacto, o que fez criar um vínculo entre o eleitor e o presidente, independentemente de seu partido.

Com base no que foi dito anteriormente, pode-se observar que o eleitorado petista nas eleições presidenciais de 2014, na verdade, é reflexo do crescimento lulista nas regiões menos favorecidas do país, no caso a Região Norte e Nordeste. Isso indica que os eleitores que votaram no PT na última eleição (2014) não necessariamente se identificam com o partido, mas sim pela governabilidade de Lula nos anos anteriores, principalmente pelo incentivo do Bolsa Família nessas regiões, como indicam Terron e Soares (2010) e Zucco (2008). Isso significa que as pautas

políticas do PT não são fatores predominantes para a maioria dos eleitores brasileiros, principalmente no que se refere às eleições presidenciais, em que seus votos estão mais sujeitos à personificação do candidato. Além disso, a polarização da ideologia brasileira parece não ocorrer da mesma forma que nos países desenvolvidos e, aparentemente, está mais voltada a questões de desigualdade social e a ações com reflexos em curto prazo, especialmente no aspecto financeiro.

Para o trabalho, todo esse contexto significou que a ideologia dos eleitores não ficou bem delineada para a análise, quando utilizados os votos partidários das últimas eleições presidenciais. Essa afirmativa também expressa que, no Brasil, a ideologia dos eleitores ainda não é bem fundamentada, e os votos partidários são, muitas vezes, dados de forma arbitrária ou por motivações sem fundamentos ideológicos. Dessa maneira, a variável VOT_PT não conseguiu captar ideologias mais democráticas ou menos conservadoras no Brasil, o que, segundo os autores Daley e Garand (2005) e Konisky e Woods (2012), demonstraria maior aceitação das políticas ambientais nos estados.

Além da relação negativa do eleitorado petista com as demais variáveis do componente 2, foi evidenciado o caso de a urbanização ser um fator correlacionado positivamente ao desenvolvimento humano da população brasileira. Pode-se dizer que essa relação era esperada, uma vez que a urbanização se caracteriza pelo desenvolvimento de uma rede que interliga sistemas produtivos e de consumo, a qual corrobora o surgimento de cidades mais estruturadas e desenvolvidas e onde transformações ou mudanças sociais e econômicas são impulsionadas pelas modernizações, por novas tecnologias e pelo desenvolvimento científico (PAVIANI, 1996).

As características da urbanização são propulsoras para o desenvolvimento humano, mas estas mesmas características também podem afetar o meio ambiente de forma negativa. Taxas de urbanização maiores significam também maior aglomeração populacional e maior concentração industrial, dois fatores já discutidos que contribuem para a degradação ambiental. Seguindo a visão de Sacco e Leduc (1969), espera-se que, por haver maior degradação ambiental e ao mesmo tempo maior poder econômico e estruturas sociais mais consolidadas, estados mais urbanizados tenham maiores gastos com o meio ambiente.

Por último, o terceiro componente (C3) consiste em apenas duas variáveis que, a princípio, parecem não ter nenhuma relação aparente, mas sugerem que o PIB agricultura dos estados tenha alguma relação com o percentual de trabalhadores em atividades potencialmente poluidoras. Como exposto na definição operacional das variáveis, essas duas medidas podem exemplificar os grupos de interesse nas questões ambientais, sendo eles grupos que influenciam de forma negativa a aplicação das políticas ambientais nos estados. Por sua vez, essas duas

variáveis também podem demonstrar a gravidade dos problemas ambientais, fazendo a relação entre esse componente e os gastos em meio ambiente dos estados ser alterada, ou seja, ter uma relação positiva com o gasto ambiental.

Dessa forma, o componente 3 pode evidenciar duas proposições sugeridas na teoria, na qual o sinal, positivo ou negativo, na regressão, pode sugerir qual dessas teorias melhor responde à explicação dos gastos ambientais dos estados brasileiros. Feita a análise fatorial e descritos os 3 componentes fatorais encontrados nesta análise, a seção seguinte teve o objetivo de averiguar a dependência dos gastos ambientais sobre esses três componentes.

5.1 ANÁLISE DE REGRESSÃO TRANSVERSAL

Na segunda parte da análise deste trabalho, foi realizada a análise de regressão linear múltipla para o ano de 2012, com os três componentes criados pela análise fatorial, cujo principal objetivo foi verificar se esses componentes criados pela análise fatorial explicam os gastos ambientais estaduais em 2012 e, se sim, o quanto explicam esses gastos.

Antes de iniciar a análise dos resultados desse item, vale ressaltar que, mesmo aderindo à escolha em se estudar os gastos ambientais estaduais em valores absolutos como variável dependente, foi realizada para teste (Ver APÊNDICE D) a regressão com os gastos ambientais estaduais medidos em valores *per capita*, com as mesmas variáveis independentes trabalhadas nos modelos deste trabalho. Como resultado deste teste, obteve-se a não significância do modelo, apresentando o R ajustado de somente 0,08, e somente a variável C2, demonstrando certa significância, a um nível 10%. Esses resultados confirmam que o modelo com a variável dependente gasto ambiental dos estados medidos em valores absolutos melhor exemplificam a execução financeira ambiental dos estados.

Como justificativa para a não significância do teste realizado, com o gasto medido em valores *per capita*, pode-se levar em consideração o que Assis *et al.* (2012) fala quando ressalta que os padrões de causa e efeito dos problemas ambientais são complexos e o caráter difuso das questões ambientais dificulta o estabelecimento de relações causais. Talvez, a constatação do modelo com gastos *per capita* não ter sido significativos nos testes se justifique porque os problemas ambientais ainda sofrem problemas de mensuração de causa e efeito e muitas vezes são tratados como um problema da sociedade, como um todo, independente de quem o faz, como, quando e o quanto degradou. Como expõem Newmark e Witko (2007), embora os problemas ambientais sejam causados por indivíduos, o gasto ambiental, ao contrário de muitos outros programas estaduais, como os de educação, saúde e gastos sociais, não se destina aos indivíduos,

mas à promoção de um bem coletivo e difuso. Portanto, nesse caso, seria mais coerente considerar os níveis globais de gastos. Assis *et al.* (2012) ainda sinalizam que a falta de consenso sobre as questões ambientais dificulta as discussões sobre a política ambiental, e é ainda mais prejudicada quando são introduzidos nas discussões ambientais fatores sociais, técnicos e econômicos da política pública. A dificuldade em se mensurarem os problemas ambientais também acarreta problemas de planejamento da política ambiental, que, por sua vez, ocasionam deficiências na construção de critérios de decisões. Diante disso, as políticas ambientais estaduais brasileiras necessitam compreender e captar melhor os principais pontos da problemática ambiental para, assim, poder criar uma política ambiental planejada e pautada em critérios de decisão bem definidos.

De volta para os resultados da pesquisa, observou-se que, diferentemente do teste realizado com a variável dependente “gasto ambiental *per capita*”, os resultados foram significativos com o modelo utilizando o gasto ambiental em valores absolutos, para os três componentes, tendo o seu R ajustado de 0,95 (Tabela 7), o que significa que esse modelo consegue explicar em média 95% da variação dos gastos em gestão ambiental dos estados no ano de 2012, um nível alto de explicação. O resultado de Durbin-Watson foi de 1,58 (Tabela 7), próximo de 2 e entre o intervalo estipulado no trabalho, sendo um resultado satisfatório para a análise.

Tabela 7- Principais resultados do modelo de regressão múltipla*, ano 2012, com os três componentes da análise fatorial como variáveis explicativas

R	R Square	Adjusted R Square	Std. Error of the Estimate	Durbin-Watson
.978*	.957	.952	56746241.07420	1.581

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

*Variável dependente: Gastos em gestão ambiental dos estados.

O teste t e o teste F tiveram resultados abaixo de 0,05, demonstrando que o modelo e a estatística de cada variável são significativas. Além desses dois testes, foram realizados o teste VIF, o teste de Breusch Pagan-Godfrey e o teste *d* de Durbin Watson; seus resultados (Ver APÊNDICE B) demonstraram que no modelo de regressão realizado nesta etapa (Tabela 7), não tiveram problemas de multicolinearidade, heterocedasticidade e de autocorrelação, respectivamente.

Pode-se observar (Tabela 8), pelos coeficientes de cada variável, que, a cada 1 ponto acrescido no componente 1, 2 e 3, aumentam-se em R\$ 246.385.134,86, R\$ 51.432.544,64 e R\$ 23.906.740,37, respectivamente, nos gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros. Isso sinaliza que o componente 1, ou seja, o componente que representa variáveis relacionadas à

riqueza e ao poder econômico, tem maior nível de explicação na variação dos gastos em gestão ambiental dos estados, sendo essa explicação aproximadamente 5 vezes maior que o segundo componente e 10 vezes maior que o terceiro componente.

Tabela 8- Coeficientes e níveis de significância das variáveis explicativas dos gastos ambientais

Variáveis explicativas	Coeficientes	Nível de significância
(Constant)	146831783.601	.000
Componente 1	246385134.863	.000
Componente 2	51432544.642	.000
Componente 3	23906740.376	.042

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

A influência da riqueza econômica sobre o meio ambiente é um assunto recorrente na literatura internacional, como mostrado anteriormente (Sacco; Leduc, 1969; Stanton; Whitehead, 1994; Newmark; Witko, 2007; Konisky; Woods, 2012; Daley; Garand, 2005). Entre as influências da riqueza econômica sobre o meio ambiente, o que mais se tem discutido é a disponibilidade financeira em se gastar mais com o meio ambiente e o perfil das pessoas com mais rendas ser mais suscetível a apoiar políticas ambientais mais consistentes.

No entanto, outras características da influência da riqueza econômica sobre o meio ambiente devem ser levadas em consideração quando discutidas em uma vertente mais ambientalista. Nessa vertente, a atenção volta-se ao próprio andamento da economia, em que estão atrelados dois fatores principais para o seu funcionamento e que afetam diretamente o meio ambiente: a produção e o consumo. Schnaiberg (1997) intitula esse processo como sendo a esteira de produção, cujo crescimento econômico depende do crescimento desses dois fatores, do consumo e da produção. Nessa visão, o meio ambiente deixa de ser meio de sobrevivência e convívio e torna-se meio de produção, mais especificamente, matéria-prima para a produção de bens de consumo e depositário de resíduos. Como o crescimento econômico depende da produção de bens e consumo, ela também é dependente da maior retirada de matéria-prima e de produção de resíduos (poluição), e isso implica um ritmo que o ciclo natural não consegue sustentar, trazendo consigo diversas degradações visíveis ao meio ambiente, como ressalta Foladori (1999).

Além de afetar a produção de mercadorias sobre o meio ambiente, o crescimento econômico também impõe o crescimento do consumo, outro fator que influencia o meio ambiente. Dois fatores são importantes para o crescimento do consumo, o aumento populacional e o estilo do consumo (CARMO *et al.*, 2014). Como indicados pela análise

fatorial, os dados desta pesquisa corroboram o fato de o crescimento econômico estar atrelado ao aumento populacional no Brasil.

Muito já foi discutido sobre o controle populacional ser um fator preponderante para o equilíbrio ambiental, assunto esse iniciado por Malthus, em 1798, e rediscutido no livro *Limites do Crescimento*, de 1972. No entanto, outro assunto tem ganhado espaço para a discussão do consumo: o estilo de consumo da população. Esse assunto tem ganhado força, porque está inserido em um contexto mais atual e parece ter maior relevância nos dias de hoje (CARMO *et al.*, 2014), mas, independentemente das razões do aumento do consumo, esse fator atinge diretamente as questões ambientais e, se não tratado com a devida atenção, pode gerar consequências graves para o meio ambiente. Seguindo os argumentos anteriores, o consumo em grande escala é capaz de propiciar o aumento da produção não condizente com o que o ambiente está apto a produzir e também pode induzir o aumento populacional que, conseqüentemente, geraria uma quantia de dejetos que o ecossistema não é capaz de absorver.

Visto que o crescimento econômico atinge o meio ambiente de diversas formas, não é possível afirmar que o seu aumento possa trazer benefícios para a política ambiental. Apesar de os resultados da regressão demonstrarem sinais positivos e explicativos do componente 1 para os gastos com o meio ambiente, devem-se levar em consideração todas as degradações ambientais causadas anteriormente pelo crescimento econômico. O que se pode concluir é que, com mais recursos financeiros e com maior população, mais se gasta com o meio ambiente no setor público estadual, mas o valor a mais que se despende em meio ambiente nessas localidades pode não ser o valor proporcional para recuperar áreas degradadas no passado pela produção e pelo consumo demasiado nesses locais.

No segundo componente, observou-se um coeficiente de explicação nos gastos em gestão ambiental dos estados em 2012 menor do que o anterior, no entanto essa variável significativa para os gastos ambientais sugere que não é somente a parte financeira que interfere nos gastos em meio ambiente, mas também questões sociais da população, corroborando com as pesquisas de Daley e Garand (2005) e Sacco e Leduc (1969). O resultado significativo para o componente 2, que resume a taxa de urbanização e o desenvolvimento humano, também evidencia uma característica da própria sociedade, que pode interferir nas políticas ambientais positivamente, pelo menos no que se refere às políticas ambientais estaduais de 2012; são elas populações com maior desenvolvimento humano e de regiões mais urbanizadas.

Já o terceiro componente, que une o PIB agropecuário e o percentual de trabalhadores em atividades altamente poluidoras, teve o menor poder explicativo para os gastos

ambientais, mas foi significativo para o gasto ambiental, demonstrando mais uma nova característica da forma como se gastam com o meio ambiente nos estados. Como descrito anteriormente, essas duas variáveis podem corroborar com a explicação de pelo menos dois fenômenos, a degradação ambiental nos estados e os grupos de interesse. Como os resultados foram positivos, a tendência foi de acreditar que, em locais com maior poluição, a execução das políticas ambientais é mais efetiva ou pelo menos mais aplicadas, o que vai ao encontro do que Potoski e Woods (2012) e Bacot e Dawes (1997) acreditam.

No entanto, existem ainda muitas dúvidas quanto ao resultado da variável explicativa componente 3. Por essa variável envolver questões também políticas e de interesses diretos com o meio ambiente, a linearidade de afetação pode não ocorrer, ou seja, em algumas regiões e anos pode ser que a explicação alterne entre positiva e negativa, isso porque dependerá dos atores envolvidos na política ambiental e dos problemas ambientais ocorridos nos estados no momento em que os dados são coletados.

Outro assunto relevante sobre os resultados da regressão foi que os sinais positivos das variáveis não necessariamente significam uma relação positiva com o meio ambiente. Mesmo considerando o componente 3 como representante da poluição local e com significância positiva para que se gaste mais com o meio ambiente, isso não necessariamente significa que políticas ambientais estão sendo melhor empregadas conforme o nível de poluição; esse fator dependerá, por exemplo, do tipo de políticas empregadas em cada região e de sua efetividade. Existem diversos tipos de políticas ambientais, entre elas aquelas que são mais preventivas e aquelas que são mais reativas, dessa forma, o maior gasto com meio ambiente em áreas de maior poluição pode significar uma política preventiva pouco efetiva e, conseqüentemente, a aplicação de políticas ambientais mais reativas, quando os problemas ambientais ficam visíveis para a população. Outros fatores, como o tipo de empresas e/ou atividades instaladas na região, também podem interferir na maneira que se gasta com o meio ambiente ou como é implementada a política ambiental estadual brasileira. O mais importante de se observar foi que esta variável explica em partes os gastos ambientais estaduais, tornando viável a conclusão de que os problemas ambientais, bem como os grupos de interesses, são fatores que afetam a forma que se gasta com o meio ambiente nos estados.

Com o objetivo de tornar a análise deste trabalho um pouco mais completa, foi realizada no próximo capítulo uma análise de regressão que conta a temporalidade dos gastos e das variáveis explicativas. Para isso, foi considerado o período de 2002 a 2012 e estudadas 6 variáveis, semelhantes às usadas acima, em uma análise com dados em painel.

6 AS VARIÁVEIS EXPLICATIVAS DOS GASTOS EM GESTÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS: UMA ANÁLISE COM DADOS EM PAINEL PARA OS ANOS 2002 A 2012

O objetivo da análise de regressão com dados em painel para os anos de 2002 a 2012 foi verificar se as 6 variáveis das 3 hipóteses expostas no trabalho explicam, e o quanto explicam, os gastos ambientais dos estados nos anos de 2002 a 2012. A principal diferença para a análise de regressão anterior é que esta última capta a questão do tempo na análise multivariada.

Foram rodados três modelos de regressão para 6 variáveis explicativas, que são: o percentual do PIB Industrial sobre o PIB agropecuário (IND_AGR), população (POP), gasto com cultura (G_CULT), escolaridade média (ESC_MD), renda *per capita* (REN_PC) e percentual de trabalhadores em áreas com maior risco de poluição (TB_POL). Primeiramente foi feito o teste de correlação entre as variáveis explicativas, para observar se havia alguma correlação alta entre elas.

Tabela 9 - Correlação entre as variáveis explicativas do modelo de regressão em painel

	IND_AGR	POP	G_CULT	ESC_MD	REN_PC	TB_POL
IND_AGR	1					
POP	0,3363	1				
G_CULT	-0,0056	0,0003	1			
ESC_MD	-0,0025	0,1097	0,3635	1		
REN_PC	0,4259	0,283	0,0084	0,0398	1	
TB_POL	0,0412	0,5328	0,0077	0,0829	0,2612	1

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

Observou-se que as variáveis não tem níveis altos de correlação correlacionadas (Tabela 9), o que sugere ser um bom grupo de variáveis explicativas para o modelo. Após este teste, foram rodados os modelos de efeitos fixos e efeitos aleatórios, para a averiguação de qual modelo melhor se adequa à análise desses dados. Pelo teste de Hausman (Tabela 10), observou-se que o resultado foi maior que 0,05, optando-se pelo modelo com efeitos aleatórios.

Tabela 10 - Teste de Hausman (modelo para todos os estados)

Test:	Ho:	difference in	coefficients not systematic
		chi2 (3) =	(b-B)'[(V_b-V_B)^(-1)](b-B)
		=	7,05
		Prob>chi2 =	0,0702

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

Após a escolha do modelo com efeitos aleatórios, foram realizados os testes de Breush Pagan para efeitos aleatórios (Tabela 11)¹, para a averiguação de heterocedasticidade no modelo, e o teste de Wooldridge com dados em painel, para verificar se no modelo há problemas de autocorrelação (Tabela 12)¹.

Tabela 11 - Teste de Breush Pagan para efeitos aleatórios (modelo para todos os estados)

Test:	Var(u)	=	0
			chibar2(01) = 276,59
			Prob > chibar2 = 0

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

Pelo teste de Breush Pagan (Tabela 11), rejeitou-se a H₀, observando que as variâncias são diferentes, ou seja, há heterocedasticidade no modelo.

Tabela 12 - Teste de Wooldridge para dados em painel (modelo para todos os estados)

F(1, 26) = 59,078
Prob > F = 0,0000

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

Pelo teste de Wooldridge (Tabela 12), como o valor foi menor que 0,05 rejeitou-se H₀, logo houve problemas de autocorrelação no modelo. Em vista dos problemas ocorridos pela heterocedasticidade e pela autocorrelação, fez-se necessário optar pelo modelo de mínimos quadrados generalizado em painéis com heterogeneidade e autocorrelação, dessa maneira a análise foi baseada nos resultados da tabela referentes ao modelo FGLS (Tabela 13).

Tabela 13- Geral – resultado da estimação dos modelos de efeitos fixos, aleatório e pelo modelo de mínimos quadrados generalizados (FGLS) – Variável dependente: gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros

Variáveis explicativas	Coeficientes e nível de significância		
	FGLS	EF	EA
IND_AGR	2269899 **	4.440108 ***	2.133255 *
POP	12.7 ***	-7.2E-05 ***	2.58E-05 ***
G_CULT	-0.00832	-4.18E-09	3.24E-09
ESC_MD	1764662 *	0.805538	3.501048
REN_PC	44207.2 ***	0.187266 ***	0.062317 *
TB_POL	-474847900 **	642.5351	-670.172
CONS	-31224360 **	420.2559 ***	-97.1757 **
T. WALD	75.86 ***	6.24 ***	189.83 ***
OBSERVAÇÕES	297	297	297

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

*nível de significância de 10%, **nível de significância de 5%, ***nível de significância de 1%

¹ Os testes completos constam no APÊNDICE C.

A análise geral, com todos os estados brasileiros (Tabela 13), demonstrou que as variáveis população e renda *per capita* são significativas ao nível de significância de 1%. Para cada pessoa a mais no estado, aumentam-se R\$12,70 nos gastos em meio ambiente. Em relação à renda *per capita*, para cada R\$1,00 na renda *per capita*, aumentam-se R\$ 44.207,20 nos gastos ambientais. Esses resultados corroboram as pesquisas de Newmark e Witko (2007) e Konisky e Woods (2012) e confirmam os resultados da seção anterior sobre a população e a riqueza e a saúde econômica serem fatores significativos e com sinais positivos para os gastos ambientais estaduais.

Em nível de significância de 5%, constatou-se que, para cada 1% acrescido no percentual de PIB industrial sobre o PIB agropecuário, altera-se positivamente R\$ 2.269.899,00 nos gastos em meio ambiente, indo ao encontro do que Sacco e Leduc (1969) dizem sobre a relação positiva do setor industrial nos gastos com o meio ambiente dos estados. A industrialização é uma ferramenta que tornou possível o aumento da produção e, conseqüentemente, a possibilidade de se consumir mais, assunto esse já discutido sobre os possíveis problemas ambientais causados por esses fatores. Sendo assim, o aumento do nível de industrialização pode fazer com que também se aumente o nível de poluição, o que em tese faz com que maiores gastos tenham de ser despendidos nas políticas ambientais, tanto para fiscalizações, monitoramento e licenciamento ambientais das indústrias como para a recuperação de áreas degradadas nas regiões atingidas.

Outra variável significativa foi o percentual de trabalhadores em atividades altamente poluidoras, no qual se constatou que, a cada 1% acrescido na variável, alteram-se negativamente R\$474.847.900,00 nos gastos ambientais. Esse resultado contraria, em parte, a Teoria da gravidade do problema ambiental citada na seção anterior, mas vai ao encontro da Teoria dos grupos de interesse, exemplificada nos trabalhos de Konisky e Woods (2012), Potoski e Woods (2012) e Newmark e Witko (2007). Como já discutido anteriormente, essa variável, por haver questões políticas envolvidas, pode não ter tanta linearidade nos seus resultados, uma vez que depende do contexto político de cada local e momento.

Em nível de significância de 10%, a escolaridade média foi significativa e, para cada 1 série a mais, são acrescidos R\$ 44.207,20 nos gastos com o meio ambiente. Esse resultado apoia o pressuposto de Balderjahn (1988), fazendo crer que, em lugares onde haja maior educação, parte essencial do desenvolvimento humano, também deva haver maior consenso da sociedade nas questões ambientais, trazendo consigo melhores políticas ambientais nessas regiões e, conseqüentemente, maiores gastos com o meio ambiente. Os gastos com cultura foram a única variável do modelo (Tabela 13) que não demonstraram significância para os gastos em meio

ambiente nos estados, entre 2002 e 2012. No entanto, na análise de regressão com os estados separados pelo seu nível de desenvolvimento (Tabela 17 e 21), a variável cultura obteve significância.

Para observar se as regiões desenvolvidas têm comportamentos distintos das regiões menos desenvolvidas, sobre a forma de dispor os gastos em meio ambiente, foi realizada a divisão dos estados entre as regiões mais desenvolvidas e menos desenvolvidas, e realizada uma regressão para cada um desses dois grupos. Novamente foi realizada a regressão nos modelos com efeitos fixos e aleatórios, e, posteriormente, feito o teste de Hausman (Tabela 14) para averiguação do melhor modelo para os dados da pesquisa.

Tabela 14 - Teste de Hausman (modelo para os estados em regiões desenvolvidas)

Test:	Ho:	difference in coefficients not systematic
		$\chi^2(3) = (b-B)'[(V_b - V_B)^{-1}](b-B)$
		0,34
		Prob > $\chi^2 =$ 0,9520

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

Observou-se, mais uma vez, o modelo com efeitos aleatórios como sendo o mais adequado à análise, já que o resultado do teste de Hausman (Tabela 14)² foi maior que 0,05. Após a decisão do melhor modelo para a análise de regressão com os estados em regiões desenvolvidas, foram realizados os testes de Breush Pagan para efeitos aleatórios (Tabela 15)² e o teste de Wooldridge (Tabela 16) com dados em painel.

Tabela 15 - Teste de Breush Pagan (para modelo com estados em regiões desenvolvidas)

Test:	Var(u)	=	0
			$\chi^2(01) =$ 53,43
			Prob > $\chi^2 =$ 0

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

Pelo teste de Breush Pagan (Tabela 15), rejeitou-se a H0, observando heterocedasticidade no modelo. Pelo teste de Wooldridge (Tabela 16)², rejeitou-se H0, obtendo resultados abaixo de 0,05, o que significou problemas de autocorrelação no modelo.

Tabela 16 - Teste de Wooldridge (para modelo com estados em regiões desenvolvidas)

$F(1, 10) =$ 69,357
Prob > F = 0,0000

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

² Os testes completos constam no Apêndice C.

Em vista dos problemas ocorridos pela heterocedasticidade e pela autocorrelação, mais uma vez, optou-se pelo modelo de mínimos quadrados generalizado em painéis com heterogeneidade e autocorrelação (Tabela 17).

Tabela 17- Regiões desenvolvidas – resultado da estimação dos modelos de efeitos fixos, aleatório e pelo modelo de mínimos quadrados generalizados (FGLS) – Variável dependente: gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros.

Variáveis explicativas	Coeficientes e nível de significância		
	FGLS	EF	EA
IND_AGR	1975027	4.6304 **	2.304172
POP	22.7 ***	-7.4E-05 ***	2.77E-05 ***
G_CULT	0.0787 **	9.70E-08	1.28E-07
ESC_MD	3464700	2.728353	8.558009
REN_PC	41913.4	0.235211 ***	0.099028 *
TB_POL	-1366750000 ***	357.2437	-157.86
CONS	-46443070	699.9018 ***	-245.629 **
T. WALD	101.77 ***	3.89 ***	83.57 ***
OBSERVAÇÕES	121	121	121

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

*nível de significância de 10%, **nível de significância de 5%, ***nível de significância de 1%

Na regressão com as regiões desenvolvidas (Tabela 17), foi constatado que, em nível de significância de 5%, para cada R\$1,00 no gasto em cultura dos estados desenvolvidos, aumentam-se R\$ 0,08 no meio ambiente. Diferentemente da regressão anterior (Tabela 13), essa variável foi significativa para as regiões desenvolvidas, o que faz crer que as políticas relacionadas à cultura e ao meio ambiente tenham algumas afinidades.

Em nível de significância de 10%, constatou-se que, para cada pessoa a mais nos estados desenvolvidos, gastam-se R\$ 22,07 em meio ambiente e, para 1% a mais de trabalhadores em áreas de maior risco de poluição sobre o total de trabalhadores, diminuem-se R\$ 1.366.750.000,00 nos gastos com o meio ambiente nos estados desenvolvidos. Observa-se aqui que os resultados do percentual de trabalhadores em atividade poluidoras e a população seguem a mesma tendência dos resultados da regressão com todos os estados. Vale ressaltar que parte dos valores altos dos coeficientes da variável trabalhadores em atividades poluidoras é justificada pelos percentuais baixos de trabalhadores em áreas de maior risco de poluição, o que significa 1% a mais de trabalhadores em atividades potencialmente poluidoras como um valor bastante significativo de alternância.

A análise de regressão com os estados em regiões menos desenvolvidas seguiu o mesmo princípio da análise anterior. Primeiramente foram realizados os modelos de efeitos fixos e

aleatórios, e feito o teste de Hausman (Tabela 18³). Mais uma vez, o modelo de efeitos aleatórios foi escolhido como sendo o mais adequado para a análise dos dados, obtendo resultados maiores de 0,05.

Tabela 18 - Teste de Hausman (modelo para os estados em regiões menos desenvolvidas)

Test:	Ho:	difference in coefficients not systematic
$\chi^2(3) = (b-B)'[(V_b - V_B)^{-1}](b-B)$		
3,15		
Prob > $\chi^2 = 0,3685$		

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

O teste de Breush Pagan (Tabela 19)⁴, para o modelo com estados em regiões menos desenvolvidas, obteve resultado abaixo de 0,05, rejeitando-se H0, e observando a heterocedasticidade no modelo.

Tabela 19 - Teste de Breush Pagan (para modelo com estados em regiões menos desenvolvidas)

Test:	Var(u)	=	0
		chibar2(01)	= 86,92
		Prob > chibar2	= 0

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

O teste de Wooldridge (Tabela 20)⁴ também obteve resultados abaixo de 0,05, o que levou à rejeição da H0, apontando, mais uma vez, problemas de autocorrelação no modelo.

Tabela 20 - Teste de Wooldridge (para modelo com estados em regiões menos desenvolvidas)

F (1	15) =	47,627
Prob > F =			0

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

Em vista dos problemas ocorridos de heterocedasticidade e de autocorrelação, mais uma vez, optou-se pelo modelo de mínimos quadrados generalizado em painéis com heterogeneidade e autocorrelação para o modelo de regressão com estados em regiões menos desenvolvidas (Tabela 21).

³ Os testes completos constam no Apêndice C.

⁴ Os testes completos constam no Apêndice C.

Tabela 21– Regiões menos desenvolvidas - resultado da estimação dos modelos de efeitos fixos, aleatório e pelo modelo de mínimos quadrados generalizados (FGLS) – Variável dependente: gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros.

Variáveis explicativas	Coeficientes e nível de significância		
	FGLS	EF	EA
IND_AGR	1024593	4.541826	1.441148
POP	8.94 ***	-6.3E-05 ***	7.93E-06 *
G_CULT	-0.01 *	-1.10E-08	-9.44E-09
ESC_MD	1251698	-3.67325	-3.36028
REN_PC	38663.9	0.087083	0.016176
TB_POL	274199400 ***	787.0742	711.0962
CONS	-36635750 **	246.1558 ***	1.367712
T. WALD	82.68 ***	1.43	10.19 *
OBSERVAÇÕES	176	176	176

Fonte: Elaborado pela autora (2016) com base nos resultados da pesquisa.

*nível de significância de 10%, **nível de significância de 5%, ***nível de significância de 1%

Quanto aos resultados da regressão com os estados em regiões menos desenvolvidas (Tabela 21), verificou-se que, em nível de significância de 1%, para cada R\$1,00 gasto a mais com cultura, gasta-se R\$ 0,01 a menos em gestão ambiental, sendo um resultado contrário à teoria e ao resultado das regiões mais desenvolvidas, onde gastam-se R\$0,08 a mais em gestão ambiental para cada R\$1,00 a mais em gasto com cultura. Não há uma justificativa plausível para esse resultado, no entanto ele pode sugerir que, por haver um orçamento menor nas regiões menos desenvolvidas, as políticas de menor impacto, ou seja, aquelas cujos resultados das políticas muitas vezes são intangíveis ou somente vistos em longo prazo, como é o caso da política ambiental e da cultura, tenham que disputar verbas para o seu funcionamento, contudo esse é um tema que ainda precisa ser investigado em profundidade.

Em nível de significância de 10%, para cada pessoa a mais nos estados em regiões menos desenvolvidas, gastam-se R\$ 8,94 a mais com o meio ambiente e, para cada percentual de trabalhadores em atividades altamente poluidoras, gastam-se R\$ 274.199.400,00 a mais com o meio ambiente, sendo mais uma vez um resultado contrário das regiões mais desenvolvidas.

Em uma análise geral, entre as regiões desenvolvidas e menos desenvolvidas, observou-se que, dividindo-se os estados em regiões desenvolvidas e menos desenvolvidas, o número de variáveis explicativas significativas cai, tendo somente a população, o gasto com cultura e o percentual de trabalhadores em atividades altamente poluidoras como variáveis significativas. Tanto nas regiões desenvolvidas quanto nas as regiões menos desenvolvidas, as variáveis significativas foram as mesmas, no entanto a explicação dessas mesmas variáveis afetou de forma diferente os gastos ambientais dos estados.

A variável população explica quase duas vezes mais os gastos ambientais nas regiões desenvolvidas em comparação à explicação das regiões menos desenvolvidas, indicando que a população seja uma variável mais significativa para as regiões desenvolvidas. Esse resultado pode ter relação com a maior concentração populacional nas regiões desenvolvidas, já que essas regiões têm quase três vezes mais população que as regiões menos desenvolvidas (IBGE, 2012).

Em relação às variáveis que tiveram sinais contrários entre as regiões, observa-se que os gastos com a cultura explicam os gastos em meio ambiente de forma positiva nas regiões desenvolvidas, e, nas regiões menos desenvolvidas, explicam de forma negativa. O resultado contrário para essa variável pode estar relacionado à disposição ou à disponibilidade financeira dos estados. Em estados desenvolvidos, as arrecadações públicas normalmente tendem a ser maiores, o que possibilita um leque maior para a distribuição desses recursos. Já em regiões menos desenvolvidas, como as arrecadações tendem a ser menores, boa parte delas acaba sendo destinada a políticas básicas, deixando somente uma pequena parte para ser dividida nas demais áreas públicas.

Outro fator a ser considerado é que, em geral, pode-se esperar que nas regiões mais desenvolvidas haja um maior nível de organização e pressão dos grupos organizados da sociedade civil, maior produção e consumo de informações ambientais, aumentando a evidência dos problemas ambientais na agenda e no orçamento público (HAYS *et al.*, 1996), no entanto vale ressaltar que, apesar de o resultado (Tabela 21) demonstrar que os gastos com cultura afetam negativamente os gastos ambientais estaduais nas regiões menos desenvolvidas, esse fator não necessariamente prejudica o meio ambiente, já que, dentro das funções da cultura, pode constar a preservação de áreas ambientais, caso esta seja designada como patrimônio cultural, e a preservação de tradições que considerem o respeito à natureza.

Outra variável com os sinais contrários para cada região foi o percentual de trabalhadores em atividades altamente poluidoras. Nas regiões desenvolvidas, a relação foi negativa e, para as regiões menos desenvolvidas, a relação foi positiva. Os resultados com sinais alternados da variável percentual de trabalhadores em atividades altamente poluidoras não se restringiram à análise por regiões desenvolvidas e menos desenvolvidas e também foi vista nas análises anteriores do trabalho. Essa alternância de sinais pode significar certa fragilidade na variável em explicar o gasto ambiental estadual, no entanto ela também pode sinalizar outra questão.

Os resultados não padronizados da variável percentual de trabalhadores em atividades altamente poluidoras nas regressões realizadas neste trabalho podem também significar que há, sim, a tendência da mediação dos grupos de interesse e da gravidade dos problemas ambientais na execução das políticas ambientais estaduais, como sugere a teoria (KONISKY; WOODS,

2012; POTOSKI; WOODS, 2012; NEWMARK; WITKO, 2007). Essa interferência, contudo, ocorre de maneira não linear e, em cada região e em determinados períodos, podem haver alternâncias em como esses fatores afetam a política do meio ambiente. Uma das justificativas para que ocorram essas alternâncias são as próprias diferenças dos atores políticos e sociais ligados ao meio ambiente de cada região e período, bem como as diferentes atividades poluidoras instaladas em cada estado. Para tanto, é necessário que pesquisas de maior profundidade, focalizada em certos estados e em áreas específicas do meio ambiente, sejam realizadas com o intuito de confirmar se há, de fato, a interferência de grupos de interesses ou do tipo de poluição local na execução de políticas ambientais estaduais e como essa interferência afeta os gastos ambientais.

De modo geral, as 6 variáveis foram significativas para o gasto em meio ambiente dos estados nos anos de 2002 a 2012. Somente a variável cultura não obteve significância no modelo geral de análise, mas, quando analisada por regiões desenvolvidas e menos desenvolvidas, os resultados foram significativos, demonstrando ser também uma variável explicativa viável para os gastos ambientais. Observou-se, também, que a análise dividida por regiões com maior e menor desenvolvimento foi essencial para visualizar discrepâncias que ocorrem na afetação das variáveis explicativas sobre o gasto ambiental dos estados de cada região, sugerindo que o desenvolvimento das regiões interfere em como os gastos são dispendidos na gestão ambiental dos estados.

O estudo dos gastos ambientais demonstrou ser um campo importante para o melhor delineamento da área da política ambiental estadual brasileira. Este trabalho teve a intenção de alavancar um método ainda pouco aplicado aos estudos dos gastos ambientais, que é a análise inferencial. Apesar de os resultados ainda serem sugestões explicativas, as quais ainda precisam ser melhorados, permitem que novas pesquisas sejam realizadas e embasadas, não somente em uma Teoria internacional, mas também em resultados da própria parte da política ambiental estadual brasileira. Para tanto, a seção seguinte teve o objetivo de sintetizar e discutir os principais achados deste trabalho.

7 ANÁLISE GERAL DOS RESULTADOS

Esta pesquisa teve a pretensão de investigar em que medida variáveis relacionadas a fatores socioeconômicos, político-sociais e ambientais influenciavam os gastos dos estados brasileiros em gestão ambiental. Com base nessas variáveis, foi possível confirmar alguns fatores que influenciam o financiamento das políticas ambientais estaduais e também delinear como esse financiamento está sendo empregado na última década.

Primeiramente, foi realizada a análise descritiva dos gastos ambientais estaduais. Na análise descritiva, foi possível observar como os gastos ambientais comportaram-se durante os anos estudados e como foram despendidos os gastos em meio ambiente de cada região brasileira. Como principais achados desta análise, foram constatados dois fenômenos nos gastos ambientais dos estados, a heterogeneidade e o declínio dos gastos.

Os dados demonstraram que a participação dos gastos ambientais sobre o montante total de gastos do setor público estadual brasileiro foi pouco expressiva, média de 0,62% entre os anos de 2002 e 2012. A partir da média dos gastos ambientais em valores absolutos do período analisado, obteve-se assimetria de 3,99 e curtose de 17,62, indicando uma distribuição de dados bastante assimétrica e aguda, sugerindo que há estados que gastam muito mais que outros.

Pode-se dizer que uma das causas da heterogeneidade dos gastos ambientais dos estados foi a concentração e a instabilidade desses gastos durante os anos estudados. Os cinco estados (SP, RJ, MG, CE e BA) que mais gastaram ambientalmente na média do período de 2002-2012 foram responsáveis por 70% dos gastos ambientais estaduais, já os cinco com os menores gastos (RO, TO, MA, AP e RR) contribuíram com apenas 1,63%, uma variação de 4.250% entre os grupos.

A análise também indicou instabilidade como parte da razão da heterogeneidade dos gastos ambientais estaduais entre 2002-2012. Entre os 27 estados, 15 apresentaram variações nos gastos ambientais acima de 50%, sendo AL (149%) com a maior variação e BA (15%) com a menor variação entre os anos. A instabilidade do gasto ambiental pode sugerir um fenômeno ainda recorrente nas políticas públicas brasileiras, a descontinuidade político-administrativa. Como não há gastos vinculatórios à política ambiental, esses gastos ficam mais suscetíveis ao efeito de vários fatores, que incluem a não priorização da política ambiental, políticas simbólicas e a falta de planejamento de médio e longo prazo para o setor.

De modo geral, a heterogeneidade nos gastos era esperada no Brasil. Segundo a literatura (STANTON; WHITEHEAD, 1994; BACOT; DAWES, 1997), os gastos ambientais são dispostos conforme uma diversidade de contextos, que incluem características econômicas,

estruturais, sociais, políticas e ambientais dos estados. No Brasil, a diversidade não se deu somente pelo contexto geral dos estados, tipicamente desiguais, mas também pela diversidade de situações que levaram à criação e à condução das políticas ambientais estaduais.

As políticas ambientais no Brasil começaram a ser implantadas sob pressão internacional no início dos anos 1970 pelo regime militar. Apesar da centralização vigente no período, os estados assumiram a dianteira na criação de instrumentos de comando e controle no enfrentamento das demandas decorrentes, principalmente, da poluição. Alguns estados, como São Paulo, Rio de Janeiro, Santa Catarina, Minas Gerais e Paraná, foram pioneiros na implantação de estruturas institucionais no mesmo período, priorizando o controle da poluição industrial e, em menor grau, a conservação de florestas. A implantação dessas estruturas nos estados brasileiros ocorreu em momentos diferentes e sofreu impulsos de várias ordens, como a aprovação da Política Nacional do Meio Ambiente (1981), a Constituição Federal (1988), as leis federais específicas (florestas, água, resíduos etc.), a pressão de movimentos ambientais e de organizações e eventos internacionais. Esses eventos e circunstâncias podem ter colaborado para que alguns estados evoluíssem mais nas políticas ambientais do que em outros, acarretando a heterogeneidade dos gastos ambientais estaduais.

Em relação ao declínio dos gastos estaduais ambientais, esse fenômeno ocorreu tanto em valores absolutos (2%) como em valores percentuais. Foi principalmente na participação dos gastos ambientais no total dos gastos estaduais que houve a maior queda durante os anos, de 29%. Apesar disso, muitos estados aumentaram os seus gastos ambientais durante os anos, demonstrando que não houve uma simetria na queda, o que aconteceu foi o declínio dos gastos em estados que apresentavam maior representatividade no montante geral dos gastos ambientais (como SP, CE e PR), e esses decréscimos não foram compensados pelo acréscimo nos gastos de estados com participação pouco expressiva no montante de gastos ambientais (como PI, MA e SC), acarretando, assim, o declínio geral dos gastos ambientais estaduais.

A redução dos gastos estaduais em meio ambiente é um assunto importante para ser discutido em pesquisas futuras, pois ela pode indicar importantes mudanças na condução da política ambiental brasileira na última década. Esse encolhimento de recursos pode expressar um quadro preocupante diante da debilidade das instituições ambientais de diversos estados, da precariedade das estruturas municipais de meio ambiente e da contribuição difusa e parcial do setor de mercado e do terceiro setor. A redução da capacidade de resposta institucional aos problemas ambientais na última década pode ser um apontamento para o agravamento da qualidade ambiental no país futuramente.

Apesar da descentralização ocorrida desde os anos 1990, com a crescente participação de municípios e agentes de mercado no combate à degradação ambiental, os estados continuam a ser um dos atores mais importantes na formulação e na implementação das políticas ambientais no país. Eles são responsáveis por cerca de um terço dos gastos em gestão ambiental realizados pelo setor público, pela regulamentação e pela implementação de boa parte de leis ambientais federais, pela mobilização de recursos políticos e materiais em escala regional, pelo zoneamento econômico ecológico do território, pela fiscalização, pelo monitoramento e pela produção de informações sobre a qualidade ambiental em sua jurisdição e, principalmente, pela grande maioria do licenciamento de atividades com impacto ambiental.

Segundo Barros *et al.* (2012), apesar de a legislação ambiental brasileira ser clara em seus princípios e objetivos, as atribuições para a execução da política ambiental não se mostram específicas o suficiente. Entre outros problemas enfrentados pela política ambiental brasileira, destacam-se a fragilidade institucional, a baixa autonomia político-institucional, a ascendência de interesses políticos e econômicos regionais, a falta de corpo técnico adequado, a defasagem tecnológica, o excesso de atribuições, a suscetibilidade à corrupção e os orçamentos insuficientes (NEDER, 2002; LITTLE, 2003; LEITE LOPES, 2004; BORINELLI, 2007). Atrelada à dificuldade de conciliação com desenvolvimento econômico, a situação da aplicabilidade da política ambiental torna-se ainda mais complexa. Em decorrência de todos esses problemas enfrentados na política ambiental brasileira, alguns reflexos podem ser percebidos em relação ao financiamento dessas políticas.

Assim como neste trabalho, os estudos de Young e Roncisvalle (2002), Borinelli (2007) Wakim *et al.* (2013) e Dantas *et al.* (2014) evidenciaram investimentos baixos por parte do Estado em meio ambiente, principalmente se comparado ao montante total de arrecadação e ao agravamento dos problemas ambientais nas últimas décadas. A constatação do declínio nos gastos ambientais estaduais neste trabalho evidencia a necessidade de maior alocação de recursos e da revitalização da política ambiental, que hoje aparece marginalizada na política pública.

A evidência da necessidade de maiores e melhores recursos financeiros para a gestão das agendas políticas ambientais também pode ser expressa quando é observado que, passados mais de 20 anos, os resultados dos estudos como de Guimarães *et al.* (1992) continuam a ser os mesmos constatados por estudos mais recentes (WAKIM *et al.*, 2013; DANTAS *et al.*, 2014), como este. Esses resultados demonstram a debilidade da execução das políticas públicas em conseguir responder efetivamente às pautas ambientais e também mostram certo descrédito com a política ambiental no Brasil.

Além do declínio e da heterogeneidade constatados na análise descritiva, outros fatores também puderam ser averiguados nesta análise. Foi possível observar que algumas variáveis citadas no referencial empírico foram potencialmente influentes nos gastos em gestão ambiental dos estados no Brasil. Após uma análise fatorial, que destacou três componentes principais – questões socioeconômicas, questões políticos-sociais e questões ambientais/grupos de interesse –, foi realizada a análise de regressão linear múltipla para o ano de 2012. Os resultados foram significativos para os três componentes, e o modelo conseguiu explicar em média 95% da variação dos gastos em gestão ambiental dos estados no ano de 2012, um nível alto de explicação.

Com base nos coeficientes da análise de regressão, o componente 1, que representa variáveis relacionadas à riqueza e ao poder econômico, teve maior nível de explicação na variação dos gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros em 2012, sendo essa explicação aproximadamente 5 vezes maior que o segundo componente e 10 vezes maior que o terceiro componente. Esse resultado corroborou o pressuposto de pesquisas anteriores (NEWMARK; WITKO, 2007; KONISKY; WOODS, 2012), de que a disponibilidade financeira dos estados e o perfil de pessoas com mais rendas são fatores que influenciam positivamente os gastos públicos ambientais.

Apesar de os resultados da regressão demonstrarem sinais positivos e explicativos do componente 1 – riqueza e saúde econômica dos estados –, para os gastos com o meio ambiente, deve-se levar em consideração o fato de esses estados terem tido maior degradação ambiental devido ao seu crescimento econômico. Os valores a mais que se despendem em meio ambiente nesses estados podem corresponder às degradações acarretadas pelas respectivas estruturas de produção e consumo. Arelado ao resultado da análise descritiva, que demonstrou declínio dos gastos ambientais em estados com significativa participação nos gastos ambientais, é recomendável certa atenção sobre as políticas ambientais estaduais nessas unidades federativas.

A significância do componente 2 – características sociais dos estados – demonstrou que não somente a riqueza econômica interfere nos gastos ambientais, mas também as questões sociais, corroborando os pressupostos de Daley e Garand (2005) e Sacco e Leduc (1969). O resultado também evidenciou uma característica da própria sociedade que pode interferir nas políticas ambientais positivamente, são elas territórios com maior taxa de urbanização e com maior Índice de Desenvolvimento Humano.

Já o terceiro componente, que une o PIB agropecuário e o percentual de trabalhadores em atividades altamente poluidoras, pode ajudar na explicação de pelo menos dois fenômenos, a degradação ambiental nos estados e a ação de grupos de interesse. Como os resultados foram positivos, a tendência foi de que, em locais com maior poluição, a execução das políticas

ambientais seja mais efetiva, ou pelo menos mais aplicada, indo ao encontro do que Potoski e Woods (2012) e Bacot e Dawes (1997) acreditam. Apesar desse resultado, ao longo do trabalho foi observado que não ocorreu certa linearidade nos resultados dessas duas variáveis, o que tornou possível a afirmação de que questões políticas, de grupos de interesse também podem ser determinantes na definição dos gastos ambientais dos estados, fato também previsto na literatura (LESTER; LOMBARD, 1990; KENSKI; KENSKI, 1980).

Já na regressão com dados em painel, como resultado geral, observou-se que 5 das 6 variáveis foram significativas para o gasto dos estados nos anos de 2002 a 2012 em meio ambiente. Somente a variável cultura não obteve significância no modelo geral de análise, mas, quando analisada por regiões desenvolvidas e menos desenvolvidas, os resultados foram significativos. Já a variável percentual de trabalhadores em atividades altamente poluidoras obteve sinal negativo para os gastos ambientais. Esse resultado contrariou, em parte, a teoria da gravidade do problema ambiental demonstrada na análise de regressão transversal de 2012, porém foi ao encontro da teoria dos grupos de interesse, exemplificada nos trabalhos de Konisky e Woods (2012), Potoski e Woods (2012) e Newmark e Witko (2007). Isso pode sugerir que a existência em si de problemas ambientais não é suficiente para influenciar a política ambiental, mas que a inserção na agenda pública desses problemas e o empenho dos governos em resolvê-los depende da capacidade política dos afetados pelos riscos e impactos ambientais para defenderem as suas demandas. Observou-se, também, que a análise de regressão dividida por regiões com maior e menor desenvolvimento foi essencial para visualizar discrepâncias que ocorrem na afetação das variáveis explicativas sobre o gasto ambiental dos estados de cada região, sugerindo que o grau de desenvolvimento das regiões, como já indicado, interfere em como os gastos são dispendidos na gestão ambiental dos estados.

De modo geral, os resultados foram significativos para as três hipóteses do trabalho, sendo elas medidas por variáveis explicativas relacionadas a questões socioeconômicas, político-sociais e ambientais/demográficas. As variáveis relacionadas a questões socioeconômicas parecem ter maior poder explicativo nos gastos com o meio ambiente dos estados, demonstrando resultados significativos para as duas análises de regressão, e sendo a variável com o maior coeficiente de explicação na análise de regressão de 2012. As outras questões, como desenvolvimento humano, população, taxa de urbanização, poluição e grupos de interesse também demonstraram significância na distribuição dos gastos ambientais dos estados. Esses resultados confirmam teorias apresentadas na literatura internacional de que fatores atrelados ao meio ambiente, sendo eles sociais, políticos e ambientais, também podem interferir no financiamento e no desempenho das políticas ambientais estaduais.

Este trabalho não somente confirmou as variáveis explicativas dos gastos ambientais das teorias internacionais como também ratificou os pressupostos do trabalho de Dantas *et al.* (2014), quando aborda que questões da região, a estabilidade econômica e o volume de gastos orçamentários gerais, bem como fatores históricos na formação política da região, tendem a ser variáveis que afetam diretamente a alocação de recursos para a gestão pública ambiental dos estados brasileiros, tanto positiva como negativamente.

É possível supor, embasados nos resultados desta pesquisa, que o declínio e a heterogeneidade dos gastos ambientais demonstrados na análise descritiva sejam reflexo da instabilidade econômica, da desigualdade socioeconômica e da falta de expressão política das demandas ambientais nas instituições públicas e na sociedade. Todas essas debilidades prejudicam a institucionalização de uma política capaz de lidar com todos os assuntos complexos que as pautas ambientais exigem.

Deve-se levar em consideração o fato de que as questões ambientais estão relacionadas a diversos assuntos da política e da sociedade. A adequação para o desenvolvimento sustentável depende não só da aplicação da política ambiental em si, mas também da inserção das ações sustentáveis em todos os setores da política, da sociedade e da economia. Em uma perspectiva propositiva, levando em consideração algumas experiências europeias citadas por Wilkinson *et al.* (2008), algumas inovações devem ser implementadas no sistema político ambiental brasileiro. A adoção de um “Orçamento Verde” é algo importante para se pensar, pois essa adoção visa ampla gama de iniciativas que procuram avaliar e promover inovações na inserção de considerações ambientais e de sustentabilidade no ciclo orçamentário, nas formas de financiamento da política ambiental e na política fiscal, e pode contribuir expressivamente com uma gestão pública ambiental mais efetiva e inclusiva.

Em relação ao desenvolvimento da pesquisa, o uso de dados sobre gastos ambientais implica uma importante contribuição para o estudo das políticas ambientais brasileiras, oferecendo dados históricos e comparativos. Como ressaltam Young (2005) e Walkin *et al.* (2013), estudos descritivos ou de causalidade quantitativos são relevantes para indicar tendências de longo e médio prazo nos gastos ambientais. Utilizando a literatura internacional (STANTON; WHITEHEAD, 1994, BACOT; DAVES, 1997; NEWMARK; WITKO, 2007; KONISKY; WOODS, 2012), este trabalho buscou ir um pouco além da análise descritiva dos dados ambientais e avançar na análise inferencial no Brasil. Contudo, no decorrer desta pesquisa, ficou claro que trabalhos dessa magnitude enfrentam consideráveis desafios, já que a política ambiental é complexa e de difícil mensuração; além disso, os dados ambientais padronizados sobre processos e resultados da política ambiental, apesar de seu avanço, ainda são escassos no Brasil.

Outro fator a ser considerado é que os gastos ambientais são também representações das escolhas orçamentárias e refletem opções políticas e ideológicas (RUSSEL; BENSON, 2014; TRIDAPALLI *et al.*, 2011). Gastos ambientais, em países em desenvolvimento, têm um espaço restrito no processo decisório estatal e orçamentário. Gastos ambientais competem com gastos tradicionais e ainda podem conflitar com outras políticas públicas e interesses econômicos, políticos e sociais. Nesses países, a dívida pública e a pressão por respostas às demandas sociais e desenvolvimentistas dificultam a implementação de medidas fiscais que financiem a política ambiental. Além disso, gastos ambientais podem ser mais facilmente entendidos como “improdutivos”, dado que comprometem recursos escassos do presente em nome de resultados futuros que nem sempre são tangíveis quanto aos benefícios e beneficiados (ACQUATELLA; BARCENA, 2005). Assim, e considerando a complexidade da área ambiental, investigações qualitativas de viés crítico sobre valores, interesses, discursos, conflitos e contradições que envolvem as decisões nas diversas etapas orçamentárias (planejamento, execução, monitoramento e avaliação) poderiam ajudar a compreender melhor como se definem e se justificam os gastos ambientais. Estudos que mesclam metodologias quantitativas e qualitativas podem ser interessantes para abarcar considerações mais complexas e, ao mesmo tempo, sistemáticas e comparativas das execuções orçamentárias das políticas ambientais estaduais.

No Brasil há uma enorme carência de estatísticas ambientais (BESSERMAN, 2003; CRUZ *et al.*, 2009) sistemáticas, abrangentes, padronizadas metodologicamente e acessíveis. Em parte, esse quadro resulta do baixo orçamento do setor e da falta de apoio institucional à produção de informações ambientais e sobre as políticas ambientais. De qualquer forma, a boa oferta de dados sociais e econômicos, com vários recortes territoriais, por instituições de pesquisa como IBGE e IPEA, órgãos de classe e institutos estaduais possibilitaram que se avançasse mais nas pesquisas quantitativas ambientais. Com isso, esperou-se que um primeiro passo tenha sido dado para superar o caráter, como ressaltam Alonso e Costa (2002), predominantemente normativo das pesquisas sobre políticas ambientais e a defasagem em relação à literatura internacional em pesquisas sobre as políticas ambientais.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho teve o objetivo de investigar em que medida variáveis socioeconômicas, político/sociais e ambientais influenciam nos gastos em gestão ambiental dos estados brasileiros. Para tanto, foram investigados os gastos ambientais dos estados nos anos de 2002 a 2012 e dividida a análise em três partes, sendo elas: a análise descritiva, a análise de regressão transversal do ano de 2012 e a análise com dados em painel para os anos de 2002 a 2012.

Na análise descritiva, foi possível observar a heterogeneidade, a baixa participação orçamentária e o declínio dos gastos ambientais dos estados brasileiros no período estudado. A compreensão desses fenômenos e de como eles afetam os resultados das políticas ambientais remete à necessidade de se considerar um conjunto de fatores políticos, econômicos, sociais, culturais, institucionais e ambientais.

Neste sentido, foi realizada a análise de regressão, utilizando variáveis explicativas que abarcaram fatores relacionados às questões sociais, econômicas e ambientais, e os resultados desta análise comprovaram a influência desses fatores nos gastos ambientais estaduais. Com os resultados da análise de regressão, observou-se também que as questões socioeconômicas parecem determinar em maior grau os gastos ambientais. Por sua vez, a análise ainda demonstrou que não somente as questões econômicas determinam os gastos, mas também outros fatores relacionados às questões sociais, políticas e ambientais dos estados interferem nos gastos em meio ambiente.

Já os resultados da análise de regressão, com dados em painel ao longo do período de 2002-2012, confirmaram a significância de 5 variáveis explicativas, referentes às 3 hipóteses dos gastos ambientais dos estados trabalhadas na pesquisa, são elas: o percentual do PIB Industrial sobre o PIB Agropecuário (IND_AGR), população (POP), escolaridade média (ESC_MD), renda *per capita* (REN_PC) e percentual de trabalhadores em áreas com maior risco de poluição (TB_POL). Observou-se, também, que os fatores determinantes dos gastos ambientais em estados menos desenvolvidos agem de forma diferente dos estados desenvolvidos, evidenciando que o desenvolvimento dos estados interfere em como as variáveis explicativas agem nos gastos ambientais. A análise de regressão com dados em painel foi importante na averiguação dos determinantes ao longo do tempo, confirmando que os determinantes não interferem somente em um ano específico, mas também em um período de 11 anos.

O uso dos gastos em pesquisas acadêmicas e no controle social das políticas ambientais pode ser um importante reforço para melhor caracterizar o empenho e demonstrar os fatores envolvidos na implementação das políticas ambientais. As tendências levantadas neste trabalho,

pelas variáveis explicativas, poderão nortear outras pesquisas, sugerindo aprofundando e comprovando alguns fatores de potencial influência na execução das políticas ambientais estaduais brasileiras. Vale ressaltar que as formas em que foram mensuradas as variáveis explicativas no trabalho, apesar de se basearem nos estudos americanos, fizeram-se necessárias a adaptação e/ou a inclusão de variáveis, para que estas demonstrassem as características da realidade brasileira.

Entre as variáveis ainda não trabalhadas em pesquisas norte-americanas, encontra-se o PIB Agropecuário. A inclusão da variável PIB Agropecuário conseguiu captar uma característica ainda representativa na economia brasileira, que é o setor agropecuário, e pôde confirmar que essa variável é significativa para os gastos ambientais. Outra variável incluída no trabalho foi a variável votos dos eleitores para a presidência, no ano de 2014. Essa variável teve o intuito de averiguar a tendência ideológica, entre direita e esquerda, da população. No entanto, foi visto que, apesar de apontar algumas tendências das características dos eleitores de cada região, para o meio ambiente, ela não foi tão significativa. Essa constatação sugere que trabalhos futuros devam aprimorar a mensuração das questões ideológicas e partidárias no Brasil para, assim, poder estudar com maior profundidade até que ponto fatores políticos e ideológicos podem influenciar a implementação das políticas ambientais estaduais brasileiras.

Outra questão relevante demonstrada neste trabalho, mas que ainda deve ser aprimorada, é a interferência dos grupos de interesse industrial/agropecuário e ambiental sobre a implementação da política ambiental. Apesar de o presente trabalho utilizar variáveis que podem mensurar esse determinante do gasto – como é o caso da criação da variável percentual de trabalhadores em áreas altamente poluidoras, a qual foi significativa para o modelo – não foi construído um índice que pudesse responder efetivamente a essa questão específica. A mensuração, ou a compreensão, da influência dos grupos de interesse nas políticas ambientais exige que sejam consideradas certas particularidades locais, o que dificulta a inclusão desse fator em pesquisas mais abrangentes, como é o caso desta pesquisa. Dessa forma, sugere-se que trabalhos futuros, com abordagens qualitativas e quali-quantitativas, sejam realizados para responder, mais efetivamente, a essa questão.

O delineamento dos fatores que afetam a execução das políticas ambientais estaduais brasileiras, se estudados em maior profundidade, podem levar a avanços teóricos e empíricos em uma área que ainda está em desenvolvimento no Brasil. Além disso, a pesquisa também demonstrou que novas técnicas quantitativas podem ser utilizadas nos estudos de políticas ambientais, trazendo metodologias causais e longitudinais para a análise.

Vale salientar que este trabalho faz parte de um corpo maior de pesquisa, que é o grupo de pesquisa GEA. Dessa maneira, o delineamento das variáveis possíveis de serem trabalhadas podem abrir portas para futuros trabalhos do grupo GEA. Entre as possibilidades encontradas nesta pesquisa está a questão da capacidade estrutural dos órgãos ambientais. A construção de um índice que possa mensurar as características das estruturas ambientais brasileiras pode corroborar tanto na pesquisa sobre os gastos públicos ambientais, sendo utilizado como determinante do gasto, como também pode ser utilizada como uma variável dependente em assim, construir uma nova linha de pesquisa, com o intuito de responder o que determina a qualidade das estruturas ambientais nos estados brasileiros. Outra lacuna identificada no estudo foi a necessidade de construção de variáveis, índices ou indicadores para mensurar comparativamente a gravidade dos problemas ambientais. A disponibilidade desses dados padronizados permitiria avaliar a eficiência e o impacto dos gastos ambientais realizados.

Talvez, os gastos não sejam suficientes para explicar toda a dinâmica e os resultados das políticas ambientais ou o empenho dos governos nesse setor, mas também não podem ser descartados, pois são importantes dados, e ainda um dos poucos disponíveis, para a análise comparativa da política pública ambiental brasileira. Também podem contribuir não apenas para constatar que a política ambiental requer mais e estáveis recursos financeiros, mas também para compreender o contexto mais amplo que produz essa situação.

A insuficiência dos gastos ambientais para responder aos problemas do meio ambiente afeta também a sustentabilidade social e econômica, pois essas dependem diretamente da sustentabilidade ambiental. O Estado, como sendo o principal agente de planejamento e controle da política e gestão ambiental, tem de inovar e aprimorar suas técnicas para que ocorra um fortalecimento da política ambiental perante outras políticas. Do ponto de vista metodológico, dados financeiros devem ser aprimorados, para que estes possam cada vez mais contribuir para a estratégia e o planejamento das políticas públicas, inclusive da política ambiental. E do ponto de vista financeiro, inovações devem ser realizadas tanto na parte de arrecadações como na criação novos tributos ambientais e fundos nacionais que possam corrigir o problema da desigualdade financeira entre estados. Como também devem ser criados novos incentivos fiscais que corroborem para que a sociedade e a economia se integrem às causas ambientais. Gastos ambientais concorrem com os gastos tradicionais, sobretudo os sociais, em países com fortes traços de desigualdade, como o Brasil. Portanto, é sugerido a criação de novas fontes exclusivas de financiamento para a política ambiental.

REFERÊNCIAS

- ABEMA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENTIDADES DE MEIO AMBIENTE. Diagnóstico Institucional dos Órgãos Estaduais de Meio Ambiente no Brasil. Espírito Santo, 1993.
- ACQUATELLA J.; BARCENA A. **Política fiscal y medio ambiente: Bases para una agenda común.** Santiago: CEPAL, 2005.
- ALONSO, A; COSTA, V. Ciências sociais e meio ambiente no Brasil: um balanço bibliográfico. **Revista Brasileira de Informações Bibliográficas em Ciências Sociais**, p.35-78, n. 53, 1º sem., 2002.
- APPIO, E.F. **O Controle Judicial Das Políticas Públicas No Brasil.** 2004. 473f. Tese (Doutorado em Direito) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2004.
- ASSIS, M. P. de; *et al.* Avaliação de Políticas Ambientais: desafios e perspectivas. **Saude Soc. [online]**, v. 21, p. 7-20, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0104-12902012000700002>>. Acesso em: 25 mar. 2015.
- AZEVEDO, A. *et al.* A reforma do Estado, a emergência da descentralização e as políticas ambientais. **Revista do Serviço Público**, Brasília, v. 58, n. 1, p. 37-55, jan./mar. 2007. Disponível em: <http://www.enap.gov.br/index.php?option=com_docman&task=cat_view&gid=855>. Acesso em: 5 ago. 2015.
- BACOT, A. H.; DAWES, R. A. State expenditures and policy outcomes in environmental program management. **The Policy Studies Journal**, v. 25, n. 3, p. 355–370, 1997.
- BALDERJAHN, I. Personality variables and environmental attitudes as predictors of ecologically responsible consumption patterns. **Journal of Business Research**, v. 17, p. 51-56, 1988.
- BÁRCENA, A. *et al.* **Financiamiento para el desarrollo sostenible en américa latina y el caribe de Monterrey a Johannesburgo.** Santiago de Chile: CEPAL, 2002.
- BARROS, D. A. *et al.* Breve análise dos instrumentos da política de gestão ambiental brasileira. **Revista Política e Sociedade.** Florianópolis, v. 2, n. 22, 15 nov. 2012.
- BESSERMAN, S. A lacuna das informações ambientais. *In*: FIGUEIREDO, A. (Coord.). **Meio ambiente no século 21.** Rio de Janeiro: Sextante, 2003.
- BORINELLI, B. **Desempenho político-administrativo das instituições ambientais na década de 1990: a experiência da fundação do meio ambiente de Santa Catarina – FATMA.** 2007, Tese (Doutorado em Ciências Sociais) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2007.

BORINELLI, B. *et al.* Gastos públicos em meio ambiente no estado do Paraná: uma análise exploratória para o período 2002 a 2009. **Revista de Políticas Públicas (UFMA)**, v. 15, p. 99-108, 2011.

BRAGA, M. S. S.; PIMENTEL, J. J. Os partidos políticos brasileiros realmente não importam? **Opinião Pública**, Campinas, v. 17, n. 2, nov. 2011, p. 271-303. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/op/v17n2/a01v17n2>>. Acesso em: 5 out. 2015.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, **Diário Oficial [da] União**, em 31 de agosto de 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em: 20 out. 2010.

_____. Lei nº 7.804, de 18 de julho de 1989. Altera a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, a Lei nº 7.735, de 22 de fevereiro de 1989, a Lei nº 6.803, de 2 de julho de 1980, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, 20 jul. 1989. - Seção 1 p. 12026. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L7804.htm>. Acesso em: set. 2015.

_____. **Ministério Público Federal**. Meio ambiente e patrimônio cultural. Disponível em: <<http://www.pgr.mpf.mp.br/areas-de-atuacao/camaras-de-coordenacao-e-revisao/meio-ambiente-e-patrimonio-cultural>>. Acesso em: Fev. 2016.

BREDARIOL, C. **Conflito ambiental e negociação para uma política local de meio ambiente**. 2001, 276f. Tese (Doutorado em Ciência). Rio de Janeiro: UFRJ; COPPE, 2001.

BRYMAN, A.; CRAMER, D. **Quantitative data analysis: with SPSS for Windows**. New York: Routledge, 1997.

BURSZTYN, M. A.; BURSZTYN, M. Integrating the environment and development in the decision – making process. *In: Encyclopedia of life support systems*. Oxford, UK: Eolss Publishers, 2000.

CARMO, R. L. *et al.* Transição demográfica e transição do consumo urbano de água no Brasil. **Revista Brasileira de Estudos Populacionais [online]**, v. 31, n. 1, p.169-190, 2014.

CARNEIRO, P. E. A. Modelo de mudanças climáticas com gastos públicos. **Contexto Internacional**, v. 30, p. 49-88, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cint/v30n1/02.pdf>>. Acesso em: Jan. 2015.

CARREIRÃO, Y. S. A decisão do voto nas eleições presidenciais brasileiras. Florianópolis: **Editora da UFSC/FGV**, 2002.

CARVALHO, D. **Orçamento e contabilidade pública: teoria, prática e mais de 800 exercícios**. 5. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

CARVALHO, T. S.; ALMEIDA, E. A hipótese da curva de Kuznets ambiental global: uma perspectiva econométrico-espacial. **Estudos Econômicos**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 587-615, set. 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0101-41612010000300004&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 8 nov. 2015.

COLLINS, J; HUSSEY, R. **Pesquisa em administração**: um guia prático para alunos de graduação e pós-graduação. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2005.

COMISSÃO MUNDIAL SOBRE O MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. **Nosso futuro comum**. Olson, 1987.

COOPER, D.; SCHINDLER, P. **Métodos de pesquisa em administração**. Porto Alegre: Bookman, 2003.

CRUZ, C. F. *et al.* Informações ambientais na contabilidade pública: reconhecimento de sua importância para a sustentabilidade. **Sociedade, Contabilidade e Gestão**, v. 4, n. 2, 2009. Disponível em: <http://www.atena.org.br/revista/ojs-2.2.3-06/index.php/ufrj/article/view/763> Acesso em: 22 abr. 2016.

CUNHA, S.; COELHO, M.C. Política e gestão ambiental. In: CUNHA, S.; GUERRA, A. (Org.). **A questão ambiental**: diferentes abordagens. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003.

DALEY, D. M.; GARAND, J. C.. Horizontal diffusion, vertical diffusion, and internal pressure in state environmental policymaking, 1989-1998. **American Politics Research**, v. 33 n. 5, p 615-644, set, 2005.

DANTAS, M. K. *et al.* Análise dos gastos públicos com gestão ambiental no Brasil. **RGSA. Revista de Gestão Social e Ambiental**, São Paulo, v. 8, n.3, p. 52-68, set/nov. 2014.

DE CARLO, S. **Gestão ambiental nos municípios brasileiros**: impasses e heterogeneidade. 2006. 330f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) – UnB. Universidade de Brasília, Brasília. 2006.

DOVERS, S. R. Sustainability: demands on policy. **Journal of Public Policy**, Cambridge, v. 16, n. 3, p. 303-318, 1996.

DRYZEK, J. S.; DUNLEAVY, P. **Theories of the democratic state**. London: Palgrave Macmillan, 2009.

DUTRA, R. C. D. *et al.* Execução orçamentária do Ministério do Meio Ambiente entre 2000 e 2005. **Revista Política Ambiental**, Belo Horizonte, n. 2, p.3-14 set. 2006.

DYE, T. D. **Understanding Public Policy**. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice-Hall. 1984.

FÁVERO, L. P *et al.* **Análise de dados**: modelagem multivariada para tomada de decisões. 4º reimpr. Rio de Janeiro: Elsevier, 2009.

FOLADORI, G. **O capitalismo e a crise ambiental**. ano 18, n. 19. Curitiba: Raízes. 1999.

_____. **Limites do desenvolvimento sustentável**. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 2001.

FULAI, S. **Public environmental expenditures**: a conceptual framework. World Wide Fund for Nature, 1997. Disponível em: <http://d2ouvy59p0dg6k.cloudfront.net/downloads/PEESpdf.pdf>. Acesso em: mar. 2016.

GIACOMONI, J. **Orçamento público**. 13 ed. São Paulo: Atlas, 2007.

GUANDALINI, N.N.; *et al.* Gastos públicos ambientais nas capitais dos estados brasileiros: um estudo exploratório no período de 2002 a 2010. **UNOPAR Científica, Ciênc. Jurídicas, e Empresariais, Londrina**, v. 14, n. 2, p. 207-216, set. 2013.

GUIMARÃES, P. C. V.; *et al.* Gasto na gestão ambiental no estado de São Paulo um estudo preliminar. **RAP. Revista de Administração Pública**, v. 26, n. 2, p. 155-172, 1992.

GUJARATI, D. N.; PORTER, D. C. **Econometria Básica**. 5. Ed. Bookman, 2011.

HAIR, J. F.; *et al.* **Fundamentos de métodos de pesquisa em administração**. Porto Alegre: Bookman, 2005.

HAIR, J. F.; *et al.* **Análise multivariada de dados**. 6 ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

HAM, C.; HILL, M. **The policy process in the modern capitalist state**. Londres, RU: Harvester Wheatsheaf, 1993.

HAYS, S.P.; *et al.* Environmental commitment among the states. **Publius: The Journal of Federalism**, v. 26: p. 41-58, 1996.

HAYS, S. P.. **A history of environmental politics since 1945**. Pittsburgh: University of Pittsburgh Press, 2000.

HIDALGO, A. B.; SALES M. F. Abertura comercial e desigualdade de rendimentos: análise para as regiões brasileiras. **Revista de Economia Contemporânea**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 3, p. 409-434, set-dez. 2014.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Base de dados SIDRA**. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?z=t&c=21>>. Acesso em: 10. Out. 2014.

_____. **ESTADIC** - pesquisa de informações básicas estaduais: perfil dos estados brasileiros, 2013. Rio de Janeiro: IBGE, 2014.

_____. **DATASUS** – Portal da Saúde, 2012. Disponível em: <<http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/tabnet.exe?idb2012/b08c.def>>. Acesso em: set. 2015.

_____. **Despesas públicas por funções 1996- 1998**. IBGE: Rio de Janeiro, 2001.

IPEADATA. **População residente, taxa de urbanização e escolaridade média**. Disponível em: <<http://www.ipeadata.gov.br/>>. Acesso em: 05. out. 2015.

KENNEDY, P. **Manual de econometria**. Tradução da 6 ed. americana. Rio de Janeiro: Elsevier, 2009.

KENSKI, H. C.; KENSKI, M. C. Partisanship, ideology, and constituency differences on environmental issues in the U.S. house of representatives: 1973–78. **Policy Studies Journal**. v. 9, n. 3, p. 325–335, dez.1980.

KOHAMA, H. **Contabilidade pública: teoria e prática**. 10. ed. São Paulo: Atlas S/A, 2009.

KONISKY, D. M.; WOODS N. D. Measuring state environmental policy. **Review of Policy Research**, v. 29, n. 4, p. 544-569, 2012.

KRAFT, M. E. **Environmental policy and politics: toward the twenty-first century**. New York: HarperCollins, 1996.

LEITE LOPES, J. S.. Participação pública e controle da poluição: a ambientalização dos conflitos sociais. **Revista de Ciências Sociais** (Fortaleza), Ceará, v. 35, n.1, p. 20-30, 2004.

LEMONS, R. A. B.; Young, C. E. F.; Geluda, L. Orçamento público para gestão ambiental: uma análise voltada para as áreas protegidas. In: Simpósio de Áreas Protegidas, 3. Pelotas-RS, 2005. Disponível em: <<http://www.ie.ufrj.br/gema/pdfs/2005-2.pdf>>. Acesso em: jan. 2015.

LESTER, J. P.; LOMBARD E. N. The comparative analysis of state environmental policy. **Natural Resources Journal**, v. 30. p. 302-319.1990.

LOMBARD, E. N.. Determinants of state air-quality management: a comparative analysis. **American Review of Public Administration**, v. 23, p. 57-73, mar. 1993.

LITTLE, P. E. (Org.). **Políticas ambientais no Brasil: análises, instrumentos e experiências**. São Paulo: Peirópolis; Brasília, DF: IIEB, 2003.

MEADOWS, D.H. *et al.* **Limites do crescimento**. São Paulo: Perspectiva, 1972.

MILARÉ, E. **Direito do ambiente: doutrina, jurisprudência, glossário**. 3. ed. rev., atual. e ampl.. São Paulo: Editora Revista dos Tribunais, 2004.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Programas do MMA**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/programas-mma>>. Acesso em: out. 2015.

NEDER, R. T. **Crise socioambiental: estado & sociedade civil no Brasil (1982 - 1998)**. São Paulo, (FAPESP) Annablume, 2002.

NEWMARK, A. J; WITKO, C. Pollution, politics, and preferences for environmental spending in the states. **Review of Policy Research**, v. 24, n. 4, p. 291-308, 2007.

NILES, M. T; LUBELL, M. Integrative frontiers in environmental policy theory and research. **The Policy Studies Journal**, v. 40, n.S1, p. 41-64, 2012.

ONU. **Declaração de Estocolmo de 1972**. Disponível em: <www.mma.gov.br/estruturas/agenda21/_arquivos/estocolmo.doc>. Acesso em: jul. 2015.

PAIVA, D.; *et al.* Eleitorado e partidos políticos no Brasil. **Opinião Pública**, Campinas, v. 13, n. 2, p.388-408.Novembro, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/op/v13n2/a07v13n2>>. Acesso em: dez. 2015.

- PAIVA, P. de T. A. WAJNMAN, S. Das causas às consequências econômicas da transição demográfica no Brasil. **Revista Brasileira de Estudos de População** – Edição Especial, v. 22, n. 2. jul./dez. 2005.
- PAULA, E. A de. **(Des) envolvimento insustentável na amazônia ocidental**. Rio Branco: EDUFAC, 2005.
- PAVIANI, A. Urbanização: impactos ambientais da população. **Revisa Bioética**. v. 4, n. 2, p. 1-6, 1996.
- PNUD. **Desenvolvimento humano e IDH**. Disponível em: <www.pnud.org.br/IDH/DH.aspx>. Acesso em: 23 jan. 2016.
- PORTARIA N° 42. **Funções e subfunções comentada**. 1999. Disponível em: <http://www2.manaus.am.gov.br/portal/transparencia/ContasPublicas/outrosinslegais/portaria_42_comentada.pdf>. Acesso em: 15 out. 2015.
- POTOSKI, M.; WOODS, N. D. Dimensions of state environmental policies: air pollution regulation in the United States. **Policy Studies Journal**, v. 30, n. 2, p. 208-226, 2002.
- PRESS, D. Local environmnl policy capacity: a framework for research 2001. **Natural Resources Journal**, Santa Cruz, v. 38, p. 29-52, 1998.
- RABE, B. G. ‘Racing to the top, the bottom or the middle of the pack? the evolving state government role in environmental protection’, In: VIG N J; KRAFT M E (Ed.), **Environmental policy: new directions for the 21st century**. 7. ed. Washington, dc: CQ Press, 2010.
- MINISTÉRIO DO TRABALHO E EMPREGO. **RAIS - Relação anual de informações sociais**. Disponível em: <<http://bi.mte.gov.br/bgcaged/rais.php>>. Acesso em: jan. 2016.
- REZENDE, F. A. **Finanças públicas**. 2. ed. São Paulo: Atlas S/A, 2007.
- RISSATO, D.; SPRICIGO, B. A política ambiental no Brasil no período de 1970-1999. **Ciências Sociais em Perspectiva**, v. 9, n. 16, p.1-16, 1º sem. 2010.
- RUSSEL, D.; BENSON, D. Green budgeting in an age of austerity: a transatlantic comparative perspective. **Environmental Politics**, v. 23, n. 2, p. 243-262, 2014.
- SACCO, J. F.; LEDUC, E. C. An analysis of state pollution control expenditures. **Journal of the Air Pollution Control Association**, v. 19, p. 416-419, 1969.
- SCARDUA, F. P.; Bursztyn, M. A. A. Descentralização da política ambiental no Brasil. **Sociedade e Estado**, Brasília, v. 18, n. 1/2, p. 291-314, jan./dez. 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/se/v18n1-2/v18n1a13>>. Acesso em: 16 set. 2015.
- SCHNAIBERG, Allan. Sustainable development and the treadmill of production. In: BAKER, S. et al (Ed.). **The politics of sustainable development: theory, policy and practice within the European Union**. London & New York: Routledge Press. 1997.

SEGHEZZO, L. The five dimensions of sustainability. **Environmental Politics**, v. 18, p. 539-556. 2009.

SEIA – Sistema Estadual de Informações Ambientais e Recursos Hídricos. **Projeto SEIA**. Disponível em: <<http://www.seia.ba.gov.br/institucional/projeto-seia>>. Acesso em: out. 2015.

SEMAD - Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. **Institucional**. Disponível em: <<http://www.meioambiente.mg.gov.br/instituicao>>. Acesso em: out. 2015.

SEIFFERT, N. F. **Política ambiental local**. Florianópolis: Insular, 2008.

SERAFIM, M. P; DIAS, R. B. Análise de política: uma revisão da literatura. **Caderno Gestão Social**, v. 3, n. 1, p.121-134.jan/ jun, 2012.

SIMIONATTO, I.; COSTA, C. R. Como os dominantes dominam: o caso da bancada ruralista. **Temporalis**, Brasília, v. 12, n. 24, p. 215-237, jul./dez. 2012.

SINGER, A. **Identificação ideológica e voto no Brasil**: o caso das eleições presidenciais de 1989 e 1994. São Paulo, Tese (Doutorado em Ciência Política) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas – USP. Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.

SOUSA, A. C. A. **A evolução da política ambiental no Brasil do século XX**. Achegas.net, Rio de Janeiro, v. 1, p. 26, 2005. Disponível em: <http://www.achegas.net/numero/vinteeseis/ana_sousa_26.htm>. Acesso em: 5 ago. 2015.

SOUZA, C. **Políticas públicas**: uma revisão da literatura. **Sociologias**, Porto Alegre, v. 8, n. 16, p. 20-45, jul./dez. 2006.

STANTON, T.; WHITEHEAD, J. C. Special interests and comparative state policy: an analysis of environmental quality expenditures. **Eastern Economic Journal**, v. 20, n. 4, p. 441-452. 1994.

STN - Secretaria do Tesouro Nacional. **Contas anuais – FINBRA**. Disponível em: <http://www.tesouro.fazenda.gov.br/pt_PT/contas-anuais>. Acesso em: 17 jan. 2015.

TERRON, S. L.; SOARES, G. A. D..As bases eleitorais de Lula e do PT: do distanciamento ao divórcio. **Opinião Pública [online]**, v. 16, n. 2, p.310-337.2010.

TESOURO NACIONAL. **Lei Complementar n° 101/2000**: Entendendo a Lei de Responsabilidade Fiscal. 2. ed. 2000.

TSE – Tribunal Superior Eleitoral. **Estatísticas eleitorais de 2014**. Disponível em: <<http://www.tse.jus.br/eleicoes/estatisticas/estatisticas-eleitorais-2014-eleitorado>>. Acesso em: set. 2015.

TRIDAPALLI, J. *et al.* Análise dos gastos ambientais no setor brasileiro: características e propostas alternativas. **RGSA. Revista de Gestão Social e Ambiental**, São Paulo, v.5, n. 2, p. 79-95, 2011.

VIOLA, E. A globalização da política ambiental no Brasil, 1990-1998. **XXI International Congress of the Latin American Studies Association, Chicago, USA**, set. 1998. Disponível em: <<http://lasa.international.pitt.edu/LASA98/Viola.pdf>>. Acesso em: 7 ago. 2015.

YOUNG, C. E. F. *et al.* Instrumentos econômicos para o desenvolvimento sustentável: o caso brasileiro. *In*: PARREIRA, C; ALIMONDA, H (Org.). **As instituições financeiras públicas e o meio ambiente no Brasil e na América Latina**. Brasília: FLACSO-Brasil, 2006, p. 221-242.

YOUNG, C. E. F.; RONCISVALLE, C. A. Expenditures, investment and financing for sustainable development in Brazil. **U.N. Comisión Económica para América**, Santiago, 2002.

WAKIM, V. R., *et al.* Environmental public expenses in the Brazilian states: a study of the period within 2002 and 2011. **Journal of Finance and Accounting**, n. 2, p. 62-66, 2013.

ZUCCO, C. "The president's 'new' constituency: Lula and the pragmatic vote in Brazil's 2006 presidential elections". **Journal of Latin American Studies**, Londres, v. 40, n. 1, p.29-49, 2008.

APÊNDICES

APÊNDICE A – ANÁLISE FATORIAL

KMO and Bartlett's Test

Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy.		.733
Bartlett's Test of Sphericity	Approx. Chi-Square	579.158
	df	66
	Sig.	.000

Anti-image Matrices

	TX_URB	PIB	G_T	IDH	POP	G_CULT	ICMS	ESC_MD	PIB_IND	VOT_PT	TB_POL	PIB_AGR
TX_URB	.882 ^a	.214	-.288	-.387	.175	.128	-.162	-.241	-.070	-.221	.043	.094
PIB	.214	.693 ^a	-.652	-.723	.351	-.415	-.653	.428	-.618	.164	.569	.148
G_T	-.288	-.652	.813 ^a	.461	-.537	.217	.098	-.320	.171	-.274	-.192	-.220
IDH	-.387	-.723	.461	.591 ^a	-.364	.476	.372	-.666	.590	-.041	-.573	-.053
POP	.175	.351	-.537	-.364	.796 ^a	-.463	.002	.401	-.491	-.136	.196	-.381
G_CULT	.128	-.415	.217	.476	-.463	.722 ^a	-.107	-.680	.671	-.273	-.260	.270
ICMS	-.162	-.653	.098	.372	.002	-.107	.870 ^a	.030	.199	.196	-.383	-.211
ESC_MD	-.241	.428	-.320	-.666	.401	-.680	.030	.582 ^a	-.545	.438	.402	-.039
PIB_IND	-.070	-.618	.171	.590	-.491	.671	.199	-.545	.721 ^a	-.017	-.593	.349
VOT_PT	-.221	.164	-.274	-.041	-.136	-.273	.196	.438	-.017	.768 ^a	-.036	.383
TB_POL	.043	.569	-.192	-.573	.196	-.260	-.383	.402	-.593	-.036	.545 ^a	-.350
PIB_AGR	.094	.148	-.220	-.053	-.381	.270	-.211	-.039	.349	.383	-.350	.783 ^a

Communalities

	Initial	Extraction
TX_URB	1.000	.843
PIB	1.000	.991
G_T	1.000	.993
IDH	1.000	.928
POP	1.000	.980
G_CULT	1.000	.913
ICMS	1.000	.986
ESC_MD	1.000	.944
PIB_IND	1.000	.967
VOT_PT	1.000	.718
TB_POL	1.000	.858
PIB_AGR	1.000	.848

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Rotated Component Matrix^a

	Component		
	1	2	3
TX_URB	.324	.851	.115
PIB	.936	.275	.199
G_T	.944	.214	.239
IDH	.238	.910	.209
POP	.937	.071	.312
G_CULT	.941	.167	.004
ICMS	.937	.223	.242
ESC_MD	.186	.952	-.057
PIB_IND	.918	.251	.248
VOT_PT	-.053	-.817	-.220
TB_POL	.198	.168	.889
PIB_AGR	.360	.148	.834

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

a. Rotation converged in 5 iterations.

APÊNDICE B – ANÁLISE DE REGRESSÃO CROSS-SECTION, ANO 2012

Model Summary^d

Model	R	R Square	Adjusted R Square	Std. Error of the Estimate	Durbin-Watson
1	.953 ^a	.909	.906	79423154.33879	
2	.974 ^b	.949	.945	60869725.39425	
3	.978 ^c	.957	.952	56746241.07420	1.581

a. Predictors: (Constant), REGR factor score 1 for analysis 46

b. Predictors: (Constant), REGR factor score 1 for analysis 46, REGR factor score 2 for analysis 46

c. Predictors: (Constant), REGR factor score 1 for analysis 46, REGR factor score 2 for analysis 46, REGR factor score 3 for analysis 46

d. Dependent Variable: GA

TESTE F:

Variable	VIF	1/VIF
-----+-----		
C1	1.00	1.000000
C2	1.00	1.000000
C3	1.00	1.000000
-----+-----		
Mean VIF	1.00	

TESTE DE BREUSCH PAGAN PARA HETEROCEDASTICIDADE:

Breusch-Pagan / Cook Weisberg test for heteroskedasticity

Ho: Constant variance

Variables: fitted values of GA

chi2(1) = 0.67

Prob > chi2 = 0.4137

APÊNDICE C - REGRESSÃO COM DADOS EM PAINEL (TESTES)**MODELO DE REGRESSÃO COM TODOS OS ESTADOS BRASILEIROS****REGRESSÃO - EFEITOS FIXOS**

```

Fixed-effects (within) regression           Number of obs   =       297
Group variable: UF                        Number of groups =        27

R-sq:  within = 0.1242                    Obs per group: min =        11
        between = 0.8262                    avg =           11.0
        overall = 0.7540                    max =           11

                                           F(6,264)       =        6.24
corr(u_i, Xb) = -0.9904                    Prob > F       =       0.0000

```

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	4.440108	1.680869	2.64	0.009	1.130493	7.749723
POP	-.0000724	.0000145	-5.00	0.000	-.0001009	-.0000439
G_CULT	-4.18e-09	3.88e-08	-0.11	0.914	-8.06e-08	7.22e-08
ESC_MD	.8055383	4.124467	0.20	0.845	-7.315498	8.926575
REN_PC	.1872659	.0404749	4.63	0.000	.1075713	.2669606
TB_POL	642.5351	840.7592	0.76	0.445	-1012.912	2297.982
_cons	420.2559	104.3295	4.03	0.000	214.8321	625.6797
sigma_u	796.91326					
sigma_e	69.872748					
rho	.992371	(fraction of variance due to u_i)				

```

F test that all u_i=0:      F(26, 264) =    14.03      Prob > F = 0.0000

```

REGRESSÃO - EFEITOS ALEATÓRICOS

```

Random-effects GLS regression           Number of obs   =       297
Group variable: UF                     Number of groups =       27

R-sq:  within = 0.0014                  Obs per group:  min =       11
        between = 0.9012                  avg =       11.0
        overall = 0.8292                  max =       11

corr(u_i, X) = 0 (assumed)              Wald chi2(6)    =     189.83
                                           Prob > chi2     =     0.0000

```

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	2.133255	1.18474	1.80	0.072	-.1887922	4.455302
POP	.0000258	2.34e-06	11.01	0.000	.0000212	.0000304
G_CULT	3.24e-09	4.18e-08	0.08	0.938	-7.88e-08	8.53e-08
ESC_MD	3.501048	4.407653	0.79	0.427	-5.137793	12.13989
REN_PC	.0623171	.0341797	1.82	0.068	-.004674	.1293081
TB_POL	-670.1718	619.0969	-1.08	0.279	-1883.579	543.2359
_cons	-97.17568	47.94558	-2.03	0.043	-191.1473	-3.204067
sigma_u	76.228441					
sigma_e	69.872748					
rho	.54341983	(fraction of variance due to u_i)				

TESTE DE HAUSMAN

	Coefficients			
	(b) fixo	(B) aleato	(b-B) Difference	sqrt(diag(V_b-V_B)) S.E.
IND_AGR	4.440108	2.133255	2.306853	1.192356
POP	-.0000724	.0000258	-.0000982	.0000143
G_CULT	-4.18e-09	3.24e-09	-7.42e-09	.
ESC_MD	.8055383	3.501048	-2.69551	.
REN_PC	.1872659	.0623171	.1249488	.0216786
TB_POL	642.5351	-670.1718	1312.707	568.8541

b = consistent under Ho and Ha; obtained from xtreg
 B = inconsistent under Ha, efficient under Ho; obtained from xtreg

Test: Ho: difference in coefficients not systematic

$$\begin{aligned} \text{chi2}(3) &= (b-B)' [(V_b-V_B)^{-1}] (b-B) \\ &= 7.05 \end{aligned}$$

Prob>chi2 = 0.0702

(V_b-V_B is not positive definite)

TESTE DE BREUSH PAGAN

Breusch and Pagan Lagrangian multiplier test for random effects

$$GA_MILH[UF,t] = Xb + u[UF] + e[UF,t]$$

Estimated results:

	Var	sd = sqrt(Var)
GA_MILH	65168.78	255.2818
e	4882.201	69.87275
u	5810.775	76.22844

Test: Var(u) = 0

chibar2(01) = 276.59
 Prob > chibar2 = 0.0000

TESTE DE WOOLDRIDGE PARA AUTOCORRELAÇÃO COM DADOS EM PAINEL

Wooldridge test for autocorrelation in panel data

H0: no first-order autocorrelation

F(1, 26) = 59.078
 Prob > F = 0.0000

REGRESSÃO NO MODELO FGLS (MINIMOS QUADRADOS GENERALIZADOS)

Cross-sectional time-series FGLS regression

Coefficients: generalized least squares

Panels: homoskedastic

Correlation: no autocorrelation

Estimated covariances	=	1	Number of obs	=	297
Estimated autocorrelations	=	0	Number of groups	=	27
Estimated coefficients	=	7	Time periods	=	11
			Wald chi2(6)	=	1569.06
Log likelihood	=	-1794.086	Prob > chi2	=	0.0000

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]
IND_AGR	1.513624	.5787864	2.62	0.009	.3792232 2.648024
POP	.0000297	9.28e-07	32.04	0.000	.0000279 .0000315
G_CULT	2.87e-08	5.55e-08	0.52	0.605	-8.01e-08 1.38e-07
ESC_MD	5.946182	5.518295	1.08	0.281	-4.869478 16.76184
REN_PC	.064546	.022418	2.88	0.004	.0206076 .1084844
TB_POL	-2048.147	302.2218	-6.78	0.000	-2640.491 -1455.803
_cons	-65.51259	38.52754	-1.70	0.089	-141.0252 10.00001

TESTE DE WALD

Modified Wald test for groupwise heteroskedasticity
in cross-sectional time-series FGLS regression model

H0: $\sigma(i)^2 = \sigma^2$ for all i

chi2 (27) = 19105.56
Prob>chi2 = 0.0000

REGRESSÃO MODELO FGLS (MINIMOS QUADRADOS GENERALIZADOS) COM CONTROLE DE AUTOCORRELAÇÃO E HETEROCEDASTICIDADE

Cross-sectional time-series FGLS regression

Coefficients: generalized least squares
Panels: heteroskedastic
Correlation: common AR(1) coefficient for all panels (0.7631)

Estimated covariances	=	27	Number of obs	=	297
Estimated autocorrelations	=	1	Number of groups	=	27
Estimated coefficients	=	7	Time periods	=	11
			Wald chi2(6)	=	75.86
			Prob > chi2	=	0.0000

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	2.269899	1.095293	2.07	0.038	.1231644	4.416634
POP	.0000127	2.02e-06	6.29	0.000	8.72e-06	.0000166
G_CULT	-8.32e-09	9.91e-09	-0.84	0.401	-2.77e-08	1.11e-08
ESC_MD	1.764662	1.05598	1.67	0.095	-.3050204	3.834345
REN_PC	.0442072	.0147646	2.99	0.003	.0152691	.0731453
TB_POL	-474.8479	232.4775	-2.04	0.041	-930.4954	-19.20036
_cons	-31.22436	14.29135	-2.18	0.029	-59.23488	-3.213839

MODELO DE REGRESSÃO COM ESTADOS DE REGIÕES DESENVOLVIDAS

REGRESSÃO - EFEITOS FIXOS

```

Fixed-effects (within) regression           Number of obs   =       121
Group variable: UF                         Number of groups =        11

R-sq:  within = 0,1832                     Obs per group: min =        11
        between = 0,8651                    avg =             11,0
        overall = 0,7979                    max =             11

corr(u_i, Xb) = -0,9921                     F(6,104)        =        3,89
                                                Prob > F        =        0,0015

```

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	4,6304	2,235234	2,07	0,041	,197847	9,062953
POP	-,0000743	,0000215	-3,46	0,001	-,0001168	-,0000317
G_CULT	9,70e-08	1,20e-07	0,81	0,419	-1,40e-07	3,34e-07
ESC_MD	2,728353	8,171992	0,33	0,739	-13,47701	18,93372
REN_PC	,235211	,0655955	3,59	0,001	,1051327	,3652894
TB_POL	357,2437	1456,783	0,25	0,807	-2531,611	3246,099
_cons	699,9018	249,3354	2,81	0,006	205,4603	1194,343
sigma_u	1173,1247					
sigma_e	89,682821					
rho	,99418969	(fraction of variance due to u_i)				

F test that all u_i=0: F(10, 104) = 10,79 Prob > F = 0,0000

REGRESSÃO - EFEITOS ALEATÓRICOS

```

Random-effects GLS regression              Number of obs   =   121
Group variable: UF                        Number of groups =   11

R-sq:  within = 0,0260                    Obs per group: min =   11
        between = 0,9397                    avg =   11,0
        overall = 0,8790                    max =   11

corr(u_i, X) = 0 (assumed)                Wald chi2(6)    =   83,57
                                                Prob > chi2     =   0,0000

```

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	2,304172	1,688729	1,36	0,172	-1,005676	5,614021
POP	,0000277	3,62e-06	7,65	0,000	,0000206	,0000348
G_CULT	1,28e-07	1,29e-07	1,00	0,319	-1,24e-07	3,80e-07
ESC_MD	8,558009	8,748759	0,98	0,328	-8,589243	25,70526
REN_PC	,0990279	,0599264	1,65	0,098	-,0184258	,2164815
TB_POL	-157,8603	1169,575	-0,13	0,893	-2450,185	2134,464
_cons	-245,6294	118,7932	-2,07	0,039	-478,4599	-12,79899
sigma_u	110,5382					
sigma_e	89,682821					
rho	,60304379	(fraction of variance due to u_i)				

TESTE DE HAUSMAN:

Note: the rank of the differenced variance matrix (3) does not equal the number of coefficients being tested (6); be sure this is what you expect, or there may be problems computing the test. Examine the output of your estimators for anything unexpected and possibly consider scaling your variables so that the coefficients are on a similar scale.

	Coefficients			
	(b) fixo	(B) aleato	(b-B) Difference	sqrt(diag(V_b-V_B)) S.E.
IND_AGR	4,6304	2,304172	2,326228	1,464399
POP	-,0000743	,0000277	-,000102	,0000212
G_CULT	9,70e-08	1,28e-07	-3,13e-08	.
ESC_MD	2,728353	8,558009	-5,829657	.
REN_PC	,235211	,0990279	,1361832	,0266757
TB_POL	357,2437	-157,8603	515,1041	868,5107

b = consistent under H₀ and H_a; obtained from xtreg

B = inconsistent under H_a, efficient under H₀; obtained from xtreg

Test: H₀: difference in coefficients not systematic

```

chi2(3) = (b-B)'[(V_b-V_B)^(-1)](b-B)
         =   0,34
Prob>chi2 =   0,9520
(V_b-V_B is not positive definite)

```

TESTE DE BREUSH PAGAN

Breusch and Pagan Lagrangian multiplier test for random effects

$$GA_MILH[UF,t] = Xb + u[UF] + e[UF,t]$$

Estimated results:

	Var	sd = sqrt(Var)
GA_MILH	133209,9	364,9793
e	8043,008	89,68282
u	12218,69	110,5382

Test: $Var(u) = 0$

chibar2(01) = 53,43
 Prob > chibar2 = 0,0000

TESTE DE WOOLDRIDGE PARA AUTOCORRELAÇÃO COM DADOS EM PAINEL

Wooldridge test for autocorrelation in panel data

H0: no first-order autocorrelation

F(1, 10) = 69,357
 Prob > F = 0,0000

REGRESSÃO NO MODELO FGLS (MINIMOS QUADRADOS GENERALIZADOS)

Coefficients: generalized least squares

Panels: homoskedastic

Correlation: no autocorrelation

Estimated covariances	=	1	Number of obs	=	121
Estimated autocorrelations	=	0	Number of groups	=	11
Estimated coefficients	=	7	Time periods	=	11
			Wald chi2(6)	=	1013,65
Log likelihood	=	-749,6538	Prob > chi2	=	0,0000

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]
IND_AGR	1,15703	,7060649	1,64	0,101	-,2268319 2,540892
POP	,0000319	1,16e-06	27,48	0,000	,0000296 ,0000342
G_CULT	1,15e-07	1,53e-07	0,75	0,453	-1,85e-07 4,16e-07
ESC_MD	12,6662	10,43492	1,21	0,225	-7,785863 33,11827
REN_PC	,0385154	,0454138	0,85	0,396	-,050494 ,1275249
TB_POL	-2376,086	561,6655	-4,23	0,000	-3476,931 -1275,242
_cons	-85,11484	84,80213	-1,00	0,316	-251,324 81,09429

TESTE DE WALD

Modified Wald test for groupwise heteroskedasticity
 in cross-sectional time-series FGLS regression model

H0: $\sigma(i)^2 = \sigma^2$ for all i

chi2 (11) = 19054,67
 Prob>chi2 = 0,0000

REGRESSÃO MODELO FGLS (MÍNIMOS QUADRADOS GENERALIZADOS) COM CONTROLE DE AUTOCORRELAÇÃO E HETEROCEDASTICIDADE

Cross-sectional time-series FGLS regression

Coefficients: generalized least squares

Panels: heteroskedastic

Correlation: common AR(1) coefficient for all panels (0,6939)

Estimated covariances	=	11	Number of obs	=	121
Estimated autocorrelations	=	1	Number of groups	=	11
Estimated coefficients	=	7	Time periods	=	11
			Wald chi2(6)	=	101,77
			Prob > chi2	=	0,0000

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	1,975027	1,29782	1,52	0,128	-,5686536	4,518708
POP	,0000227	2,82e-06	8,04	0,000	,0000171	,0000282
G_CULT	7,87e-08	3,80e-08	2,07	0,038	4,22e-09	1,53e-07
ESC_MD	3,4647	2,558455	1,35	0,176	-1,549778	8,479179
REN_PC	,0419134	,0266647	1,57	0,116	-,0103484	,0941752
TB_POL	-1366,75	439,2753	-3,11	0,002	-2227,713	-505,7859
_cons	-46,44307	41,12853	-1,13	0,259	-127,0535	34,16737

MODELO DE REGRESSÃO COM ESTADOS DE REGIÕES MENOS DESENVOLVIDAS

REGRESSÃO - EFEITOS FIXOS

```

Fixed-effects (within) regression           Number of obs   =       176
Group variable: UF                        Number of groups =        16

R-sq:  within = 0,0527                    Obs per group:  min =        11
        between = 0,4704                    avg =           11,0
        overall = 0,2666                    max =           11

corr(u_i, Xb) = -0,9850                    F(6,154)        =         1,43
                                                Prob > F        =         0,2073

```

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	4,541826	4,986218	0,91	0,364	-5,308388	14,39204
POP	-,0000627	,0000238	-2,64	0,009	-,0001097	-,0000157
G_CULT	-1,10e-08	3,26e-08	-0,34	0,736	-7,55e-08	5,34e-08
ESC_MD	-3,673249	4,255987	-0,86	0,389	-12,0809	4,734403
REN_PC	,0870828	,056062	1,55	0,122	-,023667	,1978325
TB_POL	787,0742	986,8043	0,80	0,426	-1162,346	2736,494
_cons	246,1558	93,13556	2,64	0,009	62,16766	430,144
sigma_u	274,02236					
sigma_e	52,46732					
rho	,96463538	(fraction of variance due to u_i)				

F test that all u_i=0: F(15, 154) = 7,41 Prob > F = 0,0000

REGRESSÃO - EFEITOS ALEATÓRICOS

```

Random-effects GLS regression              Number of obs   =       176
Group variable: UF                        Number of groups =        16

R-sq:  within = 0,0020                    Obs per group:  min =        11
        between = 0,5503                  avg =           11,0
        overall = 0,3185                  max =           11

Wald chi2(6) =          10,19
corr(u_i, X) = 0 (assumed)                Prob > chi2     =          0,1170

```

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	1,441148	4,000543	0,36	0,719	-6,399773	9,282069
POP	7,93e-06	4,23e-06	1,87	0,061	-3,66e-07	,0000162
G_CULT	-9,44e-09	3,30e-08	-0,29	0,774	-7,40e-08	5,51e-08
ESC_MD	-3,360284	4,232034	-0,79	0,427	-11,65492	4,934351
REN_PC	,0161763	,0483086	0,33	0,738	-,0785068	,1108594
TB_POL	711,0962	850,2032	0,84	0,403	-955,2715	2377,464
_cons	1,367712	53,74679	0,03	0,980	-103,9741	106,7095
sigma_u	49,944628					
sigma_e	52,46732					
rho	,47538215	(fraction of variance due to u_i)				

TESTE DE HAUSMAN

Note: the rank of the differenced variance matrix (3) does not equal the number of coefficients being tested (6); be sure this is what you expect, or there may be problems computing the test. Examine the output of your estimators for anything unexpected and possibly consider scaling your variables so that the coefficients are on a similar scale.

	— Coefficients —			
	(b) fixo	(B) aleato	(b-B) Difference	sqrt(diag(V_b-V_B)) S.E.
IND_AGR	4,541826	1,441148	3,100678	2,976243
POP	-,0000627	7,93e-06	-,0000706	,0000234
G_CULT	-1,10e-08	-9,44e-09	-1,56e-09	.
ESC_MD	-3,673249	-3,360284	-,312965	,4509027
REN_PC	,0870828	,0161763	,0709065	,0284469
TB_POL	787,0742	711,0962	75,97799	500,9363

b = consistent under Ho and Ha; obtained from xtreg
 B = inconsistent under Ha, efficient under Ho; obtained from xtreg

Test: Ho: difference in coefficients not systematic

```

chi2(3) = (b-B)'[(V_b-V_B)^(-1)](b-B)
        =          3,15
Prob>chi2 =          0,3685
(V_b-V_B is not positive definite)

```

TESTE DE BREUSH PAGAN

Breusch and Pagan Lagrangian multiplier test for random effects

$$GA_MILH[UF,t] = Xb + u[UF] + e[UF,t]$$

Estimated results:

	Var	sd = sqrt(Var)
GA_MILH	6170,75	78,55412
e	2752,82	52,46732
u	2494,466	49,94463

Test: $Var(u) = 0$

chibar2(01) = 86,92
 Prob > chibar2 = 0,0000

TESTE DE WOOLDRIDGE PARA AUTOCORRELAÇÃO COM DADOS EM PAINEL

Wooldridge test for autocorrelation in panel data

H0: no first-order autocorrelation

F(1, 15) = 47,627
 Prob > F = 0,0000

REGRESSÃO NO MODELO FGLS (MINIMOS QUADRADOS GENERALIZADOS)

Coefficients: generalized least squares

Panels: homoskedastic

Correlation: no autocorrelation

Estimated covariances	=	1	Number of obs	=	176
Estimated autocorrelations	=	0	Number of groups	=	16
Estimated coefficients	=	7	Time periods	=	11
			Wald chi2(6)	=	84,32
Log likelihood	=	-982,8121	Prob > chi2	=	0,0000

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]
IND_AGR	,2115022	2,743524	0,08	0,939	-5,165706 5,588711
POP	7,95e-06	2,01e-06	3,95	0,000	4,01e-06 ,0000119
G_CULT	-1,22e-08	3,96e-08	-0,31	0,757	-8,98e-08 6,54e-08
ESC_MD	-2,847771	4,574919	-0,62	0,534	-11,81445 6,118905
REN_PC	,0447347	,0457125	0,98	0,328	-,0448601 ,1343296
TB_POL	1509,555	631,0857	2,39	0,017	272,6497 2746,46
_cons	-46,17005	45,0237	-1,03	0,305	-134,4149 42,07478

TESTE DE WALD

Modified Wald test for groupwise heteroskedasticity
 in cross-sectional time-series FGLS regression model

H0: $\sigma^2(i) = \sigma^2$ for all i

chi2 (16) = 38539,05
 Prob>chi2 = 0,0000

REGRESSÃO MODELO FGLS (MINIMOS QUADRADOS GENERALIZADOS) COM CONTROLE DE AUTOCORRELAÇÃO E HETEROCEDASTICIDADE

Coefficients: generalized least squares
 Panels: heteroskedastic
 Correlation: common AR(1) coefficient for all panels (0,6414)

Estimated covariances	=	16	Number of obs	=	176
Estimated autocorrelations	=	1	Number of groups	=	16
Estimated coefficients	=	7	Time periods	=	11
			Wald chi2(6)	=	82,68
			Prob > chi2	=	0,0000

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	1,024593	1,398225	0,73	0,464	-1,715877	3,765064
POP	8,94e-06	1,37e-06	6,53	0,000	6,26e-06	,0000116
G_CULT	-1,00e-08	5,98e-09	-1,67	0,095	-2,17e-08	1,72e-09
ESC_MD	1,251698	1,03136	1,21	0,225	-,7697311	3,273126
REN_PC	,0386639	,0149871	2,58	0,010	,0092898	,068038
TB_POL	274,1994	249,4161	1,10	0,272	-214,6471	763,0459
_cons	-36,63575	15,47531	-2,37	0,018	-66,96679	-6,304708

APÊNDICE D – ANÁLISE DE REGRESSÃO CROSS SECTION, ANO 2012, COM A VARIÁVEL DEPENDENTE GASTO *PER CAPITA*

Source	SS	df	MS	Number of obs	27
				F(3, 23)	1.8
Model	719.6892	3	239.896392	Prob > F	0.1757
Residual	3069.025	23	133.435885	R-squared	0.19
				Adj R-squared	0.0843
Total	3788.715	26	145.719789	Root MSE	11.551

GA_PC	Coef.	Std. Err.	t	P>t	[95% Conf.	Interval]
C3	-2.5919	2.265425	-1.14	0.264	-7.278291	2.094486
C1	2.484689	2.265426	1.10	0.284	-2.201702	7.171081
C2	3.845611	2.265426	1.70	0.103	-0.8407801	8.532003
_cons	18.5574	2.223077	8.35	0	13.95862	23.15619

Rotated Component Matrix^a

	Component		
	1	2	3
TX_URB	.324	.851	.115
PIB	.936	.275	.199
G_T	.944	.214	.239
IDH	.238	.910	.209
POP	.937	.071	.312
G_CULT	.941	.167	.004
ICMS	.937	.223	.242
ESC_MD	.186	.952	-.057
PIB_IND	.918	.251	.248
VOT_PT	-.053	-.817	-.220
TB_POL	.198	.168	.889
PIB_AGR	.360	.148	.834

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

a. Rotation converged in 5 iterations.

APÊNDICE B – ANÁLISE DE REGRESSÃO CROSS-SECTION, ANO 2012

Model Summary^d

Model	R	R Square	Adjusted R Square	Std. Error of the Estimate	Durbin-Watson
1	.953 ^a	.909	.906	79423154.33879	
2	.974 ^b	.949	.945	60869725.39425	
3	.978 ^c	.957	.952	56746241.07420	1.581

a. Predictors: (Constant), REGR factor score 1 for analysis 46

b. Predictors: (Constant), REGR factor score 1 for analysis 46, REGR factor score 2 for analysis 46

c. Predictors: (Constant), REGR factor score 1 for analysis 46, REGR factor score 2 for analysis 46, REGR factor score 3 for analysis 46

d. Dependent Variable: GA

TESTE F:

Variable	VIF	1/VIF
-----+-----		
C1	1.00	1.000000
C2	1.00	1.000000
C3	1.00	1.000000
-----+-----		
Mean VIF	1.00	

TESTE DE BREUSCH PAGAN PARA HETEROCEDASTICIDADE:

Breusch-Pagan / Cook Weisberg test for heteroskedasticity

Ho: Constant variance

Variables: fitted values of GA

chi2(1) = 0.67

Prob > chi2 = 0.4137

APÊNDICE C - REGRESSÃO COM DADOS EM PAINEL (TESTES)

MODELO DE REGRESSÃO COM TODOS OS ESTADOS BRASILEIROS

REGRESSÃO - EFEITOS FIXOS

```

Fixed-effects (within) regression      Number of obs   =      297
Group variable: UF                    Number of groups =       27

R-sq:  within = 0.1242                Obs per group: min =      11
      between = 0.8262                  avg =          11.0
      overall  = 0.7540                  max =          11

                                          F(6,264)       =      6.24
corr(u_i, Xb) = -0.9904                Prob > F       =      0.0000
    
```

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	4.440108	1.680869	2.64	0.009	1.130493	7.749723
POP	-.0000724	.0000145	-5.00	0.000	-.0001009	-.0000439
G_CULT	-4.18e-09	3.88e-08	-0.11	0.914	-8.06e-08	7.22e-08
ESC_MD	.8055383	4.124467	0.20	0.845	-7.315498	8.926575
REN_PC	.1872659	.0404749	4.63	0.000	.1075713	.2669606
TB_POL	642.5351	840.7592	0.76	0.445	-1012.912	2297.982
_cons	420.2559	104.3295	4.03	0.000	214.8321	625.6797
sigma_u	796.91326					
sigma_e	69.872748					
rho	.992371	(fraction of variance due to u_i)				

F test that all u_i=0: F(26, 264) = 14.03 Prob > F = 0.0000

REGRESSÃO - EFEITOS ALEATÓRICOS

```

Random-effects GLS regression           Number of obs   =       297
Group variable: UF                     Number of groups =       27

R-sq:  within = 0.0014                  Obs per group: min =       11
      between = 0.9012                    avg =           11.0
      overall = 0.8292                    max =           11

corr(u_i, X) = 0 (assumed)              Wald chi2(6)    =     189.83
                                           Prob > chi2     =     0.0000
    
```

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	2.133255	1.18474	1.80	0.072	-.1887922	4.455302
POP	.0000258	2.34e-06	11.01	0.000	.0000212	.0000304
G_CULT	3.24e-09	4.18e-08	0.08	0.938	-7.88e-08	8.53e-08
ESC_MD	3.501048	4.407653	0.79	0.427	-5.137793	12.13989
REN_PC	.0623171	.0341797	1.82	0.068	-.004674	.1293081
TB_POL	-670.1718	619.0969	-1.08	0.279	-1883.579	543.2359
_cons	-97.17568	47.94558	-2.03	0.043	-191.1473	-3.204067
sigma_u	76.228441					
sigma_e	69.872748					
rho	.54341983	(fraction of variance due to u_i)				

TESTE DE HAUSMAN

	Coefficients			
	(b) fixo	(B) aleato	(b-B) Difference	sqrt(diag(V_b-V_B)) S.E.
IND_AGR	4.440108	2.133255	2.306853	1.192356
POP	-.0000724	.0000258	-.0000982	.0000143
G_CULT	-4.18e-09	3.24e-09	-7.42e-09	.
ESC_MD	.8055383	3.501048	-2.69551	.
REN_PC	.1872659	.0623171	.1249488	.0216786
TB_POL	642.5351	-670.1718	1312.707	568.8541

b = consistent under Ho and Ha; obtained from xtreg
 B = inconsistent under Ha, efficient under Ho; obtained from xtreg

Test: Ho: difference in coefficients not systematic

$$\begin{aligned} \text{chi2}(3) &= (b-B)' [(V_b-V_B)^{-1}] (b-B) \\ &= 7.05 \end{aligned}$$

Prob>chi2 = 0.0702

(V_b-V_B is not positive definite)

TESTE DE BREUSH PAGAN

Breusch and Pagan Lagrangian multiplier test for random effects

$$GA_MILH[UF,t] = Xb + u[UF] + e[UF,t]$$

Estimated results:

	Var	sd = sqrt(Var)
GA_MILH	65168.78	255.2818
e	4882.201	69.87275
u	5810.775	76.22844

Test: Var(u) = 0

chibar2(01) = 276.59
 Prob > chibar2 = 0.0000

TESTE DE WOOLDRIDGE PARA AUTOCORRELAÇÃO COM DADOS EM PAINEL

Wooldridge test for autocorrelation in panel data

H0: no first-order autocorrelation

F(1, 26) = 59.078
 Prob > F = 0.0000

REGRESSÃO NO MODELO FGLS (MINIMOS QUADRADOS GENERALIZADOS)

Cross-sectional time-series FGLS regression

Coefficients: generalized least squares

Panels: homoskedastic

Correlation: no autocorrelation

Estimated covariances	=	1	Number of obs	=	297
Estimated autocorrelations	=	0	Number of groups	=	27
Estimated coefficients	=	7	Time periods	=	11
			Wald chi2(6)	=	1569.06
Log likelihood	=	-1794.086	Prob > chi2	=	0.0000

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]
IND_AGR	1.513624	.5787864	2.62	0.009	.3792232 2.648024
POP	.0000297	9.28e-07	32.04	0.000	.0000279 .0000315
G_CULT	2.87e-08	5.55e-08	0.52	0.605	-8.01e-08 1.38e-07
ESC_MD	5.946182	5.518295	1.08	0.281	-4.869478 16.76184
REN_PC	.064546	.022418	2.88	0.004	.0206076 .1084844
TB_POL	-2048.147	302.2218	-6.78	0.000	-2640.491 -1455.803
_cons	-65.51259	38.52754	-1.70	0.089	-141.0252 10.00001

TESTE DE WALD

Modified Wald test for groupwise heteroskedasticity
in cross-sectional time-series FGLS regression model

H0: $\sigma(i)^2 = \sigma^2$ for all i

chi2 (27) = 19105.56
Prob>chi2 = 0.0000

REGRESSÃO MODELO FGLS (MINIMOS QUADRADOS GENERALIZADOS) COM CONTROLE DE AUTOCORRELAÇÃO E HETEROCEDASTICIDADE

Cross-sectional time-series FGLS regression

Coefficients: generalized least squares
Panels: heteroskedastic
Correlation: common AR(1) coefficient for all panels (0.7631)

Estimated covariances	=	27	Number of obs	=	297
Estimated autocorrelations	=	1	Number of groups	=	27
Estimated coefficients	=	7	Time periods	=	11
			Wald chi2(6)	=	75.86
			Prob > chi2	=	0.0000

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	2.269899	1.095293	2.07	0.038	.1231644	4.416634
POP	.0000127	2.02e-06	6.29	0.000	8.72e-06	.0000166
G_CULT	-8.32e-09	9.91e-09	-0.84	0.401	-2.77e-08	1.11e-08
ESC_MD	1.764662	1.05598	1.67	0.095	-.3050204	3.834345
REN_PC	.0442072	.0147646	2.99	0.003	.0152691	.0731453
TB_POL	-474.8479	232.4775	-2.04	0.041	-930.4954	-19.20036
_cons	-31.22436	14.29135	-2.18	0.029	-59.23488	-3.213839

MODELO DE REGRESSÃO COM ESTADOS DE REGIÕES DESENVOLVIDAS

REGRESSÃO - EFEITOS FIXOS

```

Fixed-effects (within) regression      Number of obs   =      121
Group variable: UF                    Number of groups =       11

R-sq:  within = 0,1832                Obs per group: min =       11
      between = 0,8651                  avg =            11,0
      overall = 0,7979                  max =            11

corr(u_i, Xb) = -0,9921                F(6,104)        =       3,89
                                          Prob > F        =       0,0015
    
```

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	4,6304	2,235234	2,07	0,041	,197847	9,062953
POP	-,0000743	,0000215	-3,46	0,001	-,0001168	-,0000317
G_CULT	9,70e-08	1,20e-07	0,81	0,419	-1,40e-07	3,34e-07
ESC_MD	2,728353	8,171992	0,33	0,739	-13,47701	18,93372
REN_PC	,235211	,0655955	3,59	0,001	,1051327	,3652894
TB_POL	357,2437	1456,783	0,25	0,807	-2531,611	3246,099
_cons	699,9018	249,3354	2,81	0,006	205,4603	1194,343
sigma_u	1173,1247					
sigma_e	89,682821					
rho	,99418969	(fraction of variance due to u_i)				

F test that all u_i=0: F(10, 104) = 10,79 Prob > F = 0,0000

REGRESSÃO - EFEITOS ALEATÓRICOS

```

Random-effects GLS regression                Number of obs    =    121
Group variable: UF                          Number of groups =    11

R-sq:  within = 0,0260                      Obs per group:  min =    11
        between = 0,9397                    avg =    11,0
        overall = 0,8790                    max =    11

corr(u_i, X) = 0 (assumed)                  Wald chi2(6)     =    83,57
                                                Prob > chi2      =    0,0000
    
```

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	2,304172	1,688729	1,36	0,172	-1,005676	5,614021
POP	,0000277	3,62e-06	7,65	0,000	,0000206	,0000348
G_CULT	1,28e-07	1,29e-07	1,00	0,319	-1,24e-07	3,80e-07
ESC_MD	8,558009	8,748759	0,98	0,328	-8,589243	25,70526
REN_PC	,0990279	,0599264	1,65	0,098	-,0184258	,2164815
TB_POL	-157,8603	1169,575	-0,13	0,893	-2450,185	2134,464
_cons	-245,6294	118,7932	-2,07	0,039	-478,4599	-12,79899
sigma_u	110,5382					
sigma_e	89,682821					
rho	,60304379	(fraction of variance due to u_i)				

TESTE DE HAUSMAN:

Note: the rank of the differenced variance matrix (3) does not equal the number of coefficients being tested (6); be sure this is what you expect, or there may be problems computing the test. Examine the output of your estimators for anything unexpected and possibly consider scaling your variables so that the coefficients are on a similar scale.

	Coefficients			
	(b) fixo	(B) aleato	(b-B) Difference	sqrt(diag(V_b-V_B)) S.E.
IND_AGR	4,6304	2,304172	2,326228	1,464399
POP	-,0000743	,0000277	-,000102	,0000212
G_CULT	9,70e-08	1,28e-07	-3,13e-08	.
ESC_MD	2,728353	8,558009	-5,829657	.
REN_PC	,235211	,0990279	,1361832	,0266757
TB_POL	357,2437	-157,8603	515,1041	868,5107

b = consistent under H₀ and H_a; obtained from xtreg
 B = inconsistent under H_a, efficient under H₀; obtained from xtreg

Test: H₀: difference in coefficients not systematic

```

chi2(3) = (b-B)'[(V_b-V_B)^(-1)](b-B)
         =    0,34
Prob>chi2 =    0,9520
(V_b-V_B is not positive definite)
    
```

TESTE DE BREUSH PAGAN

Breusch and Pagan Lagrangian multiplier test for random effects

$$GA_MILH[UF,t] = Xb + u[UF] + e[UF,t]$$

Estimated results:

	Var	sd = sqrt(Var)
GA_MILH	133209,9	364,9793
e	8043,008	89,68282
u	12218,69	110,5382

Test: Var(u) = 0

chibar2(01) = 53,43
 Prob > chibar2 = 0,0000

TESTE DE WOOLDRIDGE PARA AUTOCORRELAÇÃO COM DADOS EM PAINEL

Wooldridge test for autocorrelation in panel data

H0: no first-order autocorrelation

F(1, 10) = 69,357
 Prob > F = 0,0000

REGRESSÃO NO MODELO FGLS (MINIMOS QUADRADOS GENERALIZADOS)

Coefficients: generalized least squares

Panels: homoskedastic

Correlation: no autocorrelation

Estimated covariances	=	1	Number of obs	=	121
Estimated autocorrelations	=	0	Number of groups	=	11
Estimated coefficients	=	7	Time periods	=	11
			Wald chi2(6)	=	1013,65
Log likelihood	=	-749,6538	Prob > chi2	=	0,0000

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]
IND_AGR	1,15703	,7060649	1,64	0,101	-,2268319 2,540892
POP	,0000319	1,16e-06	27,48	0,000	,0000296 ,0000342
G_CULT	1,15e-07	1,53e-07	0,75	0,453	-1,85e-07 4,16e-07
ESC_MD	12,6662	10,43492	1,21	0,225	-7,785863 33,11827
REN_PC	,0385154	,0454138	0,85	0,396	-,050494 ,1275249
TB_POL	-2376,086	561,6655	-4,23	0,000	-3476,931 -1275,242
_cons	-85,11484	84,80213	-1,00	0,316	-251,324 81,09429

TESTE DE WALD

Modified Wald test for groupwise heteroskedasticity
 in cross-sectional time-series FGLS regression model

H0: $\sigma(i)^2 = \sigma^2$ for all i

chi2 (11) = 19054,67
 Prob>chi2 = 0,0000

REGRESSÃO MODELO FGLS (MINIMOS QUADRADOS GENERALIZADOS) COM CONTROLE DE AUTOCORRELAÇÃO E HETEROCEDASTICIDADE

Cross-sectional time-series FGLS regression

Coefficients: generalized least squares

Panels: heteroskedastic

Correlation: common AR(1) coefficient for all panels (0,6939)

Estimated covariances	=	11	Number of obs	=	121
Estimated autocorrelations	=	1	Number of groups	=	11
Estimated coefficients	=	7	Time periods	=	11
			Wald chi2(6)	=	101,77
			Prob > chi2	=	0,0000

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	1,975027	1,29782	1,52	0,128	-,5686536	4,518708
POP	,0000227	2,82e-06	8,04	0,000	,0000171	,0000282
G_CULT	7,87e-08	3,80e-08	2,07	0,038	4,22e-09	1,53e-07
ESC_MD	3,4647	2,558455	1,35	0,176	-1,549778	8,479179
REN_PC	,0419134	,0266647	1,57	0,116	-,0103484	,0941752
TB_POL	-1366,75	439,2753	-3,11	0,002	-2227,713	-505,7859
_cons	-46,44307	41,12853	-1,13	0,259	-127,0535	34,16737

MODELO DE REGRESSÃO COM ESTADOS DE REGIÕES MENOS DESENVOLVIDAS

REGRESSÃO - EFEITOS FIXOS

```

Fixed-effects (within) regression           Number of obs   =       176
Group variable: UF                         Number of groups =        16

R-sq:  within = 0,0527                     Obs per group:  min =        11
        between = 0,4704                    avg =           11,0
        overall = 0,2666                    max =           11

corr(u_i, Xb) = -0,9850                     F(6,154)        =         1,43
                                                Prob > F        =         0,2073
    
```

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	4,541826	4,986218	0,91	0,364	-5,308388	14,39204
POP	-,0000627	,0000238	-2,64	0,009	-,0001097	-,0000157
G_CULT	-1,10e-08	3,26e-08	-0,34	0,736	-7,55e-08	5,34e-08
ESC_MD	-3,673249	4,255987	-0,86	0,389	-12,0809	4,734403
REN_PC	,0870828	,056062	1,55	0,122	-,023667	,1978325
TB_POL	787,0742	986,8043	0,80	0,426	-1162,346	2736,494
_cons	246,1558	93,13556	2,64	0,009	62,16766	430,144
sigma_u	274,02236					
sigma_e	52,46732					
rho	,96463538	(fraction of variance due to u_i)				

F test that all u_i=0: F(15, 154) = 7,41 Prob > F = 0,0000

REGRESSÃO - EFEITOS ALEATÓRICOS

```

Random-effects GLS regression              Number of obs   =       176
Group variable: UF                       Number of groups =       16

R-sq:  within = 0,0020                    Obs per group: min =       11
        between = 0,5503                  avg =           11,0
        overall = 0,3185                  max =           11

Wald chi2(6) = 10,19
corr(u_i, X) = 0 (assumed)                Prob > chi2     = 0,1170
    
```

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	1,441148	4,000543	0,36	0,719	-6,399773	9,282069
POP	7,93e-06	4,23e-06	1,87	0,061	-3,66e-07	,0000162
G_CULT	-9,44e-09	3,30e-08	-0,29	0,774	-7,40e-08	5,51e-08
ESC_MD	-3,360284	4,232034	-0,79	0,427	-11,65492	4,934351
REN_PC	,0161763	,0483086	0,33	0,738	-,0785068	,1108594
TB_POL	711,0962	850,2032	0,84	0,403	-955,2715	2377,464
_cons	1,367712	53,74679	0,03	0,980	-103,9741	106,7095
sigma_u	49,944628					
sigma_e	52,46732					
rho	,47538215	(fraction of variance due to u_i)				

TESTE DE HAUSMAN

Note: the rank of the differenced variance matrix (3) does not equal the number of coefficients being tested (6); be sure this is what you expect, or there may be problems computing the test. Examine the output of your estimators for anything unexpected and possibly consider scaling your variables so that the coefficients are on a similar scale.

	— Coefficients —			
	(b) fixo	(B) aleato	(b-B) Difference	sqrt(diag(V_b-V_B)) S.E.
IND_AGR	4,541826	1,441148	3,100678	2,976243
POP	-,0000627	7,93e-06	-,0000706	,0000234
G_CULT	-1,10e-08	-9,44e-09	-1,56e-09	.
ESC_MD	-3,673249	-3,360284	-,312965	,4509027
REN_PC	,0870828	,0161763	,0709065	,0284469
TB_POL	787,0742	711,0962	75,97799	500,9363

b = consistent under Ho and Ha; obtained from xtreg
 B = inconsistent under Ha, efficient under Ho; obtained from xtreg

Test: Ho: difference in coefficients not systematic

```

chi2(3) = (b-B)'[(V_b-V_B)^(-1)](b-B)
        = 3,15
Prob>chi2 = 0,3685
(V_b-V_B is not positive definite)
    
```

TESTE DE BREUSH PAGAN

Breusch and Pagan Lagrangian multiplier test for random effects

$$GA_MILH[UF,t] = Xb + u[UF] + e[UF,t]$$

Estimated results:

	Var	sd = sqrt(Var)
GA_MILH	6170,75	78,55412
e	2752,82	52,46732
u	2494,466	49,94463

Test: Var(u) = 0

chibar2(01) = 86,92
 Prob > chibar2 = 0,0000

TESTE DE WOOLDRIDGE PARA AUTOCORRELAÇÃO COM DADOS EM PAINEL

Wooldridge test for autocorrelation in panel data

H0: no first-order autocorrelation

F(1, 15) = 47,627
 Prob > F = 0,0000

REGRESSÃO NO MODELO FGLS (MINIMOS QUADRADOS GENERALIZADOS)

Coefficients: generalized least squares

Panels: homoskedastic

Correlation: no autocorrelation

Estimated covariances	=	1	Number of obs	=	176
Estimated autocorrelations	=	0	Number of groups	=	16
Estimated coefficients	=	7	Time periods	=	11
			Wald chi2(6)	=	84,32
Log likelihood	=	-982,8121	Prob > chi2	=	0,0000

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]
IND_AGR	,2115022	2,743524	0,08	0,939	-5,165706 5,588711
POP	7,95e-06	2,01e-06	3,95	0,000	4,01e-06 ,0000119
G_CULT	-1,22e-08	3,96e-08	-0,31	0,757	-8,98e-08 6,54e-08
ESC_MD	-2,847771	4,574919	-0,62	0,534	-11,81445 6,118905
REN_PC	,0447347	,0457125	0,98	0,328	-,0448601 ,1343296
TB_POL	1509,555	631,0857	2,39	0,017	272,6497 2746,46
_cons	-46,17005	45,0237	-1,03	0,305	-134,4149 42,07478

TESTE DE WALD

Modified Wald test for groupwise heteroskedasticity
 in cross-sectional time-series FGLS regression model

H0: $\sigma^2(i) = \sigma^2$ for all i

chi2 (16) = 38539,05
 Prob>chi2 = 0,0000

REGRESSÃO MODELO FGLS (MINIMOS QUADRADOS GENERALIZADOS) COM CONTROLE DE AUTOCORRELAÇÃO E HETEROCEDASTICIDADE

Coefficients: generalized least squares
 Panels: heteroskedastic
 Correlation: common AR(1) coefficient for all panels (0,6414)

Estimated covariances	=	16	Number of obs	=	176
Estimated autocorrelations	=	1	Number of groups	=	16
Estimated coefficients	=	7	Time periods	=	11
			Wald chi2(6)	=	82,68
			Prob > chi2	=	0,0000

GA_MILH	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
IND_AGR	1,024593	1,398225	0,73	0,464	-1,715877	3,765064
POP	8,94e-06	1,37e-06	6,53	0,000	6,26e-06	,0000116
G_CULT	-1,00e-08	5,98e-09	-1,67	0,095	-2,17e-08	1,72e-09
ESC_MD	1,251698	1,03136	1,21	0,225	-,7697311	3,273126
REN_PC	,0386639	,0149871	2,58	0,010	,0092898	,068038
TB_POL	274,1994	249,4161	1,10	0,272	-214,6471	763,0459
_cons	-36,63575	15,47531	-2,37	0,018	-66,96679	-6,304708

APÊNDICE D – ANÁLISE DE REGRESSÃO CROSS SECTION, ANO 2012, COM A VARIÁVEL DEPENDENTE GASTO *PER CAPITA*

Source	SS	df	MS	Number of obs	27
				F(3, 23)	1.8
Model	719.6892	3	239.896392	Prob > F	0.1757
Residual	3069.025	23	133.435885	R-squared	0.19
				Adj R-squared	0.0843
Total	3788.715	26	145.719789	Root MSE	11.551

GA_PC	Coef.	Std. Err.	t	P>t	[95% Conf.	Interval]
C3	-2.5919	2.265425	-1.14	0.264	-7.278291	2.094486
C1	2.484689	2.265426	1.10	0.284	-2.201702	7.171081
C2	3.845611	2.265426	1.70	0.103	-0.8407801	8.532003
_cons	18.5574	2.223077	8.35	0	13.95862	23.15619