

Ciclos Econômicos e Emissão de CO₂ no Brasil: Uma Análise Dinâmica para Políticas Ambientais Ótimas

Ricardo Aguirre Leal^{*}, Regis Augusto Ely[†], Júlia Gallego Ziero Uhr[‡],
Daniel de Abreu Pereira Uhr[§]

Sumário: 1. Introdução; 2. Revisão da Literatura; 3. Metodologia; 4. Resultados; 5. Considerações Finais.

Palavras-chave: Políticas Ambientais, Emissão de Carbono, Ciclos Reais de Negócios, Brasil.

Códigos JEL: Q52, E32.

Este artigo estuda como as políticas ambientais devem responder de forma ótima aos ciclos econômicos no Brasil. Para isso utilizamos um modelo de ciclos reais de negócios (RBC) com externalidades de poluição. Os resultados indicam que o custo de mitigação de emissões de carbono é mais baixo que o da poluição no Brasil, justificando a adoção de políticas restritivas. Além disso, diante de choques de produtividade, o comportamento ótimo é uma política de mitigação pró-cíclica, onde o imposto e o teto de emissões devem aumentar em períodos de expansão da economia e diminuir em períodos de crise. Também definimos uma regra de decisão para a dinâmica da política de mitigação.

This paper studies how environmental policies should respond optimally to economic cycles in Brazil. We use a real business cycle (RBC) model with pollution externalities to address this question. The results indicate that the cost of mitigation of carbon emissions is lower than the cost of pollution in Brazil, what supports the adoption of restrictive policies. Also, facing productivity shocks, mitigation should be procyclical, where emission taxes and quotas rise in moments of expansion and fall in periods of crisis. We also define a decision rule to the optimal path of mitigation.

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é signatário de diversos acordos multilaterais no esforço global de redução dos gases de efeito estufa (GEE), mesmo não tendo metas obrigatórias de mitigação de dióxido de carbono (CO₂). Porém, as políticas ambientais adotadas até o momento não incluem o controle formal das emissões,

^{*}Programa de Pós-Graduação em Economia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).
E-mail: raguirreleal@yahoo.com.br

[†]Departamento de Economia, Universidade Federal de Pelotas (UFPel). E-mail: regis.ely@ufpel.edu.br

[‡]Departamento de Economia, Universidade Federal de Pelotas (UFPel). E-mail: julia.uhr@ufpel.edu.br

[§]Departamento de Economia, Universidade Federal de Pelotas (UFPel). E-mail: daniel.uhr@ufpel.edu.br



tais como impostos ou comércio de quotas. A preocupação com os efeitos das mudanças climáticas tem levado alguns setores do governo a discutir a adoção de mecanismos tributários para uma economia de baixo carbono, sinalizando uma mudança de atitude. Assim, analisar como tais políticas ambientais devem responder de forma ótima aos ciclos econômicos no Brasil é essencial para auxiliar a adoção e formulação dessas políticas.

Questões ambientais como as emissões antropogênicas de GEE estão associadas a flutuações econômicas e choques de produtividade (Baumol & Oates, 1988). Recentemente, alguns estudos passaram a empregar modelos estocásticos dinâmicos de equilíbrio geral através da estrutura básica do modelo de Ciclos Reais de Negócios (RBC), adicionando a poluição como uma externalidade em seus modelos (Fischer & Heutel, 2013). Entretanto, nenhum trabalho empregando tal metodologia foi feito para o Brasil. Assim, o objetivo deste artigo é estudar políticas ambientais formais de controle de emissão de CO₂ que respondam de forma dinâmica aos ciclos econômicos no Brasil. Mais especificamente, avaliamos:

- (i) se as reduções das externalidades geradas pelas emissões de CO₂ compensam o custo desta mitigação;
- (ii) como as políticas de imposto e quota de emissões devem responder a choques de produtividade na economia; e
- (iii) qual a regra de decisão ótima que deve ser adotada para as políticas de mitigação.

Para isso utilizamos um modelo RBC com externalidades de poluição proposto por Heutel (2012), calibrado com dados da economia brasileira durante o período de 1980 a 2010.

Os principais resultados apontam para três fatos. Primeiro, podemos concluir que é vantajoso adotar políticas restritivas de emissões, isto é, o custo da mitigação é inferior ao impacto da poluição sobre a produção econômica, de modo que, no equilíbrio, há uma taxa de imposto positiva que impõe um nível de mitigação maior que zero. Em segundo lugar, o comportamento ótimo do governo implica em uma política de mitigação pró-cíclica. Durante os ciclos de expansão, o nível ótimo de emissões deve crescer, mas não na mesma magnitude que cresceria sem uma política dinâmica de impostos ou quotas. Por esse motivo, tanto o imposto quanto o teto de emissões devem aumentar em períodos de expansão da economia e diminuir em períodos de crise. Por fim, um choque positivo de produtividade no modelo utilizado, por um lado aumenta o custo de mitigação, e por outro lado aumenta a demanda por mitigação. A trajetória ótima de mitigação é obtida através do aumento do imposto sobre as emissões até o ponto em que o custo de mitigação acaba anulando o aumento da demanda por mitigação. Assim, o imposto deve aumentar até o ponto em que a produtividade marginal do capital começa a cair em relação ao seu nível de estado estacionário. A partir desse momento, o comportamento ótimo do governo é o de reduzir o imposto para continuar equilibrando os custos de mitigação e emissão.

O artigo é o primeiro a estudar a adoção de políticas ambientais dinâmicas para o Brasil através de um modelo de RBC com externalidade de poluição. Os resultados podem subsidiar as discussões sobre políticas de mitigação de externalidades no Brasil, além de contribuir com a literatura de crescimento econômico. Na seção 2 discutimos alguns resultados da literatura para o Brasil e outros países. Na seção 3 descrevemos o modelo utilizado. Os resultados são apresentados na seção 4, onde calibramos os parâmetros econômicos e ambientais, e realizamos a simulação e a análise de sensibilidade. Por fim, na seção 5 fazemos as considerações finais.

2. REVISÃO DA LITERATURA

De acordo com o Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas (IPCC), o avanço de emissões antropogênicas de gases do efeito estufa (GEE) é a causa dominante do aquecimento global.¹ Em resposta a esta questão os governos em todo o mundo vêm considerando medidas para reduzir o avanço de tais

¹Ver, por exemplo, Hegerl et al. (2007) e Kaufmann e Stern (1997).

emissões.² Entretanto, há grandes impasses envolvendo as soluções possíveis, pois políticas de mitigação ancoradas no mercado, tais como impostos ou comércio de quotas, geram importantes repercussões econômicas. Estas políticas ambientais têm sido amplamente estudadas para identificar seus impactos econômicos em diversos países. Por outro lado, a integração da política ambiental com as flutuações econômicas geralmente não está presente nos países que adotam tais mecanismos. Conforme destacado por Baumol e Oates (1988), Tucker (1995) e Fischer e Springborn (2011), questões ambientais tais como a poluição por GEE estão correlacionadas a flutuações econômicas e choques de produtividade.

O Brasil, apesar de não ter metas obrigatórias de redução de dióxido de carbono (CO₂), assumiu o compromisso voluntário de reduzir suas emissões até o ano de 2020, sendo signatário de diversos acordos multilaterais para o esforço global de mitigação dos GEE. Ao contrário de outros países, cuja queima de combustíveis fósseis é a principal fonte de GEE, as emissões brasileiras são originadas, principalmente, em mudanças no uso da terra e florestas, com as queimadas e o desmatamento liderando este processo (Brasil, 2009 ; Ministério da Ciência e Tecnologia, 2010 ; da Silva & Gurgel, 2012). As políticas adotadas não incluem restrições de emissões, mas ações alternativas ligadas à ampliação e eficiência da oferta de fontes renováveis de energia, pequenas hidroelétricas e biocombustíveis (Brasil, 2010).

Entretanto, La Rovere, Dubeux, Pereira Jr e Wills (2013) destaca que após o ano de 2020, e se as metas de mitigação forem satisfeitas, o Brasil estará em uma situação mais parecida com a dos países industrializados, demandando a adoção de políticas tradicionais de controle sobre a queima de combustíveis fósseis. Neste sentido, é importante destacar que já surgem as primeiras discussões em âmbito federal a respeito de políticas de mitigação de GEE. A Comissão Mista Permanente sobre Mudanças Climáticas do Senado Federal (CMMC) reuniu-se recentemente para debater os mecanismos financeiros e tributários para uma economia de baixo carbono.³ Dessa forma, o estudo para o Brasil de como tais políticas ambientais devem responder de forma ótima aos ciclos econômicos torna-se evidente.

Vasta literatura internacional sobre aquecimento global e políticas climáticas emprega a estrutura de Equilíbrio Geral Computável (CGE) para estudar choques nos custos de mitigação e nas emissões.⁴ Atualmente, diversos trabalhos internacionais também investigam o efeito de choques tecnológicos, integrando os ciclos econômicos às questões do aquecimento global. Geralmente, estudam-se políticas ambientais estáticas, as quais incorporam as flutuações a fim de averiguar como estas respondem aos choques. Já outros autores, mesmo utilizando modelos dinâmicos, não analisam choques de produtividade. Strand (1995) desenvolve um modelo de política ambiental ótima, com ciclos econômicos gerados através de mudanças estocásticas nos preços dos produtos. Bouman, Gautier e Hofkes (2000) desenvolvem um modelo para encontrar o momento ideal para investir em redução de emissões nos ciclos econômicos originados de choques de preferências. Hoel e Karp (2002) comparam os efeitos de impostos e quotas de emissões quando tanto o regulador como o poluidor têm informação assimétrica sobre os custos de abatimento, sugerindo que os impostos são mais eficazes para o controle de GEE. Pizer (2002) utiliza um modelo de CGE estocástico para avaliar diferentes políticas ambientais e encontra que uma política híbrida é mais eficiente que controles de preço ou quantidade separadamente. Kelly (2005) compara uma política de impostos com uma política de quotas em um cenário de equilíbrio geral estático configurado com choques de produtividade no total dos fatores. Newell e Pizer (2003) concluem que, para o problema dos GEE e mudança climática, instrumentos baseados no preço (impostos) são superiores a políticas de quantidade, gerando um benefício líquido esperado maior. Para Fell, MacKenzie e Pizer (2012), a regulação baseada em políticas de quantidade, quando associada à atividade bancária, permite

²Sobre formas de controle de GEE, ver Herzog, Baumert e Pershing (2006).

³Agência Senado, <http://www12.senado.gov.br/noticias/materias/2013/08/13/representante-da-fazenda-diz-taxas-sobre-emissao-de-carbono-dependem-de-mais-estudos>.

⁴Da Silva e Gurgel (2012) destacam os trabalhos recentes de Viguier, Babiker e Reilly (2003), sobre os impactos do Protocolo de Quioto na economia européia, Paltsev, Reilly, Jacoby e Tay (2004), na economia japonesa, Babiker, Reilly e Jacoby (2000), em países em desenvolvimento, Bernard, Paltsev, Reilly, Vielle e Viguier (2003), sobre o papel da Rússia no Protocolo de Quioto, e Nordhaus (2007) sobre a redução do aquecimento global através de abordagens alternativas.



que as firmas mudem suas obrigações ao longo do tempo, respondendo a períodos de alta ou baixa nos custos marginais.

No Brasil, a maioria dos trabalhos, utilizando Modelos de Avaliação Integrada (IAM), investiga os impactos da redução de GEE sobre o setor econômico e/ou o meio ambiente a partir de alternativas de políticas (choques nos custos de mitigação ou de emissão). No entanto, não encontramos trabalhos aplicados ao Brasil que calculem o efeito conjunto da mitigação e poluição. Encontrar a medida mais vantajosa considerando apenas um destes aspectos pode resultar em uma política sub-ótima.

Rocha (2003), com um modelo de equilíbrio parcial, estimou o potencial do mercado de carbono do Protocolo de Kyoto e a participação do Brasil neste mercado, considerando diversos cenários. Lopes (2003) utilizou um modelo CGE para analisar os impactos de políticas de mitigação. Identificou que para a redução de emissões de CO₂ é necessária a redução do nível de atividade econômica. Tourinho, da Mota e Alves (2003), com modelo semelhante, simularam choques de impostos no carbono e encontraram um aumento nos preços dos setores mais intensivos em emissões, queda na produção agregada e na renda. Hilgemberg (2004) quantificou as emissões de CO₂ geradas no setor energético e, empregando um CGE multi-regional, investigou os impactos econômicos de políticas de quantidade e de impostos sobre as emissões. Ferreira Filho e Rocha (2007), em modelo análogo, também identificaram os efeitos de medidas de redução de emissões. Feijó e Júnior (2009) utilizaram um modelo CGE multi-país para investigar os possíveis impactos econômicos e ambientais da adoção de políticas de mitigação de CO₂ previstas no Protocolo de Kyoto. De Gouvello (2010) estimou custos de abatimento a partir de diferentes medidas de mitigação, no entanto sem abordar impostos ou tetos de emissões. Da Silva e Gurgel (2012) empregam um modelo dinâmico multi-país, incorporando políticas de uso da terra e de redução de emissões de diversos poluentes, simulando também o mercado internacional de crédito de carbono. Faria e Haddad (2013) utilizam um modelo CGE também com especificações do uso da terra, condicionando-o a choques climáticos. Obtiveram resultados que indicam a diminuição do PIB, com intensidade dependente do cenário climático e do horizonte de tempo considerado.

Recentemente, alguns estudos passaram a empregar modelos DSGE (*Dynamic Stochastic General Equilibrium*) através da estrutura básica dos Ciclos Econômicos Reais (RBC), adicionando a poluição nos seus modelos. São eles: Angelopoulos, Economides e Philippopoulos (2010), Fischer e Springborn (2011) e Heutel (2012). A poluição é modelada de forma diferente nos três trabalhos. Em Fischer e Springborn (2011), a poluição é diretamente proporcional à quantidade empregada de um insumo intermediário (energia, por exemplo); em Heutel (2012), as emissões são um subproduto da produção, de modo que o produto agregado está diretamente correlacionado com as emissões totais; em Angelopoulos et al. (2010), as emissões também são um subproduto da produção, mas a mudança na tecnologia de abatimento da poluição é estocástica, não dinâmica (Fischer & Heutel, 2013). Dos três artigos, apenas Heutel (2012) se preocupa em encontrar a política dinâmica ótima, além de incluir os danos da poluição na análise de bem-estar.

Angelopoulos et al. (2010) utiliza a estrutura RBC, com duas importantes modificações, para comparar o desempenho de três políticas ambientais: impostos, teto de emissões e um conjunto de políticas denominado “*Kyoto-like rules*”, especificando regras para a velocidade de redução das emissões entre dois períodos. Os autores consideram dois tipos de choques exógenos: choques de produtividade e choques na razão entre emissões e produto, o qual reflete uma “incerteza ambiental”. Além disso, na modelagem dos autores o abatimento da poluição só pode ser feito pelo governo, de modo que as receitas obtidas com os impostos ou com o leilão de permissões são utilizadas para este fim. Os autores encontram que a política de teto de emissões é sempre a pior em todas as simulações realizadas (Fischer & Heutel, 2013).

Fischer e Springborn (2011) utilizam um modelo RBC onde seu elemento estocástico não deriva de choques de custos de redução de emissões, mas de choques de produtividade do total de fatores. Os autores compararam o desempenho de diferentes políticas estáticas (impostos sobre emissões, teto de emissão e metas de intensidade), mas ainda sem buscarem a política dinâmica ótima. Eles encontram que, para os EUA, a meta de intensidade é a política de menor custo esperado (decorrente da mitigação e do menor impacto na volatilidade das variáveis econômicas); um resultado que condiciona as emissões

a variarem numa proporção fixa do produto. A vantagem das metas de intensidade sobre as demais políticas advém de sua habilidade de adaptação às flutuações econômicas (Fischer & Heutel, 2013).

Heutel (2012), também através de um modelo RBC, incluindo uma externalidade advinda do estoque acumulado de poluição, com o elemento estocástico derivado de choques de produtividade, analisa políticas de impostos e teto de emissões. O objetivo do autor é encontrar o comportamento ótimo dinâmico destas políticas, sujeitas aos choques de produtividade, comparando desempenho de políticas dinâmicas e estáticas. Em suas conclusões encontrou que para os EUA as duas políticas devem ser pró-cíclicas: a taxa de imposto e o teto das emissões aumentam nos ciclos de expansão e diminuem nas recessões. Um aumento na taxa de imposto significa o *fortalecimento* da política ambiental, ao passo que uma elevação no teto das emissões implica no *enfraquecimento* da política, isto é, mais emissões são permitidas. Ambos resultados são consistentes, uma vez que a política ótima permite que as emissões aumentem (diminuem) durante os ciclos de expansão (recessão), mas não tanto quanto se não houvesse nenhuma política ambiental (Fischer & Heutel, 2013). O autor também discute qualitativamente as duas políticas, sugerindo que em termos de *policy* pode ser mais fácil aumentar o teto das emissões do que a taxa de imposto durante uma expansão econômica.

3. METODOLOGIA

O modelo utilizado baseia-se em Heutel (2012) e consiste na simulação e avaliação de choques persistentes de produtividade em uma economia estilizada do tipo RBC, que inclui uma externalidade por poluição. Os modelos são estruturados em um contexto de equilíbrio geral dinâmico e estocástico (DSGE), contendo políticas de mitigação de emissões de CO₂ por queima de combustível fóssil. A partir das simulações encontramos o comportamento da política dinâmica que melhor responde aos choques tecnológicos.

No modelo, as decisões são descentralizadas entre firmas competitivas, indivíduos maximizadores de utilidade, e um governo benevolente. Os agentes possuem perfeita simetria de informação e otimizam suas escolhas em resposta à política governamental de teto ou de impostos de emissões, com o objetivo de maximizar a utilidade total do consumidor, por sua vez sujeita aos efeitos negativos do estoque de poluição. Utilizamos um agente representativo para os consumidores, tornando suas condições econômicas e suas preferências homogêneas. Para as decisões do setor produtivo, utilizamos uma firma representativa (relegando distinções entre setores produtivos), com o comportamento competitivo de concorrência perfeita. Na função de produção, consideramos somente o capital como fator produtivo, visto que o objetivo do artigo não é focar nas flutuações do mercado de trabalho.

Analizamos duas medidas de controle de CO₂: restrição de quantidade e impostos sobre emissões. Apesar da estrutura das restrições serem diferentes, Heutel (2012) demonstra que as condições de primeira ordem dos dois modelos são equivalentes no caso em que há perfeita simetria de informação.

Supondo que o governo impõe uma taxa de imposto, τ_t , sobre as emissões, e_t , das firmas. O consumidor representativo escolhe a cada período o nível apropriado de consumo, c_t , e investimento, i_t . Sua função utilidade, do tipo CRRA, depende apenas do consumo,

$$U(c_t) = \frac{c_t^{1-\phi}}{1-\phi},$$

onde ϕ é o coeficiente de aversão ao risco. O consumidor é o proprietário do fator de produção capital, k_t , e o aluga para a firma representativa à taxa de juros de mercado, r_t . Também recebe renda pelo lucro da firma, π_t , por ser o proprietário do capital. Supomos que o governo retorna todo o imposto arrecadado das firmas para o consumidor. Então, a renda total do consumidor é $r_t k_{t-1} + \tau_t e_t + \pi_t$, onde k_{t-1} é o capital alugado à firma no período anterior. Como a lei de movimento do capital segue a dinâmica usual dos modelos RBC, $k_t = (1 - \delta)k_{t-1} + i_t$, onde δ é a taxa de depreciação do capital, então a restrição



orçamentária do consumidor é dada por:

$$c_t \leq r_t k_{t-1} + \tau_t e_t + \pi_t - k_t + (1 - \delta) k_{t-1}. \quad (1)$$

O problema de maximização do consumidor é

$$\max_{c_t, i_t} \sum \beta^t U(c_t),$$

sujeito a (1), onde β é o fator de desconto intertemporal. As condições de primeira ordem deste problema nos dão a equação de Euler que descreve a atitude ótima de consumo intertemporal do consumidor:

$$U'(c_t) = \beta E_t U'(c_{t+1}) \cdot [r_{t+1} + (1 - \delta)], \quad (2)$$

que nos dá a condição de que a taxa marginal de substituição de consumo intertemporal deve ser equivalente à taxa de juros sobre o capital descontada a depreciação.

O estoque de poluição existente no ambiente, x_t , diminui a uma taxa linear e possui persistência igual a η . Sua dinâmica é dada por

$$x_t = \eta x_{t-1} + e_t + e_t^{\text{row}}, \quad (3)$$

onde $e_t^{\text{row}} = e_t / \Psi$ é a emissão corrente de CO_2 no resto do mundo, com Ψ igual à proporção das emissões domésticas em relação ao total das emissões antropogênicas mundiais — proporção assumida como constante, de forma que as emissões internacionais e_t^{row} não são afetadas por choques de produtividade domésticos. Já as emissões domésticas são função do total da produção e do nível de mitigação:

$$e_t = (1 - \mu_t) h(y_t), \quad (4)$$

onde $\mu_t \in [0, 1]$ é a fração das emissões reduzidas pela política ambiental no período t , e $h(y_t) = y_t^{1-\gamma}$ é a função isoelástica que relaciona as emissões com o produto, onde $(1 - \gamma) = \xi_{e,y}$ é a elasticidade das emissões em relação ao produto.

A firma representativa possui uma tecnologia de produção dada por $a_t f(k_{t-1})$, sendo uma função do estoque de produtividade corrente, a_t , e do estoque de capital acumulado até o último período, k_{t-1} . Definimos $f(k) = k^\alpha$, onde α é participação do capital no produto. O choque de produtividade evolui de acordo com um processo de Markov, $\ln a_t = \rho \ln a_{t-1} + \epsilon_t$, onde ρ é o parâmetro de persistência do choque e ϵ é um ruído branco normalmente distribuído.

A poluição ambiental x_t diminui o bem-estar social, e a medida que a renda da economia aumenta, mais recursos são gastos em tecnologia de abatimento, $z_t = y_t g(\mu_t)$, onde $g'(\mu_t) > 0$. Neste modelo o efeito negativo da poluição não é incluído diretamente na função utilidade, mas na função de produção, que afeta indiretamente a utilidade por meio do consumo. Como discutido por Nordhaus (2007), ao contrário de poluentes convencionais que afetam diretamente a saúde, é esperado que o dióxido de carbono afete as possibilidades de produção da economia. Assim, o produto é afetado negativamente pelo estoque de poluição corrente, x_t , e o total do produto é dado por

$$y_t = (1 - d(x_t)) a_t f(k_{t-1}), \quad (5)$$

onde $d(x_t) \in [0, 1]$ e $d'(x_t) > 0$, representando a função perda do produto potencial devido à poluição. Esta função perda é definida como uma função quadrática, $d(x_t) = d_0 + d_1 x + d_2 x^2$.

Os custos de abatimento z_t são incorridos pela firma, correspondentes a uma externalidade negativa, que surge devido a firma não considerar o impacto de suas emissões no estoque de poluição $x(x_{t-1}, e_t)$. Normalizando o preço do produto e do abatimento em 1, o termo $g(\mu) = \theta_1 \mu^{\theta_2}$ representa a proporção do produto gasto com reduções, que é cada vez maior à medida que a mitigação aumenta. Temos $g''(\mu_t) > 0$, $\theta_1 > 0$ e $\theta_2 > 1$.

Assim, a função que descreve o lucro da firma é dada por:

$$\pi_t = y_t - \tau_t e_t - r_t k_{t-1} - z_t. \quad (6)$$

A firma maximiza seu lucro escolhendo o nível apropriado de capital e abatimento, definindo o produto marginal do capital igual à taxa de juros do capital,

$$r_t = y_t \frac{f'(k_{t-1})}{f(k_{t-1})} \left(1 - \tau_t (1 - \mu_t) h'(y_t) - g(\mu_t) \right) \quad (7)$$

e, também, o produto marginal do abatimento igual ao seu preço (normalizado em 1),

$$\tau_t h(y_t) = y_t g'(\mu_t). \quad (8)$$

Então o governo benevolente escolhe a taxa ótima de imposto, τ_t , maximizando a utilidade total esperada descontada do consumidor, dada as restrições do comportamento maximizador de lucro da firma e as restrições do comportamento maximizador de renda do consumidor. O governo considera os efeitos de τ_t sobre o bem-estar social, dado as escolhas da firma e do consumidor. Assim, o problema do governo é:

$$\begin{aligned} \max_{c_t, k_t, y_t, \tau_t} \sum \beta^t U(c_t) \quad \text{sujeito à} \\ U'(c_t) = \beta E_t U'(c_{t+1}) \cdot [r_{t+1} + (1 - \delta)] \\ r_t = y_t \frac{f'(k_{t-1})}{f(k_{t-1})} [1 - \tau_t (1 - \mu_t) h'(y_t) - g(\mu_t)] \\ \tau_t h(y_t) = y_t g'(\mu_t) \\ c_t = r_t k_{t-1} + \tau_t e_t + \pi_t - k_t + (1 - \delta) k_{t-1} \\ \pi_t = y_t - \tau_t e_t - r_t k_{t-1} - z_t \\ e_t = (1 - \mu_t) h(y_t) \\ x_t = \eta x_{t-1} + e_t + e_t^{\text{row}} \\ z_t = y_t g(\mu_t) \\ y_t = (1 - d(x_t)) a_t f(k_{t-1}). \end{aligned}$$

O nível de mitigação no período dependerá somente de τ_t e y_t , enquanto que e_t e z_t dependerão somente de y_t e μ_t . Assim teremos $\mu_t = \mu(\tau_t, y_t)$, $e_t = e(\tau_t, y_t)$, $z_t = z(\tau_t, y_t)$, e $r_t = r(\tau_t, y_t, k_{t-1})$. Logo, o problema do governo benevolente será escolher, para cada período, os níveis de τ_t , y_t , k_t e x_t que maximizem c_t . A solução deste problema é obtida por aproximação linear das equações, via log-linearização, e com a utilização o algoritmo de Anderson e Moore (1985) (AMA).

Supondo que a política ambiental do governo é a imposição de restrição de quantidade de emissões, a estrutura do modelo difere em algumas equações. Fazendo q_t igual ao nível de CO₂ que a firma pode emitir, então o seu lucro será dado por

$$\pi_t = y_t - r_t k_{t-1} - z_t, \quad (6')$$

pois não há o pagamento de impostos. E como há apenas uma firma representativa, esta política equivale ao esquema *cap-and-trade* ordinário; contudo, a firma não paga pela permissão de emissão (a firma é única). O problema de otimização restringida da firma é a maximização de π_t , sujeita a $(1 - \mu_t) h(y_t) = q_t$ e $z_t = y_t g(\mu_t)$, onde q_t é o teto de emissão imposto pelo governo. O comportamento maximizador da firma define o produto marginal do capital igual à taxa de juros do capital, que neste caso será um pouco diferente do problema com imposto,

$$r_t = y_t \frac{f'(k_{t-1})}{f(k_{t-1})} [1 - g(\mu_t) - (1 - \mu_t) h'(y_t) y_t g'(\mu_t) / h(y_t)]. \quad (7')$$



O nível de emissão ótimo é igual ao máximo permitido pela política ambiental,

$$q_t = (1 - \mu_t)h(y_t). \quad (9)$$

Considerando perfeita simetria de informação, o problema do governo benevolente com política ambiental de restrição de emissões tem as mesmas equações de primeira ordem do problema com imposto sobre as emissões, conforme demonstrado por Heutel (2012). Assim, qualquer solução para a política de quantidades é também a solução para a política de impostos.

4. RESULTADOS

Para solucionarmos o modelo realizamos a calibração dos parâmetros de interesse. A estimação dos parâmetros não é realizada devido à presença de externalidade no modelo, sendo que neste caso a alocação ótima pode não coincidir com os resultados do equilíbrio competitivo.

Na seção 4.1 estimamos a elasticidade das emissões em relação ao produto para o Brasil, comparando os resultados com dados de outros países desenvolvidos e emergentes. Nas subseções 4.2 e 4.3 descrevemos a estratégia para obtenção dos parâmetros econômicos e ambientais, respectivamente. Os parâmetros são calculados com base na periodicidade trimestral com exceção da elasticidade das emissões em relação ao produto, em que utilizamos dados anuais devido à restrição dos dados.

Após a calibragem e solução do modelo, realizamos uma série de simulações na ??, onde observamos as funções de impulso resposta e o impacto de diversos choques nas variáveis de interesse. Por fim, na Análise de sensibilidade fazemos a análise de sensibilidade dos parâmetros.

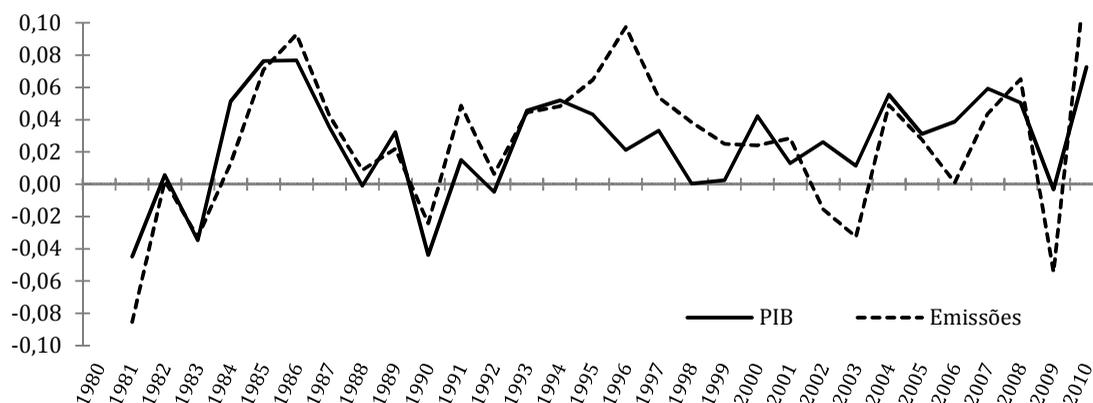
4.1. Elasticidade das emissões em relação ao produto

Para investigarmos a relação entre ciclos econômicos e emissões de CO₂, utilizamos a série de emissões de dióxido de carbono referente à queima de combustível fóssil (sólido, líquido e gasoso) no Brasil, disponibilizada pelo Carbon Dioxide Information Analysis Center (CDIAC) do Departamento de Energia dos EUA (DOE). Para a série do produto real utilizamos o produto interno bruto corrente em reais, deflacionado pelo deflator implícito, e obtido através do sistema de séries temporais do Banco Central do Brasil. Ambas as séries estão em periodicidade anual.

Na Figura 1 observamos a primeira diferença do logaritmo do PIB e das emissões entre os anos de 1980 a 2010. Ambas as séries aumentaram em cerca de 75% nos 30 anos analisados. A evolução das emissões acompanha o nível de produção, com correlação de 0,758. Há diferenças mais significativas somente em meados da década de 1990 e no início da década de 2000. No período de 1980 até 1994 a correlação é igual a 0,89, enquanto que de 1994 a 2000 a correlação cai para 0,611.

Ambas as séries do PIB e das emissões são estacionárias em primeira diferença, conforme teste de Dickey-Fuller aumentado. Obtemos a elasticidade das emissões em relação ao produto, $\xi_{e,y}$, através de uma regressão linear. Utilizando a primeira diferença para tornar as séries estacionárias, obtemos a elasticidade de 1,07. Também utilizamos três outros métodos para estacionarizar as séries: média móvel, polinômio e filtro Hodrick-Prescott (HP). Os resultados das regressões são exibidos na Tabela 1.

A vantagem do método da diferença é a eliminação da tendência estocástica ao invés da tendência determinística. O filtro HP, semelhante a uma média móvel, estima a tendência suavizando a série ao eliminar as variações de alta frequência, com o parâmetro λ indicando qual a frequência destas variações. Porém este parâmetro é calibrado com o objetivo de calcular os ciclos econômicos na diferença da série original e suavizada (especialmente nos modelos RBC). A suavização da série das emissões, com o mesmo valor de λ usado para os ciclos, pode não ser a correta. Por estes motivos, e considerando que as diferenças nas estimativas dos diferentes métodos não são significativas, utilizaremos o parâmetro estimado através da primeira diferença das séries, onde $\xi_{e,y} = 1,07$, o que nos dá $\gamma = -0,07$.

Figura 1. Variação das emissões de CO₂ e do produto real.

Os resultados indicam que o Brasil tem elasticidade perto de um, de modo que em um ciclo de expansão as emissões aumentam em uma proporção quase idêntica ao da produção. Este valor é particularmente diferente de outros países, que em sua maioria têm emissões inelásticas ao produto ($\xi_{e,y} < 1$). A Tabela 2 apresenta as elasticidade do Brasil e de outros países selecionados.

Ao comparar a elasticidade do Brasil com a de outros países, tanto desenvolvidos como em desenvolvimento, observamos que o custo ambiental durante a expansão é maior no Brasil, assim como o custo marginal de redução das emissões, caso mantenhemos iguais as demais características entre os países. Intuitivamente, diminuir o nível de emissões quando elas já são proporcionalmente baixas é mais caro do que diminuir quando elas são intensivas (elasticidade alta). Note que, no modelo utilizado, $e_t = (1 - \mu_t)h(y_t) = (1 - \mu_t)y_t^\xi$. Mantendo o nível do produto constante, \bar{y} , tomamos a primeira derivada de e_t em relação a μ_t , obtendo $e_{\mu} = -\bar{y}^\xi$. A derivada negativa indica que o aumento do nível de mitigação causa diminuição das emissões. Quanto maior a elasticidade $\xi_{e,y}$, maior a diminuição das emissões diante de uma variação positiva do nível de mitigação. Equivalentemente, quanto maior $\xi_{e,y}$, menor o nível de μ_t necessário para atingir um dado nível de e_t , implicando um menor custo de abatimento, $z_t = \bar{y}g(\mu_t)$, onde $g'(\mu_t) > 0$. Assim, dado \bar{y} , quando $\xi_{e,y}$ aumenta, z_t diminui.

Os custos de mitigação de GEE são relativamente pequenos no Brasil, conforme da Silva e Gurgel (2012). Principalmente devido ao baixo custo de redução de emissões provenientes do uso da terra, na qual o Brasil é intensivo. O custo marginal de redução de CO₂ relativo à energia também é baixo, entretanto o *quantum* de emissões por queima de combustível fóssil é relativamente pequeno no Brasil, representando 1,25% do total destas emissões mundiais, enquanto que o EUA, por exemplo, é responsável por 25% desse total (dados do CDIAC relativos a 2010). A diferença das elasticidades (maior no Brasil) está na intensidade das emissões para cada unidade de produto.

Tabela 1. Elasticidade das emissões em relação ao produto

	1ª Diferença	Média móvel	Polinômio	Filtro HP
Elasticidade $\xi_{e,y}$	1,070*	0,994*	1,055*	1,047*
Erro padrão	0,136	0,121	0,091	0,108

Notas: Regressão por MQO com erros padrões robustos. A média móvel refere-se a 3 períodos. O polinômio é de ordem 3; e o parâmetro λ do filtro HP é igual a 100. * p -valor $\leq 0,01$.

**Tabela 2.** Elasticidade das emissões em relação ao produto — Países selecionados.

	1ª Diferença	Média Móvel	Filtro HP
Brasil	1,070 (0,136)*	0,994 (0,121)*	1,047 (0,108)*
Turquia	0,960 (0,101)*	1,027 (0,101)*	0,839 (0,087)*
Chile	0,910 (0,220)*	0,938 (0,223)*	1,200 (0,199)*
Índia	0,863 (0,087)*	0,912 (0,085)*	0,580 (0,255)**
África do Sul	0,628 (0,245)**	0,644 (0,173)*	0,538 (0,223)**
China	0,616 (0,097)*	0,618 (0,094)*	0,857 (0,326)**
Austrália	0,553 (0,144)*	0,546 (0,131)*	0,460 (0,237)***
Estados Unidos	0,441 (0,083)*	0,412 (0,067)*	0,908 (0,126)*
Canadá	0,351 (0,160)**	0,394 (0,153)**	0,521 (0,236)**

Notas: Regressão por MQO com erros padrões robustos. A média móvel refere-se a 3 períodos e o parâmetro λ do filtro HP é igual a 100. * p -valor $\leq 0,01$; ** p -valor $\leq 0,05$; *** p -valor $\leq 0,10$.

4.2. Parâmetros econômicos

Para a calibragem dos parâmetros econômicos do nosso modelo seguimos os valores utilizados na literatura recente para o Brasil, principalmente os de Souza-Sobrinho (2011) e Kanczuk (2004).

O parâmetro α da função de produção $f(k) = k^\alpha$, que representa a participação do fator de produção capital é igual a 0,40. A taxa de depreciação do estoque de capital δ é igual a 0,025 e o choque de produtividade tem a persistência de $\rho = 0,95$ e desvio padrão $\sigma_\varepsilon = 0,0095$, este último obtido em Kanczuk (2004). Quanto aos parâmetros para o consumidor representativo, o coeficiente de aversão ao risco ϕ é igual a 2, e a taxa de desconto intertemporal β é igual a 0,98.

4.3. Parâmetros ambientais

Os parâmetros ambientais foram obtidos por meio de diversas fontes. A persistência η do estoque de CO_2 , parâmetro químico que depende da meia-vida do gás na atmosfera, foi calculada com base no estudo de Reilly (1992), que estimou a meia-vida de 83 anos. Calculando a persistência em termos trimestrais para os 83 anos, obtemos $\eta = 0,9979$. A proporção das emissões domésticas em relação ao total das emissões de dióxido de carbono (antropogênicas) no globo foi obtida com base nos dados do CDIAC, referente às emissões no ano de 2010, tomando a razão entre as emissões doméstica e a soma de todas as emissões. O valor obtido foi $\Phi = 0,0125$, ou seja, a emissão mundial foi igual a 80 vezes a emissão do Brasil naquele ano. Assumimos que este valor se mantém constante durante o período analisado.

A externalidade negativa sofrida pela firma devido aos custos de abatimento z_t equivale a função $g(\mu) = \theta_1 \mu_t^{\theta_2}$ multiplicada pelo produto. Os parâmetros dessa função são definidos em Nordhaus (2010), no modelo RICE-2010. O parâmetro θ_1 varia no tempo e é específico para cada país ou região, enquanto que o parâmetro θ_2 é uma constante. Utilizamos o valor de 2,80 para θ_2 , e 0,0418 para θ_1 . O último valor é referente à América Latina para o ano de 2015.

A função perda do produto potencial $d(x_t)$ é uma função quadrática com parâmetros calibrados em Nordhaus (2010). Para obter a proporção do dano, o autor considera um complexo ciclo do carbono, incluindo as temperaturas dos oceanos e superfície, elevação do nível do mar e concentração de dióxido de carbono na atmosfera e oceanos. No modelo, as funções perda foram calibradas e calculadas individualmente para cada país ou grupo de países, incluindo-as na dinâmica global, sendo o Brasil inserido no grupo da América Latina. Utilizando a calibração para este grupo e empregando-a como *proxy* para o Brasil, simulamos os danos ao produto relacionando-os às concentrações de CO₂ na atmosfera que vão de 787 GtC (gigatons de carbono), o nível de 2005, a cerca de 2.000 GtC. A Tabela 3 contém os valores calibrados para os coeficientes d_i da função quadrática, assim como os valores de todos os demais parâmetros utilizados no modelo.

Tabela 3. Valores calibrados dos parâmetros do modelo

Variável	Símbolo	Valor
Taxa de desconto intertemporal	β	0,98
Coefficiente de aversão ao risco	ϕ	2
Participação do capital na função de produção	α	0,4
Taxa de depreciação do capital	δ	0,025
Persistência do choque de produtividade	ρ	0,95
Desvio padrão do choque IID de produtividade	σ_ε	0,0095
Elasticidade das emissões em relação ao produto	$\xi_{e,y}$	1,07
Persistência da poluição na atmosfera	η	0,9979
Proporção das emissões domésticas	Φ	0,0125
Coefficiente da função de custo de mitigação	θ_1	0,0418
Expoente da função de custo de mitigação	θ_2	2,8
Intercepto da função dano da poluição	d_0	$-2,97 \times 10^{-3}$
Coefficiente 1 da função dano da poluição	d_1	$-2,16 \times 10^{-6}$
Coefficiente 2 da função dano da poluição	d_2	$9,26 \times 10^{-9}$

4.4. Simulações

Solucionamos o modelo atribuindo aos parâmetros os valores constantes na Tabela 3 e realizamos simulações de choques de produtividade para observarmos o comportamento das variáveis econômicas e ambientais. Os valores do estado estacionário do modelo estão descritos na Tabela 4.

Observamos que no estado estacionário o impacto da poluição sobre a produção é maior que o custo de mitigação, pois há uma taxa de imposto positiva que impõe um nível de mitigação maior que zero. Assim, através do cálculo simultâneo dos custos de mitigação e de poluição, podemos concluir que para o Brasil é vantajoso adotar políticas restritivas de emissões.

Para investigar a dinâmica das variáveis diante de choques tecnológicos, inicialmente produzimos um choque positivo de 1% no estoque de produtividade a_t (que equivale a $1,052 \times \sigma_\varepsilon$) e captamos

**Tabela 4.** Valores do estado estacionário

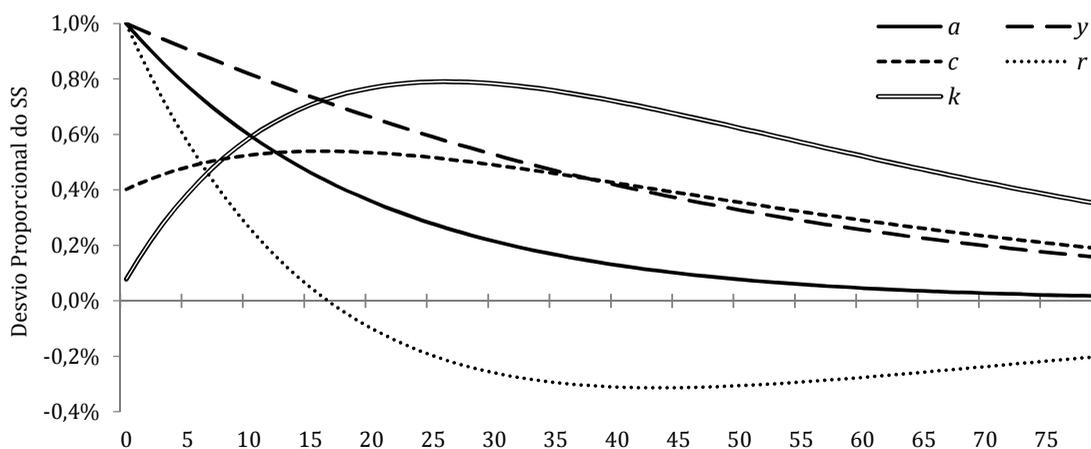
Variável	Valor	Variável	Valor
Produto	y_{ss} 4,1537	Emissões:	e_{ss} 4,2562
Consumo	c_{ss} 3,2398	Nível mitigação	μ_{ss} 0,0725
Investimento	i_{ss} 0,9138	Gasto c/ abatim.	z_{ss} 0,00011
Taxa juros	r_{ss} 0,0454	Taxa imposto	τ_{ss} 0,00094
Capital	c_{ss} 36,5509	Estq. poluição	x_{ss} 8.107,10

por meio de funções impulso-resposta o desvio proporcional das demais variáveis em relação aos seus valores de estado estacionário em um horizonte de 80 períodos (trimestres). Na Figura 2 observamos o impacto deste choque nas variáveis econômicas do modelo.

Dada uma variação de 1% em a_t , a produtividade decai a uma taxa $\rho = 0,95$. Observamos comportamento semelhante do produto, y_t , e do produto marginal do capital, r_t . A diminuição do produto acompanha o declínio da produtividade, mas é mais lento do que esta em razão do crescimento do estoque de capital k_t , que tem rápida expansão inicial devido ao aumento do investimento. Já o produto marginal do capital tem um decréscimo mais acelerado. O choque de produtividade faz com que a acumulação de capital na economia aumente a taxas crescentes até o 20º semestre, enquanto que o consumo cresce até o ponto em que o aumento do capital é menor do que o aumento do produto (17º trimestre).

A Figura 3 imprime as trajetórias das variáveis ambientais e de política. Com o aumento da produtividade e da produção, ocorre um incremento nas emissões de CO₂, e_t . O comportamento das emissões é pró-cíclico e acompanha a expansão inicial do produto e o seu posterior declínio. Para o caso de uma política de teto de emissões, na trajetória ótima, o nível de emissão e_t é igual ao teto q_t definido pelo governo.

A curva de estoque de poluição, x_t , que depende das emissões, apresenta uma magnitude menor, mas mais persistente. Após os 80 períodos, o nível de emissão já caiu para cerca de 20% de seu aumento inicial, no entanto o estoque de poluição só atingirá seu máximo no 101º trimestre, retornando para a metade do seu valor máximo somente no 442º período ou 85º ano — dois anos além do estimado para a meia-vida do poluente. O fato desta taxa de decaimento ser muito baixa, com $\eta = 0,9979$, faz com que as emissões de um dado trimestre tenham um impacto muito pequeno no estoque de poluição do

Figura 2. Respostas ao impulso de +1% em $a_{t=1}$ — Variáveis econômicas.

mesmo período, mas uma persistência que perdurará por várias décadas. Os danos destes estoques de poluição futuros são contabilizados na utilidade total descontada do consumidor, a fim de se obter a trajetória ótima das variáveis de controle.

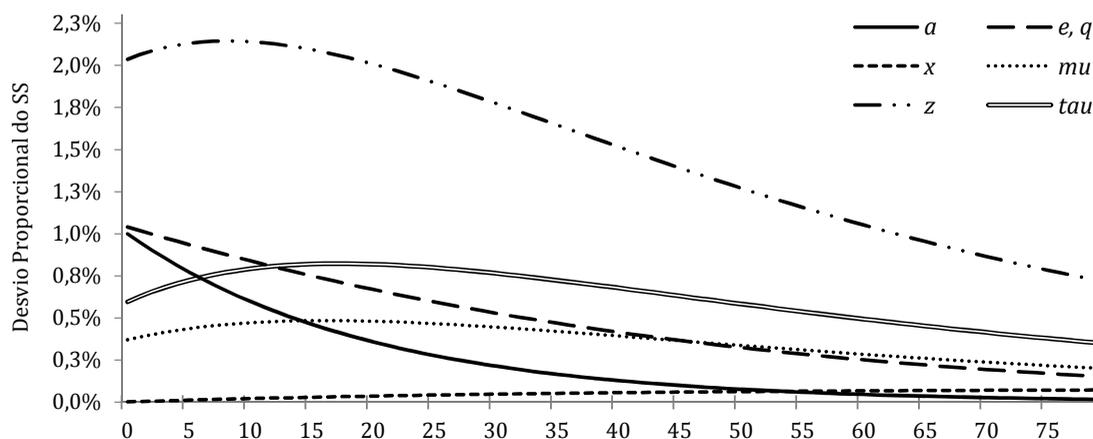
Do aumento da produção e da renda decorre um acréscimo na demanda por ambiente limpo, visto que este é um bem normal, fazendo com que um maior nível de mitigação, μ_t , seja demandado (efeito renda). Por outro lado, o aumento da produtividade marginal do capital induz maiores investimentos, que representam um custo de oportunidade para os gastos com redução de emissões, fazendo com que os agentes demandem menos mitigação (efeito preço). Para o caso do Brasil, um choque de produtividade gera um aumento no nível ótimo de mitigação, μ_t , conforme a Figura 3. Assim, no ciclo de expansão da economia, o efeito renda da demanda por mitigação é mais intenso do que o efeito preço. O comportamento maximizador dos agentes resulta em um aumento das mitigações em períodos de expansão. Dessa forma, o comportamento ótimo seria uma política de mitigação pró-cíclica, onde o imposto e o teto de emissões devem aumentar em períodos de expansão da economia e diminuir em períodos de crise.

O choque de produtividade afeta o custo de mitigação, fazendo com o custo marginal de mitigação seja mais alto durante as expansões. Porém, o estoque de capital responde positivamente ao choque de produtividade, sendo que um nível mais alto de capital aumenta as emissões. Assim, sem o aumento do imposto durante os ciclos de expansão, as emissões iriam crescer mais do que o ótimo. Isso não significa que as emissões não devam aumentar durante o período de expansão, mas sim que este aumento não deve ser tão grande quanto seria no caso de um política com taxa de imposto constante. Por esse motivo, a política de quota de emissões deve ser flexibilizada durante as expansões, ou seja, o teto de emissões deve ser aumentado. Esse fato faz com que a política de quotas seja politicamente menos custosa, pois o aumento de impostos durante o período de expansão tende a ser aceito com mais dificuldade pelos indivíduos do que uma flexibilização no teto de emissões.

Para obter a trajetória ótima de mitigação, o imposto sobre as emissões deve aumentar até o ponto em que o aumento da produtividade marginal do capital (indutora do efeito preço) seja revertido para uma variação negativa em relação ao seu nível de estado estacionário. Este ponto se dá no 17º trimestre após o choque de produtividade, conforme Figura 2. Neste momento, o comportamento ótimo do governo é reduzir o imposto para continuar equilibrando os custos de mitigação e emissão.

Como esperado, com o aumento do nível de mitigação, a parcela do produto destinada ao pagamento de reduções, z_t , também aumenta. Um choque tecnológico de 1% em relação ao estado estacionário provoca o imediato ajuste de 2% no custo de redução de emissão de CO₂. Este valor é relativamente

Figura 3. Respostas ao impulso de +1% em $a_{t=1}$ — Variáveis ambientais e de política.





alto em relação a outras economias devido a elevada elasticidade das emissões em relação ao produto no Brasil — para os Estados Unidos, Heutel (2012) encontra o valor de cerca de 1,4.

Na Figura 4 simulamos um conjunto de choques aleatórios de produtividade distribuídos em 100 trimestres. Observamos que a trajetória das emissões é semelhante à do produto, com intensidade de variações quase idênticas. Isto se dá devido a elasticidade das emissões em relação ao produto no Brasil ser próxima da unidade.

A trajetória do capital segue as variações da tecnologia, mas como é uma variável de estoque, tem um comportamento diferente do produto e das emissões, apresentando uma trajetória mais suave. Nesta simulação, apesar das diversas variações negativas do produto e das emissões em relação aos valores do estado estacionário, o nível de capital manteve-se acima deste valor na maior parte do período, devido principalmente à grande expansão inicial (trimestres 7 a 28) e o consequente acúmulo de capital. O coeficiente de variação do capital foi de 0,99, enquanto o da produtividade, a_t , foi de 5,56 (com desvio-padrão de 0,0186), notavelmente maior que o do capital.

Quanto às variáveis de política, a taxa de imposto, τ_t , acompanha de perto o nível das emissões, mas em uma trajetória mais suave que esta, com coeficiente de variação igual a 1,27. Isto ocorre porque a variação inicial das emissões é maior que a variação inicial do imposto, porém, posteriormente, os desvios no imposto são maiores que nas emissões. Nas trajetórias de equilíbrio, a variância do imposto é também menor do que a do produto.

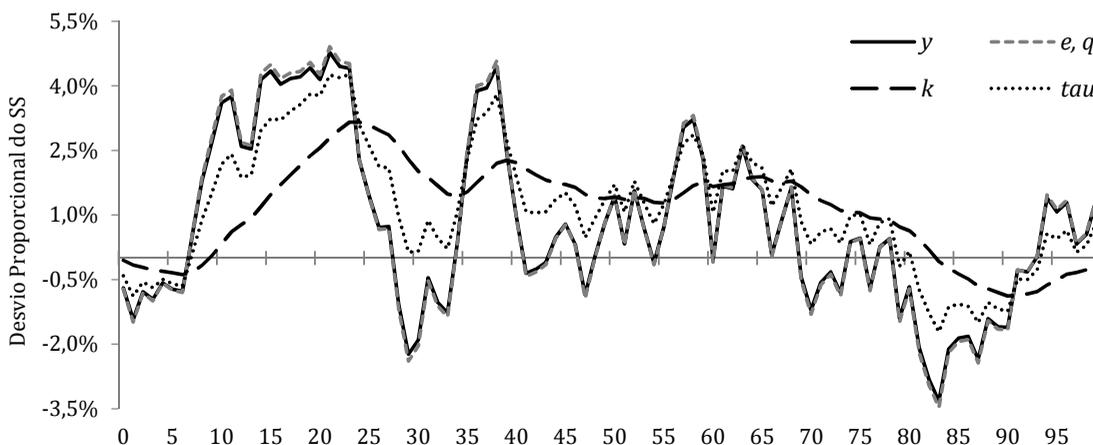
Quando considerada uma política de quotas, a trajetória do teto fixado pelo governo equivale à política de emissões. Entretanto, conforme destacado anteriormente, em um ciclo de expansão, enquanto a taxa de imposto precisa ser elevada, potencialmente causando insatisfação no setor produtivo, na política de quotas o aumento do teto de emissões pode gerar menor grau de insatisfação relativa. Esta pode ser uma possível vantagem à política de quotas.

4.5. Análise de sensibilidade

Nesta seção realizamos a análise de sensibilidade, que nos dá uma medida de como os resultados mudariam caso os parâmetros do modelo fossem calibrados com diferentes valores. Também simulamos valores correspondentes aos calibrados para outros países, a fim de comparar e situar o Brasil no contexto internacional.

Na Figura 5 observamos a sensibilidade do estoque de poluição e da parcela de poluição mitigada em relação ao parâmetro da elasticidade das emissões. Quanto mais baixa a elasticidade, menor o estoque de poluição. A linha contínua representa a trajetória de x_t calibrada para o Brasil, dado um choque de

Figura 4. Simulação de choques aleatórios em a_t .



produtividade de 1%. Calculando para o valor do estado estacionário, com esse choque de 1%, o estoque de poluição tem um pequeno aumento de 8.107 GtC para 8.113 GtC ao final do 25º ano. Se o Brasil poluísse com uma intensidade igual à da China, com elasticidade próxima a 0,6, então o estoque de poluição passaria para 8.111 GtC, uma mudança pequena considerando a grande diferença na elasticidade.

Também notamos que a parcela de poluição mitigada é bastante sensível ao valor da elasticidade. Ao calibrarmos este valor para 0,2 vemos que a resposta ótima ao choque de produtividade é uma diminuição do nível de mitigação. É o caso em que os custos marginais de mitigação são maiores que os custos marginais da poluição. Nesse cenário as mitigações seriam contra-cíclicas — ainda haveria redução de emissões, mas o nível de mitigação diminuiria diante de uma expansão econômica, pois o efeito preço seria maior que o efeito renda. Valores baixos da elasticidade são mais comuns em países desenvolvidos, conforme a Tabela 2.

Analisando a Figura 6 vemos que a taxa de imposto, τ , é pouco sensível às alterações na elasticidade. O governo altera a taxa frente às expectativas de variação do estoque de poluição para maximizar a utilidade do consumidor. Porém, a elasticidade do imposto em relação à esta expectativa é pequena — curtas variações na taxa de imposto já alteram suficientemente o nível de mitigação, pois μ_t é bastante sensível à τ_t .

Quanto aos custos de abatimento, z_t , sua sensibilidade em relação à elasticidade é semelhante a do nível de mitigação. Porém, seu comportamento será sempre pró-cíclico, pois o ambiente limpo é um bem normal e o gasto com redução de emissões sempre aumentará diante da expansão da renda. Mas podemos observar na Figura 6 que quanto menor a intensidade da poluição, menor será a externalidade imposta à firma nos ciclos de expansão. Em termos de formulação de política, isso demonstra o benefício da evolução da tecnologia da queima de combustível fóssil, que pode fazer com que obtenhamos essa baixa intensidade de poluição.

A análise de sensibilidade referente aos parâmetros da tecnologia de mitigação, na Figura 7, nos indica que o modelo é pouco sensível à alterações no parâmetro θ_1 , no entanto, o modelo é bastante sensível a alterações no parâmetro θ_2 , que é o expoente do nível de mitigação μ_t na função $g(\mu)$. Essa diferença de sensibilidade se deve ao fato de que θ_2 define a convexidade da função $g(\mu)$, e quando esta tende para 1, a sensibilidade do modelo tende para o infinito. Porém, no caso base, assim como em Nordhaus (2010), este parâmetro é constante e igual a 2,8.

Em relação aos parâmetros da preferência do consumidor, analisamos a sensibilidade do modelo à alterações em ϕ , o coeficiente de aversão ao risco do consumidor. Na Figura 8, observamos que diante do choque positivo de produtividade, quanto maior a aversão ao risco, mais suave a distribuição do consumo no tempo. Se a aversão é baixa, o consumo é relativamente maior no curto prazo e menor no

Figura 5. Respostas ao impulso de 1% em $a_{t=1}$ — sensibilidade de x e μ relativa a $\xi_{e,y}$;

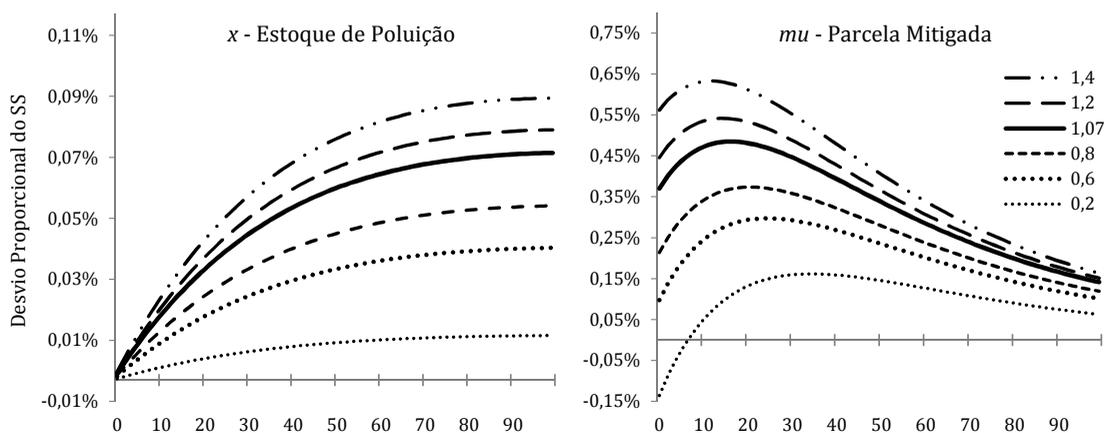




Figura 6. Respostas ao impulso de 1% em $a_{t=1}$ — sensibilidade de τ e z relativa a $\xi_{e,y}$.

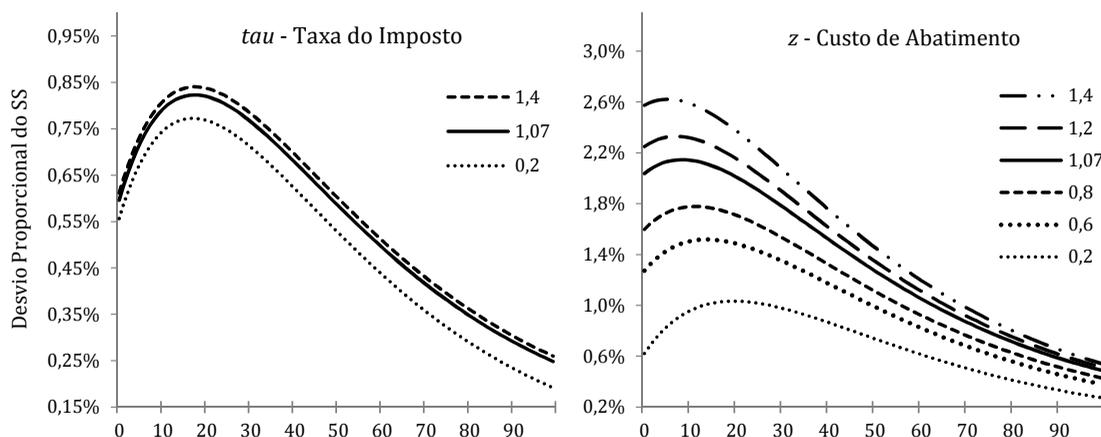
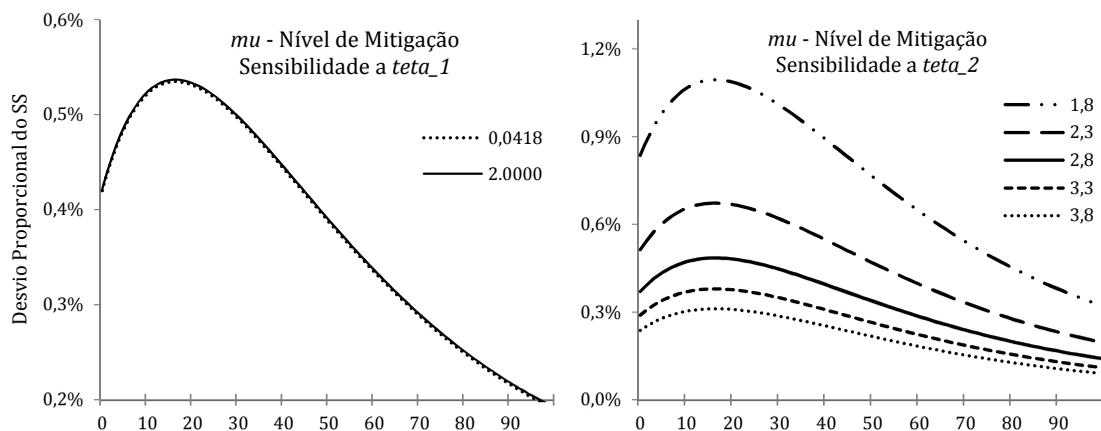


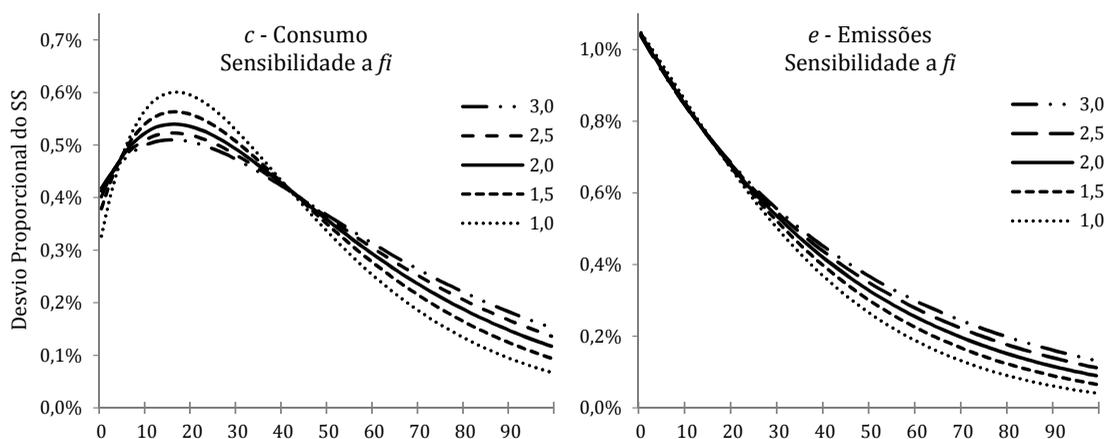
Figura 7. Respostas ao impulso de 1% em $a_{t=1}$ — sensibilidade de μ relativa a θ_1 e θ_2 .



médio prazo. Isso implica em menor poupança e investimento no curto prazo. Já o impacto da mudança do coeficiente de aversão ao risco nas emissões é pequeno, sendo que esta sofre variação significativa apenas no médio prazo, entretanto valores mais baixos de ϕ definem níveis de mitigação menos intensos em todos os períodos.

Quanto aos parâmetros de poluição, também simulamos calibrações diferentes para a função dano da poluição. Utilizamos cenários de danos incorridos em outros 5 países/regiões calculados por Nordhaus (2010). Estimamos os parâmetros da forma reduzida $d(x_t) = d_0 + d_1x + d_2x^2$. Os resultados dessas estimativas estão na Tabela 5.

Na Figura 9, relacionamos os danos da poluição com as concentrações de CO_2 na atmosfera, que vão de 787 GtC a cerca de 2.000 GtC. Apesar da pequena diferença, os danos causados à América Latina são maiores que aos Estados Unidos e Rússia, entretanto, muito menos intensos que na Europa e na África. As diferenças ocorrem devido a fatores geográficos, ambientais e econômicos. Na Rússia, por exemplo, os danos causados pelo estoque de poluição são menores devido ao baixo impacto relativo da elevação da temperatura naquela região, o contrário do que ocorre na África. Na Europa, o principal impacto é causado pela elevação do nível do mar. Estes cálculos baseiam-se no modelo RICE-2010, empregado no trabalho de Nordhaus (2010).

Figura 8. Respostas ao impulso de 1% em a_{t-1} — sensibilidade de c e e relativa a ϕ .

Analisando as respostas de y_t e τ_t ao choque positivo de produtividade para diferentes configurações da função dano, observamos que os resultados pouco diferem em relação aos países/regiões. Ocorre variação significativa apenas na taxa de imposto, quando alteramos substancialmente o parâmetro que multiplica o estoque de poluição, x_t . Com a variação desse parâmetro, aumenta a parcela da produção perdida devido à poluição; os agentes reotimizam suas escolhas para todos os períodos e alteram os níveis de mitigação para evitar o aumento do dano e a perda de utilidade. Para aumentar as mitigações o governo intensifica os impostos; os custos de mitigação aumentam, mas os danos de poluição diminuem. No equilíbrio, produto, emissões, consumo e utilidade mantêm-se praticamente idênticos, mas os impostos têm que aumentar bastante para neutralizar a diferença na função.

Por último, investigando o parâmetro químico η , que representa a persistência do CO₂ na atmosfera, simulamos alterações nesta taxa para identificarmos o impacto no modelo da característica peculiar deste poluente: seu baixo declínio. Se a persistência for igual a zero, então o poluente é volátil e, após um trimestre, já reagiu com outros componentes e não se encontra mais na atmosfera. Este caso, $\eta = 0$, corresponde, por exemplo, à meia-vida do dióxido de enxofre (SO₂) e dos óxidos de nitrogênio (NO_x), que são prejudiciais ao organismo humano, mas altamente voláteis. Porém, quanto menor a taxa de declínio (maior a persistência), mais dispersa no tempo será a poluição e mais distante será o seu pico de máximo. Com poluentes de baixa persistência na atmosfera, a poluição e seus danos à produção são mais intensos no curto prazo, implicando em maior nível de mitigação e custo de abatimento neste período — também maior será o imposto necessário para atingir este nível de mitigação.

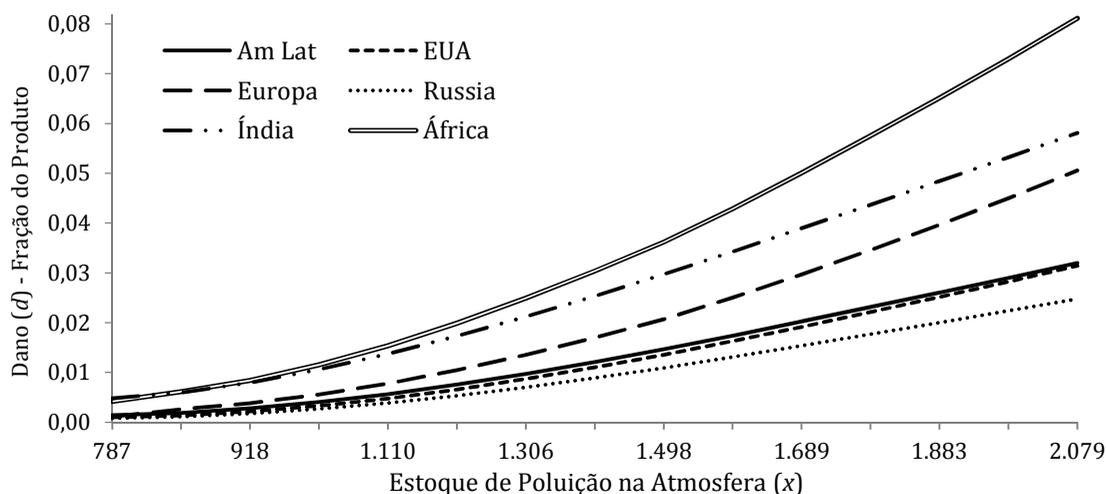
Tabela 5. Coeficientes das funções de dano da poluição $d(x)$

Países	d_0	d_1	d_2
América Latina	-2,97 E-3	-2,16 E-6	9,26 E-9
EUA	-1,03 E-3	-6,25 E-6	1,06 E-8
Europa	2,35 E-3	-1,60 E-5	1,90 E-8
Rússia	-1,62 E-3	-3,59 E-6	7,95 E-9
Índia	-9,99 E-3	9,02 E-6	1,16 E-8
África	-1,13 E-3	-1,33 E-5	2,56 E-8

Nota: Regressões via MQO. A região da Europa exclui os países da Eurásia.



Figura 9. Estoque de poluição (x) e danos ao produto (d).



5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste artigo discutimos a adoção de políticas ambientais dinâmicas no Brasil que respondam de forma ótima a choques de produtividade em uma economia estilizada do tipo RBC com externalidades de poluição. O calibragem deste modelo para o Brasil possibilitou avaliarmos simultaneamente o custo de mitigação e o impacto da emissão de CO_2 no produto, de modo a responder se o custo da adoção de políticas ambientais restritivas compensa os impactos da externalidade negativa gerada pela poluição. Também analisamos como deveria ser o comportamento de uma política dinâmica de mitigação de CO_2 , definindo regras para o aumento ou diminuição do imposto ou teto de emissões, além da realização de diversas simulações e a análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo.

Os resultados nos indicam que o equilíbrio ótimo é uma taxa de imposto positiva que tenha um caráter dinâmico, aumentando em períodos de expansão econômica, e diminuindo em períodos de crise. Entretanto, o aumento da taxa de imposto em períodos de expansão não deve ser tão grande a ponto de reduzir o nível de emissões. É natural que se permita um nível de emissões maior após um choque positivo de produtividade. Isso faz com que, equivalentemente, a política de teto deva ser flexibilizada após este choque. Assim, ambas as políticas tem um caráter pró-cíclico.

Se por um lado um choque positivo de produtividade leva a uma maior demanda por ambiente limpo, por outro lado, este choque aumenta a remuneração do capital, que é o custo de oportunidade de se investir em políticas de mitigação. Para o caso do Brasil, vimos que o primeiro efeito domina o segundo, de modo que devemos aumentar a taxa de imposto após o choque. Porém, no momento em que a taxa de remuneração do capital começar a variar negativamente, isso implica que a produtividade marginal do capital está caindo, de modo que a imposição da alíquota de imposto começa a penalizar a produção além do ponto ótimo, e então o imposto deve começar a cair. Esta é a regra ótima para a definição da política dinâmica.

O artigo traz os primeiros resultados sobre a adoção de políticas ambientais dinâmicas no Brasil através de um modelo de ciclo reais de negócios. Esta contribuição é importante para dar suporte as formulações de políticas públicas e as discussões da comissão mista sobre mudanças climáticas do Senado Federal. A consideração do impacto das políticas ambientais adotadas nos ciclos econômicos é essencial para a análise de custo-benefício destas políticas.

No modelo adotado não há diferença quantitativa entre as políticas de imposto e de quotas devido a presença de informação simétrica, conforme demonstrado por Heutel (2012). Na prática, há uma van-

tagem qualitativa para a política de quotas, pois durante ciclos de expansão, é politicamente menos custoso flexibilizar tetos de emissão do que aumentar os impostos sobre emissão. A avaliação de qual política poderia trazer um nível maior de bem-estar necessita a utilização de um modelo com informação assimétrica, que é um importante tópico para pesquisa futuras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, G., & Moore, G. (1985). A linear algebraic procedure for solving linear perfect foresight models. *Economics Letters*, 17(3), 247–252. doi: 10.1016/0165-1765(85)90211-3
- Angelopoulos, K., Economides, G. & Philippopoulos, A. (2010). *What is the best environmental policy? Taxes, permits and rules under economic and environmental uncertainty* (Working Paper N° 2980). CESifo. Disponível em: <http://ssrn.com/abstract=1571058>
- Babiker, M., Reilly, J. M. & Jacoby, H. D. (2000, July). The Kyoto Protocol and developing countries. *Energy Policy*, 28(8), 525–536. doi: 10.1016/S0301-4215(00)00033-1
- Baumol, W.J., & Oates, W. E. (1988). *The theory of environmental policy*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Bernard, A., Paltsev, S., Reilly, J.M., Vielle, M. & Viguier, L. (2003). *Russia's role in the Kyoto Protocol* (Relatório técnico N° 98). Cambridge, MA: MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change.
- Bouman, M., Gautier, P.A. & Hofkes, M. W. (2000). Do firms time their pollution abatement investments optimally? *De Economist*, 148(1), 71–86. doi: 10.1023/A:1003972811231
- Brasil. (2009). *Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009*. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/112187.htm (Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima–PNMC e dá outras providências. DOU de 30.12.2009, Edição extra.)
- Brasil. (2010). *Decreto nº 7.390, de 9 de dezembro de 2010*. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7390.htm (Regulamenta os arts. 6º, 11 e 12 da Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima–PNMC, e dá outras providências. DOU de 10.12.2010.)
- Brasil. Ministério da Ciência e Tecnologia. Coordenação-Geral de Mudanças Globais de Clima. (2010). *Segunda Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima*. Brasília, DF: Ministério da Ciência e Tecnologia. Disponível em: http://www.mct.gov.br/upd_blob/0215/215070.pdf
- Faria, W. R., & Haddad, E. A. (2013). *Modelagem do uso da terra e mensuração dos efeitos de mudanças climáticas no Brasil* (Texto para discussão N° 02-2013). São Paulo: Universidade de São Paulo/NEREUS.
- Feijó, F. T., & Júnior, S. P. (2009). O protocolo de Quioto e o bem-estar econômico no Brasil: Uma análise utilizando equilíbrio geral computável. *Análise Econômica*, 27, 127–154.
- Fell, H., MacKenzie, I. A. & Pizer, W. A. (2012). Prices versus quantities versus bankable quantities. *Resource and Energy Economics*, 34(4), 607–623. doi: 10.1016/j.reseneeco.2012.05.004
- Ferreira Filho, J. B. d. S., & Rocha, M. T. (2007). *Avaliação econômica de políticas públicas visando redução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil*. Disponível em: <http://www.sober.org.br/palestra/6/750.pdf>
- Fischer, C., & Heutel, G. (2013). Environmental macroeconomics: Environmental policy, business cycles, and directed technical change. *Annual Review of Resource Economics*, 5, 197–210. doi: 10.1146/annurev-resource-091912-151819
- Fischer, C., & Springborn, M. (2011). Emissions targets and the real business cycle: Intensity targets versus caps or taxes. *Journal of Environmental Economics and Management*, 62, 352–366.
- de Gouvello, C. (lead author) (2010). *Brazil Low Carbon Country Case Study*. Washington, DC: The World Bank/IBRD. http://siteresources.worldbank.org/BRAZILEXTN/Resources/Brazil_LowcarbonStudy.pdf



- Hegerl, G. C., Zwiers, F. W., Braconnot, P., Gillett, N., Luo, Y., Orsini, J. M., ... Stott, P. (2007). Understanding and attributing climate change. In S. Solomon et al. (Eds.), *Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-chapter9.pdf>
- Herzog, T., Baumert, K. A. & Pershing, J. (2006, Nov.). *Target: Intensity—An analysis of greenhouse gas intensity targets* (Relatório técnico). Washington, DC: World Resources Institute.
- Heutel, G. (2012). How should environmental policy respond to business cycles? Optimal policy under persistent productivity shocks. *Review of Economic Dynamics*, 15(2), 244–264.
- Hilgemberg, E. M. (2004). *Quantificação e efeitos econômicos do controle de emissões de CO₂ decorrentes do uso de gás natural, álcool e derivados de petróleo no Brasil: Um modelo interregional de insumo-produto* (Tese de doutorado, Universidade de São Paulo–USP/Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”–ESALQ, Piracicaba, SP). Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11132/tde-01102007-111239/publico/EmersonHilgemberg.pdf>
- Hoel, M., & Karp, L. (2002). Taxes versus quotas for a stock pollutant. *Resource and Energy Economics*, 24, 367–384.
- Kanczuk, F. (2004). Real interest rates and Brazilian business cycles. *Review of Economic Dynamics*, 7(2), 436–455. doi: 10.1016/j.red.2003.09.001
- Kaufmann, R. K., & Stern, D. I. (1997, July). Evidence for human influence on climate from hemispheric temperature relations. *Nature*, 388, 39–44.
- Kelly, D. L. (2005). Price and quantity regulation in general equilibrium. *Journal of Economic Theory*, 125(1), 36–60. doi: 10.1016/j.jet.2004.07.006
- La Rovere, E. L., Dubeux, C. B., Pereira Jr, A. O. & Wills, W. (2013). Brazil beyond 2020: From deforestation to the energy challenge. *Climate Policy*, 13(Special Issue: Supplement 1), 70–86. doi: 10.1080/14693062.2012.702018
- Lopes, R. L. (2003). *Efeitos de uma restrição na emissão de CO₂ na economia brasileira* (Tese de doutorado não-publicada). Universidade de São Paulo–USP/Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”–ESALQ, Piracicaba, SP.
- Newell, R. G., & Pizer, W. A. (2003). Regulating stock externalities under uncertainty. *Journal of Environmental Economics and Management*, 45(2,Supplement), 416–432. doi: 10.1016/S0095-0696(02)00016-5
- Nordhaus, W. D. (2007). A review of the *Stern review on the economics of climate change*. *Journal of Economic Literature*, 45(3), 686–702. doi: 10.1257/jel.45.3.686
- Nordhaus, W. D. (2010). Economic aspects of global warming in a post-Copenhagen environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(26), 11721–11726. doi: 10.1073/pnas.1005985107
- Paltsev, S., Reilly, J. M., Jacoby, H. D. & Tay, K. H. (2004, July). *The cost of Kyoto Protocol targets: The case of Japan* (Relatório técnico Nº 112). Cambridge, MA: MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change.
- Pizer, W. A. (2002). Combining price and quantity controls to mitigate global climate change. *Journal of Public Economics*, 85(2), 409–434. doi: 10.1016/S0047-2727(01)00118-9
- Reilly, J. M. (1992). Climate-change damage and the trace-gas-index issue. In J. M. Reilly & M. Anderson (Eds.), *Economic issues in global climate change: Agriculture, forestry, and natural resources*. Boulder: Westview Press.
- Rocha, M. T. (2003). *Aquecimento global e o mercado de carbono: Uma aplicação do modelo CERT* (Tese de doutorado, Universidade de São Paulo–USP/Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”–ESALQ, Piracicaba, SP). Disponível em: http://www.cepea.esalq.usp.br/pdf/tese_marcelo.pdf
- da Silva, J. G. S., & Gurgel, A. C. (2012). Impactos econômicos de cenários de políticas climáticas para o Brasil. *Pesquisa e Planejamento Econômico*, 42(1), 93–135.

- Souza-Sobrinho, N. F. (2011). The role of interest rates in the Brazilian business cycles. *Revista Brasileira de Economia*, 65(3), 315–336. doi: 10.1590/S0034-71402011000300006
- Strand, J. (1995). Business fluctuations, worker moral hazard and optimal environmental policy. In H. D. Dixon & N. Rankin (Eds.), *The new macroeconomics* (pp. 214–234). Cambridge University Press. doi: 10.1017/CBO9780511559648.012
- Tourinho, O. A. F., da Mota, R. S. & Alves, Y. L. B. (2003, agosto). *Uma aplicação ambiental de um modelo de equilíbrio geral* (Texto para Discussão N° 976). Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada–IPEA.
- Tucker, M. (1995). Carbon dioxide emissions and global GDP. *Ecological Economics*, 15, 215–223.
- Viguié, L. L., Babiker, M. H. & Reilly, J. M. (2003). The costs of the Kyoto Protocol in the European Union. *Energy Policy*, 31(5), 393–483. doi: 10.1016/S0301-4215(02)00075-7