ISBN 978-65-87493-03-9

Prêmio

BNDES pelo Clima

2022

BNDES

ISBN 978-65-87493-03-9

Prêmio
BNDES pelo Clima

2022

BNDES

Edição
Gerência de Editoração e Memória

Coordenação editorial
Gabriel Canedo

Gerência de Editoração
Fernanda Costa e Silva

Copidesque e revisão
Tikinet

Diagramação e capa
Refinaria Design

P925 Prêmio BNDES pelo Clima / organizador: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social. – Rio de Janeiro, 2022.
182 p. ; 16x23cm

Inclui bibliografias.
Artigos vencedores do Prêmio BNDES pelo Clima, Concurso n. 01/2022.
ISBN: 978-65-87493-03-9

1. Mudanças climáticas. 2. Política ambiental. 3. Créditos de carbono. I. Costa, Lucas de Almeida Nogueira da. II. Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (org.). III. Título. IV. Série.

CDD – 338.927

Os artigos reunidos nesta publicação foram vencedores do Prêmio BNDES pelo Clima, realizado por meio de concurso promovido pelo BNDES em 2022.

Os artigos assinados são de exclusiva responsabilidade dos autores, não refletindo, necessariamente, a opinião do BNDES.

Av. República do Chile, 100, Rio de Janeiro - RJ - CEP 20031-917
Tel.: (21) 2052-7994
http://www.bndes.gov.br

© 2022
Esta publicação está disponível em formato digital em: www.bndes.gov.br/bibliotecadigital.
Distribuição gratuita.
É permitida a reprodução parcial ou total dos artigos desta publicação, desde que citada a fonte.

NÃO BASTA SER "TECH": O CHOQUE DE PRODUTIVIDADE DA SOJA TRANSGÊNICA NO DESMATAMENTO E USOS DO SOLO NO BRASIL 5

Lucas de Almeida Nogueira da Costa
Romero Cavalcanti Barreto da Rocha

IMPACTOS ECONÔMICOS E AMBIENTAIS DE UMA POLÍTICA DE DESMATAMENTO ZERO E REFLORESTAMENTO NA REGIÃO DO ARCO DO DESMATAMENTO 65

Géssica C. P. Souza
Aline Souza Magalhães
Edson Paulo Domingues

MECANISMOS DE PRECIFICAÇÃO DE CARBONO NO BRASIL: CUSTOS ECONÔMICOS E POTENCIAIS DE ABATIMENTO 118

Micaele Martins de Carvalho
Aline Souza Magalhães
Edson Paulo Domingues

NÃO BASTA SER "TECH":
O CHOQUE DE PRODUTIVIDADE DA SOJA TRANSGÊNICA NO DESMATAMENTO E USOS DO SOLO NO BRASIL

Lucas de Almeida Nogueira da Costa
Mestre em Economia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Romero Cavalcanti Barreto da Rocha
Doutor em Economia pela Universidade Pontifícia Católica (PUC-Rio) e professor no Instituto de Economia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (IE-UFRJ)

Palavras-chave: Desmatamento. Choque de produtividade da soja. Intensificação agropecuária.

Tema: (iii) Uso sustentável do solo e desmatamento.

RESUMO

Este artigo utiliza o contexto da introdução da semente transgênica da soja no Brasil para estimar potenciais efeitos desse choque de produtividade agrícola nos usos do solo dos três principais biomas brasileiros. Por meio de um modelo empírico de diferenças-em-diferenças ao nível do *pixel* de 9 km × 9 km e da base detalhada do MapBiomas, foi possível estimar se o aumento potencial da produtividade da soja provocado pela inovação da semente transgênica influenciou na expansão ou diminuição dos principais usos naturais e agropecuários do solo, considerando possíveis heterogeneidades entre os biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica. Os principais resultados encontrados sugerem que, na Amazônia, os efeitos desse choque tendem para um movimento similar ao paradoxo de Jevons, no qual o aumento da produtividade do fator de produção terra teria incentivado ainda mais a sua utilização ou ocupação. Nos biomas com usos do solo mais consolidados, como Mata Atlântica e Cerrado, esse choque de produtividade tampouco teria sido capaz de sustentar uma trajetória de transição florestal baseada no *land sparing*. Nesses casos, as principais transições percebidas foram de usos agropecuários menos produtivos e rentáveis para a soja, enquanto na Amazônia foi possível observar a diminuição de vegetação nativa para ocupação não só pela soja, mas também para usos agropecuários menos rentáveis, como as pastagens. Sabendo que a intensificação da produção agropecuária e os ganhos de produtividade são desejados e estratégicos para o desenvolvimento do país, este artigo contribui para o entendimento de que essas estratégias não levam automaticamente para o caminho da conservação ambiental. É preciso que políticas públicas que fiscalizam e monitoram atividades ilegais sejam capazes de impedir a expansão da fronteira do desmatamento e andem juntas ao desenvolvimento sustentável dos setores agropecuários, evitando os custos sociais de potenciais externalidades negativas, de modo que esse desenvolvimento seja sinérgico ao combate às mudanças do clima.

INTRODUÇÃO

Em 2020, o setor da Agropecuária foi responsável por cerca de 72,9% das emissões de gases do efeito estufa (GEE) no Brasil. Do total de emissões de GEE, 46,2% decorreram de mudanças no uso da terra – que ocorrem majoritariamente pela ocupação de floresta primária pela agropecuária. Por sua vez, as emissões diretas do setor agropecuário foram responsáveis por 26,7% das emissões totais de GEE do Brasil – mais até do que os 18,2% das emissões de GEE do setor energético.[1] Além dessa contribuição do setor agropecuário para as emissões de GEE e, consequentemente, para os problemas associados às mudanças climáticas, a perda de florestas pelo desmatamento deve ser associada a diversas outras questões, como o comprometimento do equilíbrio ecológico, a deterioração da regulação hídrica, da qualidade do ar e de outros serviços ecossistêmicos, além da perda da biodiversidade brasileira e de potenciais rendimentos derivados.

O desmatamento de florestas tropicais no mundo e, em particular, no Brasil está associado a diversos fatores, desde mecanismos de mercado (ASSUNÇÃO; GANDOUR; ROCHA, 2015), especulação da terra, marcos regulatórios e políticas públicas (ASSUNÇÃO *et al.*, 2020; BURGESS; COSTA; OLKEN, 2018; GANDOUR, 2018; HARGRAVE; KIS-KATOS, 2013; SANT'ANNA; COSTA, 2021), até falta de fiscalização e governança (CORREIA-SILVA; RODRIGUES, 2019; REYDON; FERNANDES; TELLES, 2020). Apesar de muitos estudos contribuírem para medir e explicar o impacto desses fatores,

1 Dados coletados do Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG). Disponível em: https://plataforma.seeg.eco.br/total_emission. Acesso em: 31 out. 2022.

de forma geral a dinâmica de ocupação e transição do solo ainda não é totalmente conhecida.

Em particular, um componente relevante para a compreensão dos padrões de transição do uso do solo e do desmatamento – que, por vezes, é deixado de lado pela literatura – é a importância da intensificação e dos ganhos de produtividade da produção agrícola. Se, por um lado, alguns mecanismos plausíveis são capazes de explicar um impacto negativo dos ganhos de produtividade da agropecuária no desmatamento, por outro esse efeito pode ser ambíguo, dependendo do contexto – semelhante ao paradoxo de Jevons, em que o uso mais eficiente de um insumo a partir de uma nova tecnologia não leva necessariamente à redução do seu consumo. No caso brasileiro, algumas evidências preliminares apontam que choques de produtividade agrícola promovidos pelo acesso à eletricidade (ASSUNÇÃO *et al.*, 2017; SZERMAN *et al.*, 2022) e pela revolução da soja no Cerrado nos anos 1970 (ASSUNÇÃO; BRAGANÇA, 2015) teriam sido capazes de poupar terra e frear o desmatamento. Porém, apesar do avanço tecnológico na agropecuária na segunda metade do século XX e no século XXI, a expansão de pastagens e de usos agrícolas (como soja e cana-de-açúcar) em áreas de vegetação nativa não teria se interrompido no período.

Portanto, este artigo visa abordar a seguinte pergunta: quais são os potenciais efeitos diretos de um choque de produtividade nos usos do solo no Brasil? Mais especificamente, como contribuição principal, busca-se estimar, com base em um modelo de diferenças-em-diferenças não binário, de que modo o choque de produtividade gerado pela soja transgênica no final dos anos 1990 pode ter impactado a ocupação

dos solos de forma heterogênea entre os biomas brasileiros. Para isso, parte-se da contribuição metodológica de Bustos, Caprettini e Ponticelli (2016), que estudam os efeitos da soja transgênica na indústria e no mercado de trabalho, e das séries históricas detalhadas de uso do solo da Coleção 6 do MapBiomas (2021).[2]

Este trabalho busca contribuir com a literatura ao estimar os efeitos no uso do solo de um dos choques de produtividade mais relevantes para a agricultura brasileira – como foi o caso da introdução da semente transgênica de soja – a partir de uma estratégia de identificação consolidada por Bustos, Caprettini e Ponticelli (2016). O artigo também avança ao estimar tais efeitos a partir de uma base altamente detalhada, tanto na dimensão temporal (com dados anuais entre 1993 e 2012) quanto na dimensão espacial (com *pixel* de 9 km × 9 km). Além disso, as estimações foram feitas separadamente para os três principais biomas brasileiros, permitindo levar em conta potenciais heterogeneidades.

Os resultados encontrados indicam que, no bioma Amazônia, o choque de produtividade da soja transgênica teve efeitos significativos na diminuição de florestas e no aumento de usos como pastagem e soja. Esse resultado sugere que é possível a prevalência de um paradoxo de Jevons para a terra nesse bioma, de forma que choques de produtividade não possam atuar sozinhos como alternativa a políticas de conservação. Nos biomas Mata Atlântica e Cerrado, em que o uso do solo se apresenta em fases mais consolidadas, os efeitos em vegetações nativas não são significativos, mas o choque de produtividade gerou a

2 O MapBiomas consiste em um projeto de mapeamento que busca entender a dinâmica do uso do solo no Brasil e disponibilizar dados georreferenciados anuais do uso do solo brasileiro.

substituição de usos que tendem a ser menos rentáveis, como pastagem e outras agriculturas temporárias, por soja. Nesses casos, o choque de produtividade da soja transgênica não teria sido capaz de levar de forma automática a uma trajetória de transição florestal.

O trabalho está dividido em oito seções, além desta primeira. A segunda seção apresenta revisão da literatura correlata sobre a relação do choque de produtividade com desmatamento e uso da terra e da literatura sobre ocupação do solo e transição florestal. Na terceira seção são apresentadas as principais variáveis deste estudo e suas construções. Na quarta, são expostas algumas estatísticas descritivas e matrizes de transição do uso do solo que auxiliam na interpretação dos resultados principais. Na quinta parte é apresentada a estratégia empírica, além do modelo de identificação do efeito do choque de produtividade da soja transgênica no uso do solo. Na sexta, constam os principais resultados do modelo empírico e os *event studies*. Por fim, uma breve seção de considerações finais encerra este artigo.

REVISÃO DA LITERATURA

No Brasil, algumas evidências preliminares sobre a causalidade entre choque de produtividade e desmatamento merecem destaque. Assunção e Bragança (2015) observam, no contexto da revolução da soja entre 1960 e 1985, que regiões que passaram a ser mais propensas à soja e à intensificação não aumentaram relativamente seu desmatamento, verificando-se nelas a substituição de pastagens por agricultura e até

um aumento de áreas florestais. Utilizando uma estratégia empírica distinta, Assunção e outros (2017) e Szerman e outros (2022) mostram que ganhos de produtividade da agricultura a partir da eletrificação de diversas regiões reduziram o desmatamento nesses municípios. No campo teórico, esses argumentos são sustentados por modelos similares, nos quais um indivíduo maximizador e com considerável restrição a crédito tem que alocar seu capital em uma unidade de terra com gado ou com agricultura – sendo a primeira menos capital-intensiva que a segunda. Após um choque de produtividade na agricultura (ou no uso do solo genérico mais capital-intensivo), a alocação desse capital se move ainda mais em direção à agricultura, tornando a produção global menos extensiva e aumentando, ao mesmo tempo, a área de agricultura e de floresta secundária resultante do abandono da pastagem. Caso não houvesse restrição de capital, o efeito desse choque de produtividade para o indivíduo maximizador seria expandir as terras da produção mais capital-intensiva sem substituir ou abandonar a produção menos capital-intensiva.

Portanto, com a insuficiência de políticas públicas apropriadas para frear o desmatamento, o ganho de produtividade e a intensificação deveriam ser capazes de preencher parcialmente essa função por meio de alguns mecanismos, como Szerman e outros (2022) argumentam. Vale citar, por exemplo, a substituição de culturas menos produtivas por outras com maior potencial de produtividade, como uma alternativa ao aumento da produção pela margem extensiva. Os avanços tecnológicos viabilizam novos investimentos e melhor infraestrutura, diminuindo também a necessidade de ocupação de mais terra para o aumento da produção. Além disso, o progresso tecnológico pode estar

correlacionado, ao mesmo tempo, com o aumento da intensidade da produção e com melhores condições de *enforcement* da lei e dos direitos de propriedade.

Esses mecanismos e alguns outros são reconhecidos na literatura internacional e seguem algumas das proposições iniciais da teoria de transição florestal, estabelecida nos anos 1990 por Mather (1992) e posteriormente desenvolvida. Simplificadamente, a teoria da transição florestal consiste em um encadeamento lógico no qual, primeiramente, há expansão de áreas agrícolas e diminuição de florestas como resposta ao crescimento acelerado da demanda por produtos agrícolas, dado o aumento da população. Posteriormente, com a diminuição da taxa de crescimento da população e com as revoluções agrícolas que provocam consideráveis ganhos de produtividade, o índice de desmatamento cai até um ponto em que há mais área agrícola do que o necessário para atender à demanda corrente. Portanto, os ganhos de produtividade são entendidos como essenciais para que seja possível "poupar" terra e permitir que as transições florestais se estabeleçam, em consonância com os modelos teóricos propostos por Assunção e Bragança (2015) e Szerman e outros (2022) para o Brasil.

Porém, se o ganho de produtividade é condição necessária para diminuir o desmatamento ou até mesmo levar a uma transição florestal, ele não deve ser entendido como condição suficiente. Mather (1992) ressalta que a relação do crescimento da demanda com o crescimento da produtividade não deve induzir deterministicamente os movimentos de transição florestal, uma vez que "fatores complicadores" como a urbanização, a política de uso da terra e os padrões de comércio podem

desviar a trajetória da transição. Portanto, a condição necessária de aumento da produtividade para atender à demanda da população com uma área agrícola menor deve estar associada às ações e percepções das comunidades e dos governantes de que as florestas e seus serviços ecossistêmicos são benéficos e necessários.

Algumas contribuições da literatura de transição florestal buscam sistematizar os caminhos pelos quais diferentes trajetórias de transição florestal podem se dar e quais as condições necessárias para cada um deles (LAMBIN; MEYFROIDT, 2010; MEYFROIDT; LAMBIN, 2011; RUDEL, 2009; RUDEL *et al.*, 2005). Entre essas contribuições, vale citar o arcabouço teórico construído por Lambin e Meyfroidt (2010). Segundo os autores, uma trajetória sustentada de transição florestal baseada no aumento da produtividade da terra só seria possível se ocorresse por meio da escassez florestal ou da intensificação do pequeno produtor rural. Caso contrário, o resultado sobre a trajetória de transição florestal seria incerto, podendo variar de acordo com uma série de outras condições (mercado de trabalho, imigração, produção para o abastecimento local ou global, lucratividade, políticas conservacionistas etc.).

Portanto, interpretando os modelos de Assunção e Bragança (2015) e Szerman e outros (2022) a partir desse arcabouço teórico, é improvável que os ganhos de produtividade observados no Brasil constituam alternativa a políticas de conservação de florestas e levem automaticamente a um caminho de transição florestal. Uma vez que a intensificação no Brasil não ocorre pela escassez de terra – pelo contrário, na prática há disponibilidade de terra em um país de fronteira quase aberta –, tampouco pela intensificação do pequeno produtor rural –

uma vez que a concentração rural no Brasil não é uma questão superada (SANT'ANNA, 2017) –, então os efeitos desses choques de produtividade no contexto brasileiro dependem de diversas outras condições.

Fora da literatura de transição florestal, muitos estudos ressaltam mecanismos que podem impedir ou dificultar uma trajetória sustentada de conservação. É essencial que se leve em conta, por exemplo, o tipo de progresso tecnológico, os produtos agrícolas que mais se beneficiam, as elasticidades preço-demanda, o efeito no custo da produção e na lucratividade, o impacto no preço da terra e a qualidade da governança e da definição dos direitos de propriedade (BYERLEE; STEVENSON; VILLORIA, 2014; CEDDIA *et al.*, 2014; EWERS *et al.*, 2009; GARRETT *et al.* 2018; GIL *et al.*, 2018; HORNBECK, 2010; KUBITZA *et al.*, 2018; PHELPS *et al.*, 2013). Além desses fatores, outro ponto relevante que Szerman e outros (2022) levantam é a possibilidade de existir um efeito de aumento da produção na margem extensiva, caso o choque de produtividade aumente o lucro do agricultor mais do que a *outside option*, ou seja, mais do que o custo de oportunidade de ofertar a força de trabalho fora da agropecuária.

Outros autores destacam também a importância do fenômeno conhecido como *indirect land use change* (ILUC), em que a intensificação agrícola em determinado local pode estimular o desmatamento de outras áreas, principalmente na fronteira do desmatamento (ARIMA *et al.*, 2011; RICHARDS; WALKER; ARIMA, 2014). Por fim, vale destacar a importância de inovações tecnológicas que gerem aumento da demanda por produtos agrícolas, como é o caso dos biocombustíveis no Brasil, que têm resultados ambíguos em termos de emissão de GEE

por estimular indiretamente a ocupação de florestas (FERREIRA FILHO; HORRIDGE, 2014; LAPOLA *et al.*, 2010; SÁ; PALMER; DI FALCO, 2013; SEARCHINGER *et al.*, 2008). Portanto, apesar da ideia tentadora de que incentivar o mercado a se tornar mais eficiente pode também promover a conservação florestal, políticas públicas apropriadas devem levar em conta os possíveis *trade-offs* e minimizar potenciais externalidades negativas.

No Brasil, onde os direitos de propriedade da terra não são bem definidos e a fronteira do desmatamento é, na prática, quase aberta, é especialmente interessante que um modelo teórico realista incorpore à função de retornos esperados um componente de ganho especulativo de capital, com a consolidação dos direitos de propriedade de uma "nova terra". Young (1997) propõe um modelo de portfólio no qual o indivíduo busca maximizar o seu retorno esperado com os ativos que têm à disposição. Em geral, existem dois componentes principais dos ativos: um componente corrente, relacionado aos retornos da produção do ativo no presente, e um componente de capital, que visa captar a potencial depreciação ou apreciação do ativo – simplificadamente, a diferença entre o valor de compra e o valor de venda do ativo. No caso de um ativo como uma terra agricultável na fronteira do desmatamento, a ocupação e produção inicial podem fazer com que o componente de capital seja positivo e elevado na ótica do produtor, uma vez que essa ocupação pode consolidar o direito de propriedade dele sobre aquela terra e valorizá-la nesse processo de mercantilização.[3] Uma vez que esse direito de propriedade é consolidado e transferível a terceiros,

3 É importante destacar que aqui não se consideram potenciais efeitos de depreciação sobre o valor intrínseco à floresta conservada.

o retorno esperado da terra pode ser bem maior do que apenas o componente corrente da produção.

Levando em consideração o que se conhece tacitamente sobre o contexto brasileiro, nas últimas décadas observaram-se ganhos de produtividade muito significativos em culturas capital-intensivas, como a soja, paralelamente à expansão da fronteira do desmatamento, com a ocupação de floresta por pastagens, principalmente. Portanto, no contexto macro brasileiro, as proposições teóricas de Assunção e Bragança (2015) e Szerman e outros (2022) não parecem ter operado como força predominante, no sentido de que ganhos expressivos de produtividade associados à restrição de capital deveriam substituir uma agropecuária de tendência extensiva por uma mais intensiva. Em particular, a expansão da soja nas últimas décadas, tendo como um importante fator a introdução inovadora da sua semente transgênica, deu-se tanto em áreas parcialmente ocupadas por essa e por outras culturas como em áreas de floresta primária – como é possível observar na quarta seção, a partir das estatísticas descritivas do MapBiomas 6. Portanto, nesse contexto, é caro a essa literatura que se adicionem novas evidências, levando em conta um importante choque de produtividade da cultura agrícola mais relevante para o país e considerando potenciais heterogeneidades entre os biomas em diferentes estágios de ocupação do seu solo.

CONSTRUÇÃO DAS VARIÁVEIS E BASES DE DADOS

Esta seção detalha como as variáveis de interesse, dependentes e de controle foram calculadas para construir a base de dados que subsidia os resultados empíricos deste trabalho. É importante notar, em primeiro lugar, que a base de dados está estruturada como um painel de ano por *grid*, cobrindo um período de vinte anos (1993-2012). O *grid* (9 km × 9 km) escolhido como unidade de análise é a menor agregação possível pela qual a variável de interesse do choque de produtividade da soja transgênica pode ser estimada, segundo os dados disponibilizados pelo Global Agro-Ecological Zones (GAEZ, 2012).[4] O período escolhido contempla vinte anos, com seis anos de observações pré-tratamento e 14 de observações pós-tratamento. Optou-se pelo intervalo entre 1993 e 2012 por ser um período consideravelmente extenso, seja no pré-tratamento, com seis anos de observações, e ainda mais no pós-tratamento, com 14 anos. No caso do pós-tratamento, optou-se por um período ainda mais extenso para que potenciais *delays* nos efeitos pudessem ser captados. Mais anos poderiam ser adicionados à amostra, mas isso dificultaria ainda mais o processamento dos dados e pouco acrescentaria ao *timing* do tratamento, além de eventualmente trazer para a amostra outros episódios que poderiam sujar o resultado.

4 Disponível em: https://www.gaez.iiasa.ac.at. Acesso em: 27 out. 2022.

Variável de interesse: dimensão *cross-section* e temporal

Para identificar os efeitos da introdução da soja transgênica no uso do solo no Brasil, é preciso primeiramente construir uma variável de interesse exógena capaz de representar o impacto da soja transgênica em cada região. Para isso, seguimos uma estratégia de identificação semelhante à utilizada no estudo de Bustos, Caprettini e Ponticelli (2016), em que a construção da variável de identificação do choque de produtividade se dá a partir da combinação de duas variáveis de diferentes dimensões: uma variável *cross-section* do potencial de produção adicional com a introdução da soja transgênica e uma variável de dimensão temporal, considerando o ano em que a semente transgênica da soja passa a ser um fator potencial para a produção agrícola.

No corte *cross-section*, seguindo inteiramente a proposição de Bustos, Caprettini e Ponticelli (2016), foi utilizada a base GAEZ/FAO v3.0, que fornece o potencial de produtividade por hectare a partir da utilização de diferentes níveis de insumo. Esses dados foram estimados e georreferenciados em zonas que consistem em *grids* de 9 km × 9 km, utilizando diversos dados primários para o período entre 1960 e 1990. Dessa forma, para cada *grid*/*pixel*, a base georreferenciada informa o potencial de produtividade da soja em toneladas por hectare a partir da utilização de *low-level inputs* (*traditional crops*)[5]

---

5 "Sob a suposição de manejo tradicional e insumos básicos, o sistema agrícola é basicamente de subsistência e não necessariamente orientado para o mercado. A produção é baseada no uso de 'variedades cultivadas' tradicionais (...), técnicas intensas em mão de obra, sem aplicação adicional de nutrientes, sem uso de produtos químicos para controle de pragas e de doenças e com conservação mínima medidas" (BUSTOS; CAPRETTINI; PONTICELLI, 2016, Apêndice p. 20, tradução nossa).

e *high-level inputs* (*advanced management*).[6] Portanto, a partir da diferença do potencial de produtividade entre *low-level inputs* e *high-level inputs*, é possível obter uma *proxy* do choque de produtividade potencial gerado com a introdução de uma nova tecnologia, como as sementes transgênicas da soja.

Tendo a variação *cross-section* dos diferentes ganhos de produtividade com a introdução da nova tecnologia, é preciso definir um corte temporal para estabelecer os períodos pré-tratamento e pós-tratamento, isto é, o ano em que o choque de produtividade realmente se inicia. No contexto da soja transgênica, esse corte não é trivial. Apenas em 2003, com Medida Provisória editada pelo então presidente Luís Inácio Lula da Silva, houve autorização legal para comercialização dos grãos de soja provenientes de sementes transgênicas, sendo que somente em 2005 foi estabelecida uma nova legislação que permitia a comercialização da variante transgênica sem a necessidade de Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental (EIA/Rima). Sob o argumento legal da Medida Provisória de 2003, Bustos, Caprettini e Ponticelli (2016) definem esse ano para delimitar o corte temporal. Apesar disso, a estratégia empírica dos autores utiliza a frequência dos censos (agropecuário e demográfico) portanto, para efeito prático, considera-se que 1996 e 2000 são anos pré-tratamento e 2007 e 2010 são anos pós-tratamento.

Porém, a história do plantio de soja transgênica em território nacional data de antes de 2003, sendo de 1997 os primeiros registros

---

6 "Sob a suposição de manejo e utilização de insumos avançados, a produção agrícola é orientada para o mercado. (...) A produção é baseada em 'variedades' de alto rendimento, é totalmente mecanizada, com baixa intensidade de mão de obra, e utiliza técnicas avançadas para aplicação de nutrientes, controle de pragas, de doenças e de aplicação ótima de nutrientes e controle de pragas, doenças e parasitas" (BUSTOS; CAPRETTINI; PONTICELLI, 2016, Apêndice p. 20-21, tradução nossa).

de sementes de soja transgênica em território nacional, provenientes da Argentina (CASTRO, 2006). Em 1998, há registro das primeiras apreensões de soja transgênica colhida em território nacional, mesmo ano em que a Comissão Técnica Nacional de Biossegurança (CTNbio) dá o primeiro parecer favorável ao plantio com as sementes transgênicas RR[7] da Monsanto sem a necessidade de EIA/Rima. No entanto, ainda em 1998, uma liminar impedindo essa autorização foi concedida, e o plantio da semente não chegou a ser comercialmente permitido. Apesar disso, algumas estimativas indicam que em 1998 cerca de 6,2% da área plantada de soja no Brasil – principalmente no Sul do país – já era de sementes transgênicas (CIB, 2018), de forma que a maior parte dessa produção era ilegal e seus derivados não eram discriminados no rótulo. As disputas judiciais se prolongaram nos anos seguintes; porém, no campo, a soja transgênica nunca deixou de ser usada: em 2002, estima-se que cerca de 20% da área colhida de soja no país era de sementes transgênicas. Em alguns estados, como no Rio Grande do Sul, estima-se que esse número tenha chegado a 50% em 2003.[8] Assim, apesar dos principais marcos legais sobre a soja transgênica datarem de 2003 e 2005, considera-se 1998 o ano de introdução da soja transgênica no país (CÉLERES, 2018; CIB, 2018) – inclusive com diversas reportagens de comemoração dos vinte anos dessa data em 2018 (20 ANOS..., 2018).[9]

---

7 A semente transgênica RR (Roundup Ready) torna a planta mais resistente a herbicidas como o glifosato.

8 Ver Castro (2006) para o contexto da soja transgênica no período anterior à aprovação de 2003.

9 Disponível em: https://exame.com/brasil/20-anos-depois-da-aprovacao-transgenico-se-torna-regra-no--campo/. Acesso em: 27 out. 2022.

Sendo assim, para construção da variável do choque de produtividade, aplica-se o diferencial entre o *high-level input* e o *low-level input* para as observações após 1998, como na equação (1):

$$CP_{it} = \begin{cases} 0 \; se \; t < 1999 \\ high \; input_i - low \; input_i \; se \; t \geq 1999 \end{cases} \quad (1),$$

em que, para cada *grid i* em cada ano *t*, a variável de choque de produtividade da soja (CP_{it}) assume o valor zero se a observação for anterior a 1999 e assume o valor equivalente à diferença entre *high* $input_i$ e *low* $input_i$ se a observação for a partir de 1999.

Além disso, é importante que variáveis de controle também possam ser adicionadas à base para capturar potenciais vieses na inferência desejada. Porém, como o estudo se baseia em uma unidade de análise consideravelmente desagregada e pouco convencional (*grids* da GAEZ/FAO v3.0) e ainda com observações durante vinte anos, para adicionar controles é preciso que essas variáveis sejam georreferenciadas e tenham uma extensa série histórica desse georreferenciamento. Portanto, apenas dois grupos de variáveis puderam ser adicionadas. Primeiramente, a partir das estimativas de Matsuura e Willmott (2018) e da aplicação dessa base realizada por Costa, Sant'Anna e Young (2021), foi possível extrapolar[10] as médias e desvios em relação à média histórica de temperatura e precipitação para cada *grid* a partir das observações meteorológicas mais próximas. Por fim, dada a importância das áreas protegidas em conservar florestas e restringir tipos de usos do solo (GANDOUR, 2018; NOLTE *et al.*, 2013), a partir do *shapefile*

10 Extrapolação feita a partir dos vizinhos mais próximos entre os *grids* e os pontos das estimativas de Matsuura e Willmott (2018).

disponibilizado pelo Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, [2007]),[11] também foi possível criar uma série histórica da área (em hectares) em cada *grid* de unidades de conservação de uso sustentável e proteção integral. Idealmente, seria importante também adicionar as áreas protegidas por terras indígenas (TI) à base de dados, dada a sua importância para deter o desmatamento; contudo, o *shapefile* disponível de TIs não informa o ano de criação dessas áreas, dificultando a construção de uma série histórica.

Variáveis dependentes

Para estimar os efeitos do potencial de produtividade da soja transgênica é crucial que se avalie as áreas de cada uso do solo de interesse para o estudo. A contribuição do MapBiomas 6 representa uma inovação disruptiva nesse sentido, uma vez que permite acompanhar a evolução de mais de vinte categorias do uso do solo de 1985 até os dias atuais, em uma resolução consideravelmente alta (pixel de 30 × 30 m).[12] Para este estudo, as 24 categorias foram agregadas em nove grupos de interesse, conforme o quadro 1.

As categorizações propostas seguem em boa parte as agregações em diferentes níveis do MapBiomas 6, em que as categorias 3, 4, 5 e 49 são formações naturais florestais (Florestas); 11, 12, 32, 29 e 13 são formações naturais não florestais (*FNNF*); 23, 24, 30, 25 são áreas não vegeta-

---

11 Disponível em: http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm. Acesso em: 27 out. 2022.

12 Os *rasters* georreferenciados do uso do solo brasileiro da Coleção 6 do MapBiomas podem ser baixados a partir das instruções disponíveis em: https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR. Acesso em: 27 out. 2022.

das (*ANV*); e 33 e 31 são corpos hídricos (Água). As exceções criadas são: a agregação de agriculturas perenes (café e citrus) com floresta plantada (*FP + AgPerene*); a agregação que será feita em alguns casos com pastagem e mosaico agropecuário (*Pasto*); e a desagregação de agriculturas temporárias em *Soja*, *Cana* e outras agriculturas temporárias (*AgTemp*).

Quadro 1. Categorias de uso do solo agregados a partir do MapBiomas 6

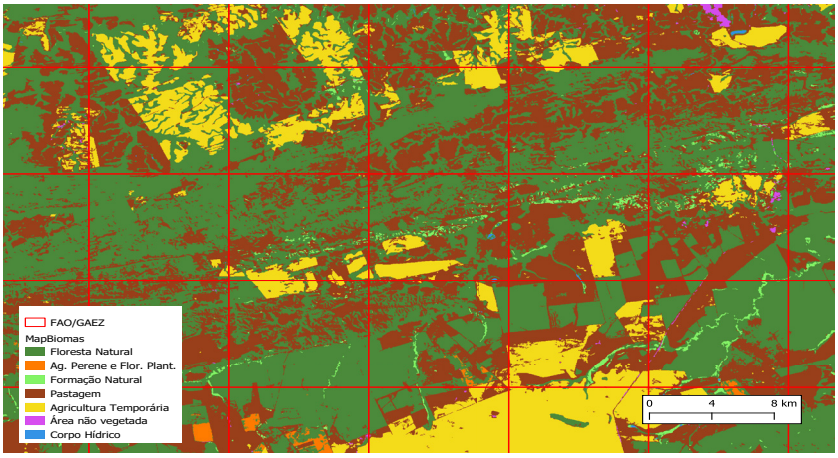
Uso do solo Agregado	Categoria do MapBiomas 6
Florestas	Formação florestal (3); formação savânica (4); mangue (5); restinga arborizada (49)
FP + AgPerene	Floresta plantada (9); café (46); citrus (47)
FNNF	Campo alagado e área pantanosa (11); formação campestre (12); apicum (32); afloramento rochoso (29); outras FNNF (13)
Pasto (+ Mosaico)	Pastagem (15); mosaico de agricultura e pastagem (21)
Soja	Soja (39)
Cana	Cana-de-açúcar (20)
AgTemp	Arroz (40); outras lavouras temporárias (41)
ANV	Praia e duna (23); infraestrutura urbana (24); mineração (30); outras ANV (25)
Água	Aquicultura (31); rio, lago e oceano (33)

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomas (2021).

Por fim, é importante destacar que. para a compatibilização dos dados do MapBiomas 6 com os *grids* da base GAEZ/FAO v3.0, foi necessário realizar uma estatística por zona de cada uso agregado do MapBiomas 6 a partir de uma máscara de identificação na qual cada *grid* da base GAEZ/FAO corresponde a uma unidade de análise. Dessa forma, para cada pixel de 9 km × 9 km da GAEZ/FAO foram somadas as áreas de cada cobertura para cada ano, e o mesmo vale para as áreas

de unidades de conservação (UC).[13] Na figura 1 é possível visualizar um exemplo, em que os *grids* vermelhos correspondem a cada unidade de análise (ou cada *grid* da base GAEZ/FAO) que tiveram a área de cada cobertura em seu interior somadas.

Figura 1. Exemplo da sobreposição entre a máscara da base da GAEZ/FAO e MapBiomas 6



Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomas (2021) e GAEZ (2012).

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS E MATRIZ DE TRANSIÇÃO

Expostas as principais variáveis utilizadas neste estudo, serão apresentadas nesta seção algumas estatísticas descritivas. Na tabela 1 é possível

13 Para a realização do geoprocessamento dessas contas, foi utilizado o *software* Dinamica EGO, suas calculadoras de *raster* e os *functores* de estatística por zona.

identificar três quadros contendo as estatísticas para os três biomas de interesse, bem como as estatísticas pré e pós-tratamento.

Tabela 1. Estatísticas descritivas das principais variáveis utilizadas

	Pré-tratamento				Pós-tratamento			
	Média	**Máx.**	**Mín.**	**Desvio**	**Média**	**Máx.**	**Mín.**	**Desvio**
Mata Atlântica								
Floresta	2457,56	8636,82	0	2054,89	2455,68	8638,98	0	2014,04
FNNF	280,15	8364,98	0	914,17	270,53	8369,38	0	860,38
Soja	237,45	6752,52	0	809,29	521,12	7647,16	0	1306,61
Cana	106,23	7223,3	0	552,08	202,45	7316,88	0	749,68
Pasto	3095,19	8583,43	0	2472,95	2831,89	8519,33	0	2379,96
Mosaico	1255,17	6542,43	0	866,18	1369,02	6505,04	0	885,14
AgTemp	685,97	6902,91	0	1148,59	377,24	6647,88	0	686,07
Arroz (AgTemp)	6,82	4974,65	0	108,93	13,17	5817,51	0	168,56
Café (AgPer)	12,6	2901,48	0	71,36	20,97	2673,14	0	104,39
Citrus (AgPer)	0,56	1209,19	0	13,23	1,36	2222,94	0	25,9
FP	114,96	7186,09	0	463,44	165,83	6880,17	0	532,03
UC (PI)	117,36	8623,61	0	787,37	164,21	8623,61	0	905,96
UC (US)	318,48	8665,85	0	1399,25	489,26	8665,85	0	1707,61
Precipit	1465,9	3209,5	167	482,98	1458,91	3578	263,1	389,98
Temp	20,78	27,6	11	3,02	20,97	27,8	10,6	2,89
CP_soja	0	0	0	0	1,85	3,94	0	0,97
CP_milho	0	0	0	0	1,06	8,72	-0,12	1,81
CP_algodão	0	0	0	0	0,17	1,05	-0,07	0,2
	Pré-tratamento				**Pós-tratamento**			
	Média	**Máx.**	**Mín.**	**Desvio**	**Média**	**Máx.**	**Mín.**	**Desvio**
Cerrado								
Floresta	4378,41	8638,98	0	2537,64	4046,68	8638,98	0	2480,33
FNNF	904,78	8611,11	0	1619,86	858,18	8611,11	0	1570,85
Soja	143,41	8329,83	0	629,58	378,99	8564,19	0	1116,59
Cana	63,23	7796,03	0	508,17	103,14	7846,19	0	623,72
Pasto	2206,82	8227,8	0	2208,38	2324.59	8361,92	0	2220,33
Mosaico	540,54	6655,7	0	674,3	528,26	6645,36	0	677,82
AgTemp	188,44	8528,86	0	599,43	156,82	8107,43	0	472,72

(Continua)

(Continuação)

	Pré-tratamento				Pós-tratamento			
	Média	**Máx.**	**Mín.**	**Desvio**	**Média**	**Máx.**	**Mín.**	**Desvio**
Cerrado								
Arroz (AgTemp)	0,54	3702,18	0	27,72	1,05	5160,91	0	41,74
Café (AgPer)	4,15	1595,38	0	29,8	7,77	3062,03	0	62,99
Citrus (AgPer)	1,69	2906,51	0	43,14	3,77	4340,8	0	70,23
FP	49,5	6876,22	0	324,64	63,16	6894,55	0	372,53
UC (PI)	87,09	8647,83	0	765,28	204,06	8647,83	0	1169,15
UC (US)	166,2	8665,85	0	1096,28	378,22	8665,85	0	1623,68
Precipit	1362,43	2565,7	272,8	325,37	1444,47	2645,3	317,1	323,44
Temp	23,99	29,2	16,2	1,91	24,17	29,2	15,9	1,93
CP_soja	0	0	0	0	2,04	3,65	-0,54	0,72
CP_milho	0	0	0	0	1,08	8,3	-1,88	1,72
CP_algodão	0	0	0	0	0,19	1,11	-0,19	0,22
Amazônia								
Floresta	7336,97	8638,98	0	2057,25	6975,19	8638,98	0	2362
FNNF	322,14	8620,73	0	1125,07	325,54	8608,42	0	1138,62
Soja	1,83	7164,42	0	63,54	23,32	8397,7	0	263,65
Cana	0,15	2237,86	0	11,4	1,01	4364,8	0	42,46
Pasto	646,00	8514,39	0	1472,15	981,98	8578,75	0	1912,48
Mosaico	1,92	1803,94	0	31,2	1,04	2286,32	0	18,75
AgTemp	4	5268,88	0	65,14	11,04	3701,1	0	92,73
Arroz (AgTemp)	0	0	0	0	0	0	0	0
Café (AgPer)	0	0	0	0	0	0	0	0
Citrus (AgPer)	0	0	0	0	0	0	0	0
FP	2,93	6982,92	0	81,93	4,77	7103,29	0	110,25
UC (PI)	339,77	8647,83	0	1592,02	616,68	8647,83	0	2111,5
UC (US)	393,69	8665,85	0	1685,52	1082,92	8665,85	0	2693,01
Precipit	2145,22	5293,6	421,7	511,43	2285,61	4702,4	625,9	520,39
Temp	26,12	29,5	16,3	1,23	26,27	30,8	16,4	1,19
CP_soja	0	0	0	0	1,56	3,1	0	0,52
CP_milho	0	0	0	0	0,74	6,62	0	1,11
CP_algodão	0	0	0	0	0,04	0,79	-0,06	0,09

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomas (2021), GAEZ (2012), Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, [2007]) e Matsuura e Willmott (2018).

As estatísticas descritivas dos *grids* dos três principais biomas brasileiros apresentadas na tabela 1 foram separadas para os seis anos pré-tratamento (1993 até 1998) e para os 14 anos pós-tratamento (1999 até 2012). O primeiro grupo de variáveis (em hectares) corresponde aos principais usos do solo agregados (indo do uso *Florestas* até *FP*);[14] o segundo grupo consiste nas áreas de UC, divididas em "proteção integral" e "uso sustentável" (também medidas em hectare); o terceiro grupo corresponde às duas variáveis meteorológicas, com médias anuais de precipitação (mm/ano) e mensais de temperatura (ºC); por fim, o último grupo consiste nas variáveis de "choque de produtividade potencial" (tonelada/ano), em que *CP_Soja* é a variável de interesse deste estudo, enquanto *CP_Milho* e *CP_Algodão* são controles criados a partir da mesma metodologia de *CP_Soja*, isto é, a diferença entre *low-level input* e *high-level input* das respectivas culturas.

Uma análise breve das estatísticas descritivas da tabela 1 permite dois tipos de comparação: entre os biomas e entre os períodos pré e pós-tratamento. Entre os biomas, é possível observar como a Amazônia preserva, em média das áreas dos seus *grids*, uma área muito maior de vegetação natural (*Florestas* + *FNNF*) que o Cerrado, que, por sua vez, também preserva consideravelmente mais que a Mata Atlântica. Em contrapartida, um *grid* médio da Mata Atlântica concentra em sua maioria *Pasto* (e *Mosaico* agropecuário) e, em menor escala, agriculturas temporárias, sendo o bioma que mais apresenta esses usos, seguido pelo Cerrado e muito à frente da Amazônia.

---

14 As estatísticas descritivas das variáveis de uso do solo estão em hectare para facilitar a interpretação dos valores; porém, para a estimação dos coeficientes a partir das regressões propostas na seção a seguir utilizou-se o logaritmo natural dessas variáveis, acrescendo em uma unidade os seus valores a fim de evitar erro nas observações que fossem iguais a zero.

Em termos de evolução, é importante notar que as áreas de vegetação natural diminuem consideravelmente no pós-tratamento na Amazônia e no Cerrado e quase não se alteram na Mata Atlântica, dado que os usos naturais se encontram muito mais saturados nesse bioma (CALABONI *et al.*, 2018; WALKER, 2012). Dos usos antrópicos, é importante notar que o *Pasto* se expande consideravelmente na Amazônia, mais timidamente no Cerrado e encolhe na Mata Atlântica. Esse encolhimento está provavelmente relacionado à expansão das áreas de *Soja*, *Cana* e de outras agriculturas que, em geral, são mais rentáveis e que também se expandiram no Cerrado e na Amazônia. Por fim, considerando o choque de produtividade potencial da soja – que, intuitivamente, é zero antes do tratamento em todas as observações –, é importante compreender que, na média, ele parece ter sido mais intenso no Cerrado, seguido primeiro pela Mata Atlântica e depois pela Amazônia.

Matrizes de transição

As estatísticas descritivas dos usos do solo apresentadas ajudam a entender a ordem de grandeza desses usos em cada bioma e dão uma noção inicial de quais deles se expandiram ou se reduziram no período proposto. No entanto, as transições de uso do solo podem ter caráter dinâmico: uma floresta convertida em pasto pode dar lugar, anos depois, a outra agricultura temporária, como a soja, ao invés de ser diretamente convertida em soja. Portanto, é possível que o choque de produtividade da soja transgênica tenha efeitos positivos não só na área desse cultivo, mas também na área de usos do solo que possam

servir como intermediários para a soja – principalmente nas regiões de fronteira do desmatamento, onde muitas vezes a ocupação por pasto serve como um meio de consolidar o desmatamento (ALVARENGA JUNIOR, 2014). Sendo assim, esta subseção visa identificar se existem usos intermediários para a soja, isto é, usos antrópicos que antecedem a soja e qual seria a magnitude deles em cada bioma.

Algebricamente, parte-se da base de dados do MapBiomas (2021)[15] para a construção de uma matriz de transição direta entre *t0* e *t2* chamada MTD_{t0}^{t2}. Essa é uma matriz quadrada de dimensão *n* (equivalente ao número de usos do solo), em que as linhas representam os usos de origem (em *t0*), e as colunas os usos de destino (em *t2*). Como características, é importante notar que os elementos da diagonal principal dessa matriz representam a área dos usos que não se alteraram; a soma de suas linhas equivale à área daquele uso em *t0*, do mesmo modo que a soma de determinada coluna representa a área daquele uso em *t2*; e a soma de todos os elementos dessa matriz equivale à área total da região. Para obter uma matriz de transição direta líquida $MTDL_{t0}^{t2}$, na qual os elementos representam o saldo das transições entre *t0* e *t2*, pode-se subtrair de MTD_{t0}^{t2} a sua transposta ($MTDL_{t0}^{t2} = MTD_{t0}^{t2} - MTD_{t2}^{t0}$). Essa nova matriz $MTDL_{t0}^{t2}$ tem os elementos de sua diagonal principal sempre iguais a zero, enquanto os elementos opostos (por exemplo, elemento $i = 1$ e $j = 3$ *versus* elemento $i = 3$ e $j = 1$) têm sempre o mesmo valor com sinais opostos; a soma de todos os elementos dessa matriz equivale a zero. A partir de $MTDL_{t0}^{t2}$ é possível descobrir se os usos têm saldo positivo ou negativo com os demais.

---

15 Disponível em: https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/Estat%C3%ADsticas/Cole%C3%A7%C3%A3o%206/1-ESTATISTICAS_MapBiomas_COL6.0_UF-BIOMAS_v12_SITE.xlsx. Acesso em: 27 out. 2022.

Porém, com base nessa matriz ainda não é possível saber se uma transição que ocorreu entre *t0* e *t2* se deu por meio de um uso do solo intermediário em *t1*. Para isso, é possível construir uma matriz de transições intermediárias líquidas a partir da soma de matrizes intermediárias e da subtração de suas transpostas, conforme a equação (2):

$$MTTL_{t0}^{t2} = [(MTD_{t0}^{t1} + MTD_{t1}^{t2}) - (MTD_{t1}^{t0} + MTD_{t2}^{t1})], \text{onde } MTIL_{t0}^{t2} = MTTL_{t0}^{t2} - MTDL_{t0}^{t2} \quad (2).$$

Neste caso, $MTTL_{t0}^{t2}$ é a matriz de transições totais líquidas, que soma todas as transições – diretas e intermediárias – que ocorrem nas duas janelas temporais (de *t0* para *t1* e de *t1* para *t2*). Sendo assim, nessa operação ainda estão somadas as áreas de transição diretas (por exemplo, se determinada área manteve o uso de *t0* para *t1* e só transitou de *t1* para *t2*, então o elemento dessa transição ainda está sendo considerado). Portanto, para o cálculo de $MTIL_{t0}^{t2}$, subtrai-se de $MTTL_{t0}^{t2}$ a matriz de transição líquida direta B_{t0}^{t2}. Dessa forma, os elementos da matriz $MTIL_{t0}^{t2}$ só consideram as transições que de fato ocorreram intermediariamente entre *t0* e *t2*. No caso de duas janelas temporais, bastaria considerar as transições líquidas de *t1* para *t2*; mas em períodos mais longos, com mais janelas para transições intermediárias, essa operação é mais eficiente.

Seguindo essa metodologia para identificação de possíveis usos intermediários da soja, as próximas subseções apresentarão brevemente as matrizes de transição total líquida e intermediária líquida para os três biomas de interesse. Nas tabelas 2, 3 e 4 é possível identificar tanto os elementos da matriz $MTTL_{t0}^{t2}$ (valores numéricos em preto) quanto os valores que correspondem à matriz $MTIL_{t0}^{t2}$ (valores abaixo

dos valores em preto, que são azuis para saldos positivos e vermelho para saldos negativos). O período considerado para esse exercício vai de 1990 até 2020, dado que as transições por bioma já são disponibilizadas pelo MapBiomas 6 e são processadas mais facilmente, e a janela considerada para transições intermediárias é de cinco em cinco anos. Para facilitar a apresentação das matrizes, algumas colunas (categorias de destino das transições) que não são de interesse deste estudo foram ocultadas. A unidade de todos os elementos das matrizes é o hectare.

Mata Atlântica: transições em uma região consolidada

A Mata Atlântica, presente em quase todo o litoral brasileiro, é o bioma que abriga as maiores concentrações populacionais do país e sofre da consolidação de florestas primárias por áreas antropizadas desde a ocupação do território brasileiro por colonizadores europeus. Sendo assim, como já pode ser observado nas estatísticas descritivas da tabela 1, dos três maiores biomas, é o que conta com a menor taxa de Florestas, além de ter a maior concentração dos usos antrópicos *Soja*, *Cana*, *AgTemp*, *Pasto* e *Mosaico*. Portanto, espera-se que a análise das matrizes MTTL e MTIL desse bioma para os usos agropecuários reflita o estágio avançado da ocupação nessa região.

A título de exemplo, considerando a transição *AgTemp* → *Soja* na tabela 2 e a janela de cinco em cinco anos entre 1990 e 2020, é possível notar que o saldo das transições totais líquidas é de 3,99 milhões de hectares e, desse montante, 633 mil hectares foram transições intermediárias líquidas (isto é, que não eram *AgTemp* em 1990, mas se tornaram *AgTemp* entre 1995 e 2015, antes da *Soja* observada em 2020).

Assim, a partir dessa tabela, é possível identificar importantes características dos outros usos do solo com a *Soja*. Dos usos com transições mais significativas, a Soja parece ser uma recebedora líquida de todos – em que se destacam *AgTemp*, *Pasto* e *Mosaico*. Porém, esses dois últimos parecem ter seus saldos positivos de doadores intermediários para *Soja*. Desse modo, na Mata Atlântica, apesar de *Pasto* ter cedido uma grande área para *Soja* no período, a MTIL sugere que essas áreas que eram *Pasto* em 1990 e viraram *Soja* em 2020 tiveram algum uso intermediário. Analisando a linha do uso *Pasto*, é possível observar que esse uso é um doador intermediário líquido apenas para *Mosaico*, enquanto o próprio *Mosaico* parece ser um doador intermediário líquido para *AgTemp*.

Tabela 2. MTTL e MTIL de usos agropecuários na Mata Atlântica, 1990-2020

Transição líquida das matrizes intermediárias de cinco em cinco anos					
	AgTemp	**Cana**	**Mosaico**	**Pasto**	**Soja**
AgTemp	0	414.114	74.443	154.007	3.996.671
	0	-47.541	-864.766	372.360	633.080
Água	-16.926	-1.424	58.973	-85.089	-974
	-3.146	-442	19.505	-2.166	-449
ANV	-75.881	-24.222	-317.887	-249.597	-16.129
	-5.331	4.204	-69.376	38.452	-3.697
Cana	-414.114	0	-1,804.187	-1.784.774	-1.913
	47.541	0	-1.030.220	957.884	-17.227
Floresta	-85.004	15.113	-1.003.796	-375.071	69.201
	-482	-33.695	-353.908	455.342	-303.061
FNNF	29.884	-491	138.153	-10.073	74.145
	16.723	-799	76.393	11.576	-108.885
FP+AgPer	-160.736	-8.234	-736.047	-881.472	-18.652
	85.367	-11.295	-206.144	459.431	-64.106

(Continua)

(Continuação)

Transição líquida das matrizes intermediárias de cinco em cinco anos					
	AgTemp	**Cana**	**Mosaico**	**Pasto**	**Soja**
Mosaico	74.443	1.804.187	0	-7.920.443	1.351.337
	864.766	1.030.220	0	-2.974.882	546.358
Pasto	-154.007	1.784.774	7.920.443	0	1.280.302
	-372.360	-957.884	2.974.882	0	-682.016
Soja	-3.996.671	1.913	-1.351.337	-1.280.302	0
	-633.080	17.227	-546.358	682.016	0

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomas (2021).

Desse modo, para a Mata Atlântica, merecem destaque algumas trajetórias de transição do uso do solo: *AgTemp* → *Soja*; *Mosaico* → *Soja*; *Mosaico* → *Agtemp* → *Soja*; *Pasto* → *Mosaico* → *Soja*. É importante notar que a conversão líquida de *Floresta* e *FNNF* para *Soja* existe, mas não é tão significativa nesse bioma e não tende a ocorrer de forma direta: no caso de *Floresta*, o principal intermediário para *Soja* seria o *Pasto*, enquanto para *FNNF* o principal intermediário para *Soja* parece ser o *Mosaico*. Por fim, considerando que *Cana* também é um importante uso agrícola na região e que se expandiu consideravelmente nesse período, é importante destacar trajetórias que parecem relevantes: *Mosaico* → *Cana*; *Agtemp* → *Mosaico* → *Cana*; *Pasto* → *Mosaico* → *Cana*. Portanto, no caso da *Cana*, o único uso intermediário que parece ser relevante é o *Mosaico* agropecuário.

Cerrado: a história de uma ocupação heterogênea

O bioma do Cerrado fornece uma regionalização com características heterogêneas: ao mesmo tempo que preenche territórios ocupados e consolidados há muitas décadas, como nos estados de São Paulo

e Minas Gerais, também faz parte da Amazônia Legal e do trecho conhecido como "arco do desmatamento" – região na Amazônia Legal que concentra municípios com aceleradas taxas de desmatamento nas últimas décadas. Portanto, espera-se que nesse recorte regional as transições do uso do solo reflitam um contexto intermediário, contendo, simultaneamente, algumas das características que foram observadas para Mata Atlântica e algumas daquelas que serão vistas na próxima subseção da Amazônia.

Primeiramente, seguindo as transições apresentadas na tabela 3, é possível observar que a *Soja* apresentou saldo positivo nas transições totais com todos os usos no período (exceto com *Cana*, para a qual houve um saldo negativo, mas em menor escala). Similarmente à Mata Atlântica, *Soja* no Cerrado recebeu uma quantidade significativa de área de *AgTemp*, *Pasto* e *Mosaico*, em que *AgTemp* e *Mosaico* teriam sido os principais usos intermediários. No entanto, nesse caso, a *Soja* ocupou também áreas significativas de *Floresta* e *FNNF*, apesar dessas transições terem contado com usos intermediários. Considerando os saldos de transição intermediária de *Floresta* e *FNNF*, esses usos intermediários podem ser *AgTemp*, *Mosaico* e *Pasto*.

Tabela 3. MTTL e MTIL de usos agropecuários no Cerrado, 1990-2020

Transição líquida das matrizes intermediárias de cinco em cinco anos					
	AgTemp	**Cana**	**Mosaico**	**Pasto**	**Soja**
AgTemp	0	492.120	-1.185.334	52.339	4.331.553
	0	9.469	-1.227.608	253.064	2.058.341
Água	-1.478	-52	-15.104	-62.661	-1.503
	-1.046	-56	-6.917	-12.244	-1.446

(Continua)

(Continuação)

Transição líquida das matrizes intermediárias de cinco em cinco anos					
	AgTemp	**Cana**	**Mosaico**	**Pasto**	**Soja**
ANV	63.270	-1.968	-7.280	-44.718	194.646
	78.376	-2.949	33.308	72.657	124.043
Cana	-492.120	0	-1.073.086	-906.970	-208.639
	-9.469	0	-631.776	638.611	-141.574
Floresta	1.231.351	72.447	2.945.936	12.010.831	2.235.581
	550.954	-122.590	926.439	917.945	-2.630.251
FNNF	792.223	10.397	499.852	866.988	1.233.421
	493.057	-13.127	233.438	20.482	-484.365
FP+AgPer	-69.054	-2.447	-573.437	-985.793	-28.561
	-27.923	-6.530	-308.387	227.768	-60.640
Mosaico	1.185.334	1.073.086	0	-3.518.524	2.893.045
	1.227.608	631.776	0	-2.188.456	1.206.952
Pasto	-52.339	906.970	3.518.524	0	4.567.823
	-253.064	-638.611	2.188.456	0	-71.125
Soja	-4.331.553	208.639	-2.893.045	-4.567.823	0
	-2.058.341	141.574	-1.206.952	71.125	0

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomas (2021).

Portanto, considerando as trajetórias de potencial importância para a *Soja* no Cerrado entre 1990 e 2020, devem ser destacadas: *AgTemp* → *Soja*; *Mosaico* → *Soja*; *Pasto* → *Mosaico* → *Soja*; *Pasto* → *Mosaico* → *Agtemp* → *Soja*; *Floresta* (*FNNF*) → *AgTemp* → *Soja*; *Floresta* (*FNNF*) → *Mosaico* → *Soja*; *Floresta* (*FNNF*) → *Pasto* → *Mosaico* → *Soja*. Além das transições para *Soja*, é importante notar outras características das transições no Cerrado: nesse bioma, a perda de vegetação natural é muito significativa e, por isso, as transições ocorrem principalmente para *Pasto*, mas também para os outros usos agropecuários mencionados. Além disso,

o uso *Cana* se expande consideravelmente no período, em especial nas áreas que já estavam consolidadas em 1990, onde o seu principal uso intermediário seria o *Mosaico*.

Amazônia: a expansão da fronteira e uma história repetida

Por fim, o bioma Amazônia se caracteriza como uma região de densa floresta tropical, relevante pela capacidade de armazenamento de carbono e para proteção da biodiversidade e de suma importância para regulação hídrica. Como a região é de difícil acesso – pela própria característica da vegetação e por se concentrar no interior do país, em região de baixa densidade populacional –, as áreas consolidadas em usos antrópicos são proporcionalmente menores. Contudo, nas últimas décadas, o desmatamento na região tem sido acelerado, e a fronteira do desmatamento foi empurrada bioma adentro. Desse modo, espera-se nesse caso um retrato das características de um bioma estritamente na fronteira da ocupação antrópica, em que boa parte da expansão agropecuária se dê em áreas antes não consolidadas.

Na tabela 4, na qual são apresentadas as MTTL e MTIL entre 1990 e 2020 para a Amazônia, é possível identificar uma expansão expressiva da *Soja*, ainda mais se considerado que esse uso do solo era praticamente inexistente no bioma no início da década de 1990, conforme visto na tabela 1. Essa expansão se dá principalmente em áreas de *Pasto*, *Floresta* e *AgTemp*, e desses usos *Soja* tem saldo intermediário positivo apenas para *Pasto* e *AgTemp*. De forma antagônica, é importante notar também que *AgTemp* era um uso pouco expressivo em 1990 na Amazônia e, mesmo assim, parece ser um importante uso intermediário para *Soja*

(quase toda a transição *AgTemp* → *Soja* se dá de forma intermediária), enquanto a transição *Floresta* → *Soja*, apesar de muito expressiva, praticamente não acontece de forma direta, mas a partir de usos intermediários – neste caso, o uso intermediário importante sendo *Pasto*.

Tabela 4. MTTL e MTIL de usos agropecuários na Amazônia, 1990-2020

Transição líquida das matrizes intermediárias de cinco em cinco anos					
	AgTemp	**Cana**	**Mosaico**	**Pasto**	**Soja**
AgTemp	0	17.465	0	-1.036.511	1.268.370
	0	17.304	0	-858.702	1.187.618
Água	651	5	0	-23.791	-163
	-2.322	5	0	-35.417	-269
ANV	-1.330	0		-108.289	-485
	-1.113	0		-29.490	-469
Cana	-17.465	0		-52.936	8.439
	-17.304	0		6.526	8.513
Floresta	793.412	3.051	0	38.079.692	532.310
	332.524	-6.213	0	2.934.578	-3.145.031
FNNF	78.076	15.650	0	714.830	126.029
	18.699	3.958	0	35.569	-21.771
Transição líquida das matrizes intermediárias de cinco em cinco anos					
	AgTemp	**Cana**	**Mosaico**	**Pasto**	**Soja**
FP+AgPer	-1.602	-15		-164.336	-615
	-1.568	-15		-81.103	-616
Pasto	1.036.511	52.936	0	0	3.242.403
	858.702	-6.526	0	0	1.972.023
Soja	-1.268.370	-8.439	0	-3.242.403	0
	-1.187.618	-8.513	0	-1.972.023	0

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomas (2021).

As potenciais trajetórias relevantes de transição para a *Soja* na Amazônia são: *Pasto* → *Soja*; *Agtemp* → *Soja*; *Pasto* → *Agtemp* → *Soja*; *Floresta* → *Agtemp* → *Soja*; *Floresta* → *Pasto* → *Soja*. Além da *Soja*, vale destacar a grande expansão de *Pasto* em áreas anteriormente ocupadas por *Floresta*; a expansão de *AgTemp*, que era pouco expressivo em 1990 no bioma, em áreas de *Pasto* e *Floresta* e a cessão de áreas que ocupou entre 1990 e 2020 para *Soja*; e, por fim, a tímida expansão de *Cana*, que continua sendo um uso agrícola pouco relevante no bioma.

ESTRATÉGIA EMPÍRICA

Na segunda seção deste artigo, a partir da revisão da literatura, foi destacada a importância de ganhos de produtividade e da intensificação da agropecuária para o chamado *land sparing*. Por outro lado, outros estudos ponderam que esse mecanismo necessita de uma série de requisitos e não é necessariamente um caminho automático. Na quarta seção foi possível observar de forma preliminar como as transições para o uso do solo da soja se deram em cada bioma brasileiro e como, a princípio, não parece haver uma trajetória consistente na direção de uma transição florestal. As narrativas baseadas na teoria ou nas estatísticas descritivas são relevantes para subsidiar a interpretação do cenário brasileiro recente, mas não permitem a atribuição de causalidade, no sentido de identificar que choques de produtividade realmente foram/são ou não foram/não são capazes de reduzir a ocupação agropecuária. De fato, choques de produtividade (e de demanda) por soja e cana-de-açúcar, por exemplo, ocorreram nesses últimos trinta anos,

bem como a expansão das suas áreas cultivadas. Porém, para avaliar na prática se ganhos de produtividade foram capazes de "poupar terra", é importante que se construa um contrafactual, buscando observar se a existência de determinado choque de produtividade seria capaz de evitar um cenário ainda mais grave em termos de ocupação da terra.

Portanto, o objetivo principal deste artigo consiste em partir da contribuição metodológica de Bustos, Caprettini e Ponticelli (2016) para identificar como o choque de produtividade da soja – atrelado à inovação da semente transgênica – afetou os diferentes usos do solo em três biomas brasileiros. Diferentemente deste trabalho, Bustos, Caprettini e Ponticelli (2016) se aprofundam em potenciais transformações estruturais na indústria a partir dos efeitos heterogêneos da introdução da soja transgênica em diferentes municípios.[16] Porém, a partir da contribuição metodológica de como se estimar exogenamente o choque de produtividade gerado pela introdução da soja transgênica, busca-se neste artigo extrapolar a contribuição de Bustos, Caprettini e Ponticelli (2016) para identificar efeitos sobre mudanças nos diferentes usos do solo gerados pela introdução da soja transgênica.

Para isso, a estratégia empírica adotada consiste em um modelo de diferenças-em-diferenças com observações anuais e efeito fixo nas duas dimensões. A unidade de análise *i* é o *grid* da GAEZ/FAO, na qual as variáveis de *high-level input* e *low-level input* são disponibilizadas. Em relação à aplicação de Bustos, Caprettini e Ponticelli (2016) e de os outros trabalhos apresentados que buscam identificar os efeitos de

---

16 Vale destacar o trabalho de Dias, Rocha e Soares (2019), que utiliza estratégia empírica semelhante para identificar os efeitos da utilização de glifosato em *outcomes* de saúde.

choque de produtividade no desmatamento, este estudo parte de um detalhamento na base de dados ainda maior por conseguir utilizar a menor unidade de análise possível (*grid* em vez de municípios) e observações anuais (em vez de observações decenais, a partir dos censos agropecuários e demográficos). Esse avanço só foi possível pela contribuição da base de dados georreferenciada anualmente disponibilizada pelo MapBiomas 6 e pelo processamento desses dados anuais, que foram agregados em uma unidade de análise pequena como os *grids* de 9 km por 9 km. O modelo empírico genérico utilizado pode ser observado na equação (3):

$$Cobertura_{it} = \alpha + \beta * (high_i - low_i) * pós\ 1998_t + \sum_{n=1}[\rho_n * X_{itn}] + \lambda_t + \mu_i + \varepsilon \quad (3),$$

em que *i* é a unidade de análise do *grid* de 9 km por 9 km e *t* é o ano. A variável dependente genérica $Cobertura_{it}$ pode assumir a área[17] de qualquer uso do solo em cada *grid i* e ano *t*. Por sua vez, o coeficiente de interesse β mede o potencial de produtividade gerado pelo choque da semente transgênica da soja nos diferentes usos do solo. Como visto na terceira seção, essa variável independente consiste na interação da diferença entre o *high-level input* e *low-level input* da produtividade da soja (em toneladas por hectare) com uma *dummy* para os anos após 1998. O coeficiente capta os efeitos dos *n* controles, que consistem nas variáveis meteorológicas – precipitação e temperatura anual e por *grid* – nas áreas das UC (discriminadas por uso sustentável e proteção integral) em cada *grid i* e ano *t*. Posteriormente, foram incluídas também variáveis que buscam captar tendências específicas de unidades da Federação (UF) e

17 Os resultados apresentados utilizam o logaritmo natural da área mais um (a fim de evitar logaritmo de zero).

controles adicionais que representam potenciais choques de produtividade das sementes transgênicas de milho e de algodão, calculadas nos mesmos moldes da variável de interesse do choque de produtividade da soja transgênica – exceto pelo *timing*, uma vez que o milho foi introduzido em 2006 e o algodão em 2008 (CÉLERES, 2018; CIB, 2018).

Esse modelo genérico foi replicado separadamente para os três principais biomas brasileiros em termos de área: Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica, uma vez que, como visto na quarta seção, o estágio de ocupação do uso do solo nesses biomas não caminha conjuntamente, de modo que é importante destacar potenciais heterogeneidades do efeito da soja transgênica tendo em vista os diferentes níveis de consolidação dessas áreas.[18] A fim de tentar corrigir correlações nos erros-padrão dos coeficientes estimados, foi adicionado ao modelo a correção dos erros-padrão a partir de um *two-way cluster* na unidade de análise *i* e no nível UF-ano[19] – uma correção que busca ser mais restritiva do que um *cluster* apenas em *i*.

A estratégia empírica adotada na inferência dos efeitos do choque de produtividade da soja transgênica nos diferentes usos do solo assume, por hipótese, que o efeito provocado por esse choque só seja percebido – isto é, seja estatisticamente diferente de zero – após o ano em que o tratamento se inicia. Isso acontece porque, se há um efeito pré-tratamento da variável que mede o choque de produtividade da soja, então o resultado encontrado após o tratamento tende a refletir

---

18 Inicialmente, o modelo também foi reproduzido para o Brasil inteiro, mas a interpretação dos resultados de regiões com características tão distintas não é tão clara, de modo que optou-se pela apresentação por biomas.

19 Um *cluster* para cada *grid* que está no mesmo UF e no mesmo ano.

uma tendência existente previamente. Portanto, em uma estratégia empírica na qual o *timing* da variável de interesse é fundamental, é extremamente relevante que se realize algum teste de robustez para avaliar a existência de tendência pré-tratamento. Para isso, também serão apresentados *event studies* a fim de verificar a existência ou não de tendência pré-tratamento. Esses *event studies* seguem a especificação na equação (4):

$$C_{it} = \alpha + \sum_{t=1993}^{1997}[\beta_t * (high_i - low_i)] + \sum_{t=1999}^{2012}[\beta_t * (high_i - low_i)] + \rho * X_{it} + \lambda_t + \mu_i + \varepsilon \quad (4).$$

Nesse caso, é calculado um coeficiente β para cada ano t, exceto para 1998, último ano pré-tratamento, que se optou por omitir para melhor compreensão dos gráficos. Esse coeficiente β visa captar se há efeito de ganho de produtividade no pré-tratamento (a partir dos coeficientes encontrados no primeiro somatório) e no pós-tratamento (nos coeficientes calculados no segundo somatório). Se os coeficientes pré-tratamento são estatisticamente não significativos, isso quer dizer que não há um efeito da variável de interesse antes do próprio tratamento, o que é desejável em um modelo de diferenças-em-diferenças. Nesse modelo também foram incluídos os controles meteorológicos, de área de UC, efeitos fixos e controle por tendência de UF e também o *two-way cluster* por *grid* e por UF-ano para correção dos erros-padrão.

O grande detalhamento da base de dados construída contribui para a análise ao captar da melhor forma possível a oscilação das variáveis utilizadas, e permitir uma estimação mais precisa do coeficiente do choque de produtividade na área dos diferentes usos do solo. Contudo, o tamanho dessa base de dados e a dimensão espacial e temporal das observações dificulta a inclusão de outras variáveis de controle e

estratégias empíricas, assim como testes de robustez que exijam um poder computacional maior, como a inclusão de modelos espaciais que busquem identificar também efeitos indiretos da soja transgênica no uso do solo. De todo modo, ao partir de uma estratégia de identificação exógena e consolidada na literatura por Bustos, Caprettini e Ponticelli (2016), com as observações detalhadas no nível de *pixel* dos dados da FAO/GAEZ e com a inclusão de controles adicionais e a busca em considerar potenciais efeitos heterogêneos entre os biomas, acredita-se que a estratégia empírica proposta e aplicada neste artigo seja válida para a recuperação dos efeitos propostos. Portanto, os resultados que seguem a partir das proposições desta seção estabelecem uma contribuição relevante para a discussão dos efeitos diretos no uso do solo de choques de produtividade e para o diálogo sobre a existência de uma tendência de transição florestal no Brasil ou da prevalência de um paradoxo de Jevons da terra no Brasil.

RESULTADOS PRINCIPAIS

Nesta seção, primeiramente serão apresentados os coeficientes dos resultados principais da Amazônia (tabela 5), do Cerrado (tabela 6) e da Mata Atlântica (tabela 7). Essas três tabelas apresentam três painéis distintos contendo: (A) os controles meteorológicos (precipitação e temperatura) e área de UC; (B) os controles de A e uma variável de tendência linear por UF; (C) os controles de A, tendência de UF e controles adicionais para choque de produtividade potencial de algodão e milho transgênicos. Todos os testes realizados incluíram também efei-

tos fixos em *t* e *i*, além do *two-way cluster* em *i* e UF-ano para correção de erros-padrão.

Primeiramente, a tabela 5 apresenta os efeitos do choque de produtividade da soja (em toneladas por hectare) para a área de cada uso do solo (em %) da Amazônia. Seguindo a especificação do painel A, alguns resultados merecem destaque: a coluna (1) sugere que o aumento de uma tonelada por hectare provocado pelo choque da soja transgênica no *grid i* gerou um aumento de, em média, 36,4% na área de soja. O efeito direto do choque de produtividade da soja transgênica no aumento da área de *Soja* era provavelmente o resultado mais esperado. No mesmo sentido, o choque de uma tonelada por hectare provocado pela soja transgênica também parece ter expandido, em média, a área de *Pasto* (+ *Mosaico*) e *AgTemp* em 27,6% e 24,5%, respectivamente. Esse resultado, a princípio, pode parecer menos óbvio; contudo, levando em conta o aprendizado a partir das matrizes de transição expostas na quarta seção, é possível que o choque da soja transgênica tenha incentivado a ocupação das áreas com maior potencial, seja com *Pasto* ou com outras culturas, dado que a consolidação na Amazônia, em geral, parece ocorrer por meio desses usos.

Tabela 5. Diferenças-em-diferenças do CP da soja nos usos do solo da Amazônia, 1993-2012

Variáveis	(1) Soja (%)	(2) Floresta (%)	(3) FNNF (%)	(4) Pasto (%)	(5) AgTemp (%)	(6) Cana (%)	(7) FP e AgPerene (%)
Painel A: Controles meteorológicos e de UC e *two-way cluster* por *grid* de UF-ano							
Choque produtividade soja (t/ha)	0,364***	-0,057***	-0,002	0,277***	0,246***	0,003*	-0,001
	(0,085)	(0,009)	(0,007)	(0,053)	(0,058)	(0,002)	(0,002)

(Continua)

(Continuação)

Variáveis	(1) Soja (%)	(2) Floresta (%)	(3) FNNF (%)	(4) Pasto (%)	(5) AgTemp (%)	(6) Cana (%)	(7) FP e AgPerene (%)
Painel A: Controles meteorológicos e de UC e *two-way cluster* por *grid* de UF-ano							
Choque produtividade soja (t/ha)	0,213***	-0,032***	0,007	0,122***	0,132***	-0,003**	0,002
	(0,057)	(0,004)	(0,005)	(0,033)	(0,037)	(0,001)	(0,002)
Painel C: Controlando por tendência de UF e potenciais choques com *cluster* por *grid* e tendência de UF							
Choque produtividade soja (t/ha)	0,193***	-0,033***	-0,001	0,166***	0,081**	-0,003**	0,000
	(0,059)	(0,005)	(0,005)	(0,033)	(0,039)	(0,001)	(0,002)
Observações	987.640	987.640	987.640	987.640	987.640	987.640	987.640
Efeitos fixos e tendência de UF	S	S	S	S	S	S	S
Cluster	TW	TW	TW	TW	TW	TW	TW
Periodicidade	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual

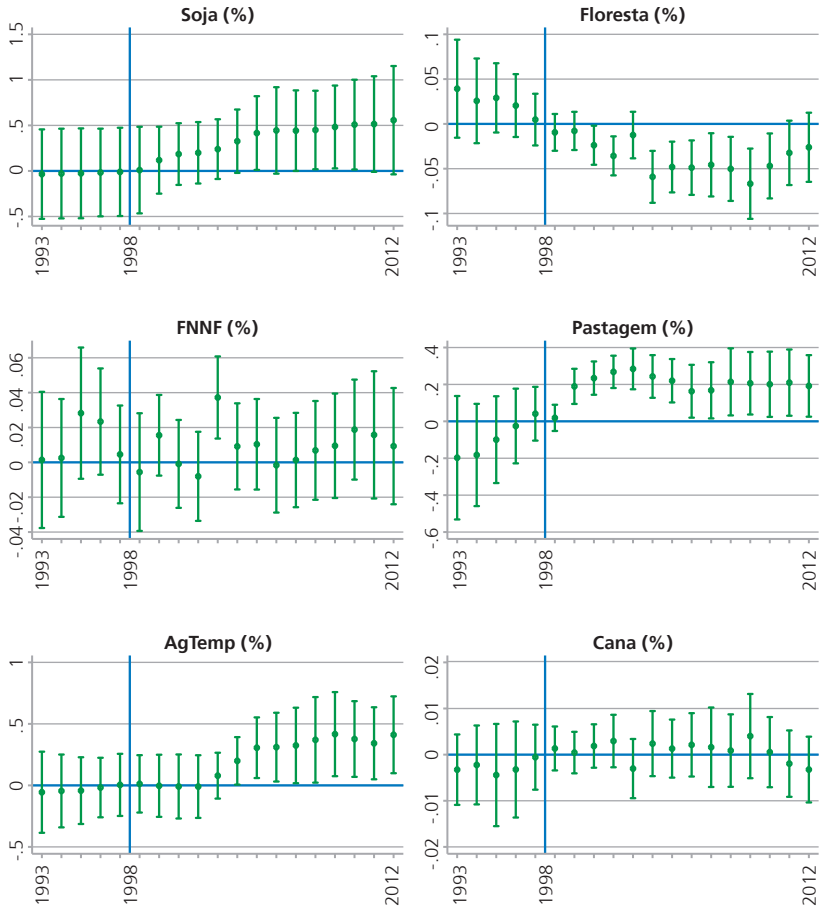
Fonte: Elaboração própria.

Por outro lado, se esses usos agropecuários do solo observaram aumentos significativos nas suas áreas a partir do choque de produtividade da soja, é importante destacar que, em média, o aumento potencial de uma tonelada por hectare na produção da soja gerado pelo choque da semente transgênica provocou uma redução de 5,7% na área de *Floresta* na Amazônia. A princípio, o coeficiente encontrado é menor, mas vale destacar que ele se aplica a uma área média de *Floresta* por *grid* na Amazônia muito maior do que a área média de outros usos agropecuários (como visto na tabela 1). Ademais, ressalta-se também a importante expansão do pasto como efeito do choque de produtividade da soja, já que esse uso é muito mais relevante em área do que os demais.

Portanto, os resultados encontrados sugerem que o choque de produtividade da soja transgênica gerou no bioma Amazônia a substituição de áreas de *Floresta* por *Soja*, *AgTemp* e, principalmente, *Pasto*, ao contrário do que sugerem os resultados encontrados por Assunção e Bragança (2015) e Szerman e outros (2022). Efeitos significativos para os demais usos não foram encontrados – o que faz sentido, tendo em vista a menor participação desses usos na área total do bioma. Além disso, a adição de controles adicionais nos painéis B e C diminuiu a magnitude dos efeitos estimados do choque de produtividade da soja, mas manteve tanto a significância quanto o sentido dos sinais dos coeficientes de todos os usos do solo – exceto no caso da *Cana*, em que o coeficiente pareceu ganhar significância, embora mantenha magnitude pequena.

Além da significância e direção dos coeficientes encontrados, para o resultado de um modelo de diferenças-em-diferenças ser válido é importante considerar também as tendências pré-tratamento da variável de interesse. Nesse caso, como o tratamento é contínuo, optou-se pela elaboração de um *event study*, conforme apresentado na quinta seção. A partir da figura 2 é possível notar que a tendência pré-tratamento nos usos *Soja*, *Floresta*, *Pasto* e *AgTemp* são estatisticamente iguais a zero, apesar de haver um comportamento declinante e não significativo no caso de *Florestas* e ascendente e não significativo no caso de *Pasto*. Após o tratamento, os efeitos são percebidos (estatisticamente diferentes de zero), mesmo que com alguma defasagem, como é o caso principalmente de *Soja* e *AgTemp*, com defasagens de até cinco anos. Assim como apresentado na tabela 5, não são notados efeitos significativos para *Cana* e *FNNF* na Amazônia.

Figura 2. *Event study* do efeito do CP da soja nos seis principais usos do solo para a Amazônia



Fonte: Elaboração própria.

Como visto na quarta seção, é importante considerar também que possíveis defasagens no efeito de um choque de produtividade da soja na Amazônia devem ser esperadas, uma vez que a transição para usos

como *Soja* e *AgTemp* não é imediata e pode requerer um tempo maior. Dado o choque de produtividade da soja, a resposta aparenta ser mais rápida na diminuição de *Floresta* e no aumento de *Pasto* e mais lenta para o aumento de outros usos, como a própria *Soja* e *AgTemp*. Esse resultado faz sentido em um contexto em que a abertura da fronteira ocorre com transições intermediárias, de *Floresta* para *Pasto* para, só então, outras agriculturas temporárias (*AgTemp*) e, finalmente, para a *Soja*. Observa-se também que parece haver uma diminuição do efeito em *Pasto*, dada a possibilidade de a área destinada a esse uso ter sido ocupada por *Soja* após determinado período.

A tabela 6 apresenta os coeficientes calculados para o Cerrado a partir das mesmas especificações da tabela 5. É importante ressaltar, como foi caracterizado na quarta seção, que esse bioma está situado tanto em regiões da Amazônia Legal – com municípios que fazem parte da fronteira do desmatamento – quanto em regiões consolidadas por usos agropecuários há muitas décadas. Dessa forma, os resultados esperados devem refletir um cenário misto entre Amazônia e Mata Atlântica, no qual a expansão de *Soja* e de outros usos agropecuários a partir do choque de produtividade da soja deve ocorrer majoritariamente sobre usos menos produtivos, embora seja possível também que gere perdas em usos de vegetação natural, como *Floresta* e *FNNF*.

Portanto, a partir dos coeficientes do painel A da tabela 6, é possível identificar efeitos positivos do choque de produtividade de uma tonelada/hectare da soja transgênica nas áreas médias de *Soja* (38,5%), *Cana* (17,0%) e *FP + AgPerene* (3,6%). Se por um lado a interpretação do efeito sobre a área de *Soja* é relativamente direta, não é possível

dizer o mesmo em relação aos efeitos positivos sobre as áreas de *Cana* e *FP + AgPerene*. No caso de *FP + AgPerene*, o coeficiente tem magnitude menor e não mantém significância nas especificações mais restritivas. Para a *Cana*, o resultado pode sugerir que haja uma certa complementariedade entre a expansão da *Soja* com o uso do solo *Cana* ou que haja alguma variável omitida, associada à expansão desse uso, que também seja correlacionada ao choque de produtividade da soja.

Por outro lado, em uma análise inicial, usos agropecuários que tendem a ser menos rentáveis, como *Pasto* (+ *Mosaico*) e *AgTemp*, e usos de vegetação natural, como *Floresta* e *FNNF*, parecem ser negativamente afetados pelo choque de produtividade da soja transgênica. Florestas perdem, em média, 1,8% da sua área ao ano para cada tonelada por hectare de soja gerada pelo choque de produtividade, enquanto *FNNF* perdem, em média, 2,6% de sua área. Por sua vez, os resultados para *Pasto* e *AgTemp* são ainda mais expressivos em termos percentuais: para cada tonelada por hectare de produtividade gerado pelo choque das sementes transgênicas da soja há perda média de 29,0% da área de *AgTemp* por ano e de 18,3% da área de *Pasto* (+ *Mosaico*), levando em conta que um *grid* médio no Cerrado é ocupado por *Pasto* em 32% de sua área. Esses resultados sugerem o caráter misto do Cerrado – entre uma região na fronteira do desmatamento e uma região em parte ocupada –, uma vez que os usos estimulados pelo choque de produtividade da soja parecem ocupar tanto *Floresta* e *FNNF* (em menor escala), quanto *Pasto* (+ *Mosaico*) e outras agriculturas temporárias (*AgTemp*), que tendem a apresentar menor rentabilidade por hectare.

Tabela 6. Diferenças-em-diferenças do CP da soja nos usos do solo do Cerrado, 1993-2012

Variáveis	(1) Soja (%)	(2) Floresta (%)	(3) FNNF (%)	(4) Pasto (%)	(5) AgTemp (%)	(6) Cana (%)	(7) FP e AgPerene (%)
Painel A: Controles meteorológicos e de UC e *two-way cluster* por *grid* e UF-ANO							
Choque produtividade soja (t/ha)	0,385***	-0,018***	-0,026***	-0,183***	-0,290***	0,170***	0,036***
	(0,028)	(0,004)	(0,007)	(0,028)	(0,049)	(0,026)	(0,013)
Painel B: Controlando por tendência de UF e *two-way cluster* por *grid* e UF-ano							
Choque produtividade soja (t/ha)	0,414***	-0,007**	-0,029***	-0,108***	-0,089***	0,134***	0,006
	(0.035)	(0.003)	(0,006)	(0,017)	(0,024)	(0,029)	(0,013)
Painel C: Controlando por tendência de UF e potenciais choques com *cluster* por *grid* e tendência de UF							
Choque produtividade soja (t/ha)	0.455***	-0.008***	-0.022***	-0.105***	-0.043*	0.120***	0.006
	(0.037)	(0.003)	(0.007)	(0.017)	(0.025)	(0.027)	(0.013)
Observações	492,500	492,500	492,500	492,500	492,500	492,500	492,500
Efeitos fixos e tendência de UF	S	S	S	S	S	S	S
Cluster	TW	TW	TW	TW	TW	TW	TW
Periodicidade	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual

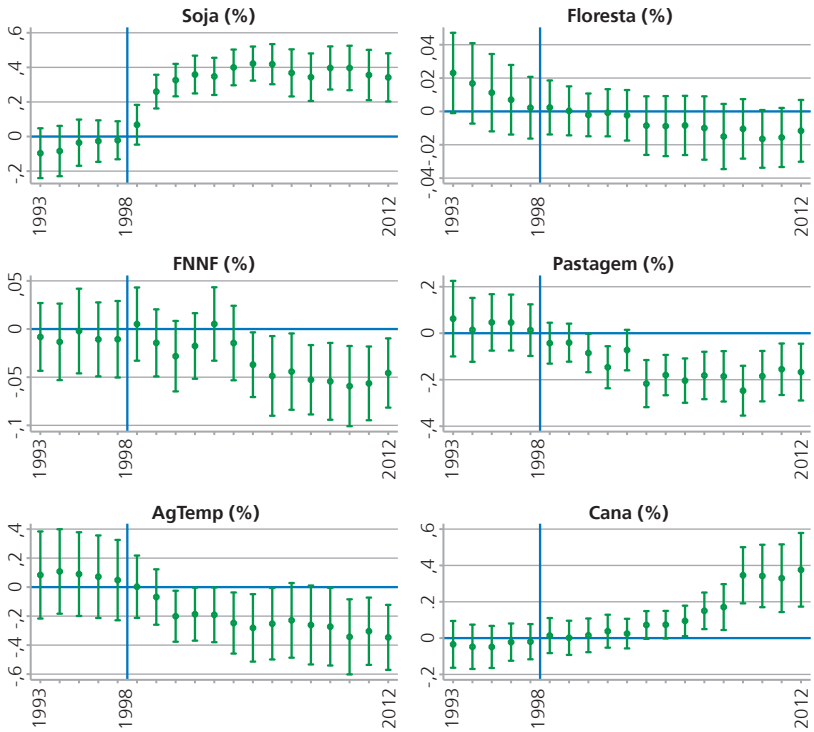
Fonte: Elaboração própria.

Os coeficientes encontrados nos painéis B e C apontam para resultados no mesmo sentido, exceto pela perda de magnitude do choque de produtividade da soja na área de *AgTemp* (no caso da especificação do painel A, perde-se também a significância a 5%), pela menor magnitude também observada para *Floresta* e pela perda de significância para o efeito positivo observado em *FP + AgPerene*. Assim, as especificações adicionais sugerem que os resultados são robustos, restando a análise da tendência pré-tratamento do *event study*, apresentado na figura 3.

No caso dos *event studies* para o Cerrado, destaca-se que aparentemente, todas as tendências pré-tratamento são estatisticamente insignificantes. Dessa forma, é possível argumentar que os resultados significativos encontrados na tabela 6 e na figura 3 não aparentam ser consequência de uma variável omitida pré-tratamento que estaria correlacionada à variável de tratamento, apesar de, no caso do uso *Floresta*, haver uma tendência pré-tratamento declinante estatisticamente não significativa. Considerando as tendências pós-tratamento para *Soja*, é importante destacar que o efeito estimado se dá de forma quase imediata após o tratamento. Desse modo, parece que a resposta dos produtores ao choque de produtividade acontece muito mais rapidamente nesse bioma que na Amazônia, o que pode ocorrer tanto pela maior ocupação da região, facilitando a transição de um uso agropecuário para outro, quanto pela proximidade maior com a região Sul do país, onde a semente transgênica da soja teria entrado de forma ilegal inicialmente.

No caso do efeito sobre *Floresta*, além da tendência pré-tratamento declinante – apesar de não significativa –, os efeitos pós-tratamento do choque de produtividade da soja, quando comparados ao último ano pré-tratamento (1998), não parecem manter significância. Dessa forma, o resultado do choque de produtividade da soja sobre a diminuição de área de *Floresta* no Cerrado parece não se sustentar como os demais. Logo, a opção mais segura e conservadora a partir da checagem de robustez é considerar que não existem efeitos estatisticamente significativos do choque de produtividade da soja transgênica em *Floresta*.

Figura 3. *Event study* do efeito do CP da soja nos seis principais usos do solo para o Cerrado



Fonte: Elaboração própria.

De forma mais contraintuitiva, o *event study* parece assegurar que o efeito sobre o uso *Cana* do choque de produtividade da soja não parece resultar da existência de uma tendência pré-tratamento, dado que os coeficientes pré-tratamento são estatisticamente iguais a zero e relativamente bem comportados. O segundo ponto relevante é que há uma importante defasagem até que o efeito sobre a área de *Cana* seja percebido. Isso sugere que há alguma variável omitida, relevante para a expan-

são da área de *Cana* após 2002/2003, que esteja também relacionada à variável que mede o choque de produtividade da soja transgênica, ou que há algum benefício ou complementariedade do uso de *Cana* com a expansão da área de *Soja* induzida pelo choque de produtividade da soja transgênica. De todo modo, para que haja segurança sobre esse resultado é necessário que novos testes e estudos sejam realizados.

Por fim, a tabela 7 apresenta os coeficientes análogos das especificações anteriores para a Mata Atlântica. A partir do painel A, é possível identificar nas colunas (1) e (6) que, em média, um choque de produtividade da soja de uma tonelada por hectare aumenta, em cada *grid i* e ano *t*, 43,3% da área de *Soja* e 37,4% da área de *Cana* – resultados que se repetem em significância e magnitude ao observado para o Cerrado. Outro efeito positivo do choque de produtividade da soja foi encontrado na área de *Floresta* (em média 1,0%). Esse resultado possivelmente corrobora as contribuições preliminares de Assunção e Bragança (2015) e Szerman e outros (2022), além da transição florestal que Calaboni e outros (2018) observam para a Mata Atlântica.

Por outro lado, a área de *FNNF*, em média, perde 1,5% por ano a cada tonelada por hectare decorrente do choque de produtividade da soja transgênica na Mata Atlântica. Em termos percentuais, é um resultado mais expressivo do que os ganhos de *Floresta* no bioma, mas o uso *FNNF* é muito menos representativo do que o uso *Floresta*, ainda que ambos estejam saturados no bioma, como é possível observar nas estatísticas descritivas da tabela 1. Porém, os principais usos que cedem suas áreas para os demais são *Pasto* (+ *Mosaico*), *AgTemp* e *FP* + *AgPerene*: respectivamente, esses usos perdem, em média, a cada tonelada por

hectare de choque de produtividade da soja, 7,9%, 37,6% e 10,7%, e novamente é preciso destacar que a área de *Pasto + Mosaico* representa cerca de metade de um *grid i* genérico da Mata Atlântica.

Tabela 7. Diferenças-em-diferenças do CP da soja nos usos do solo da Mata Atlântica, 1993-2012

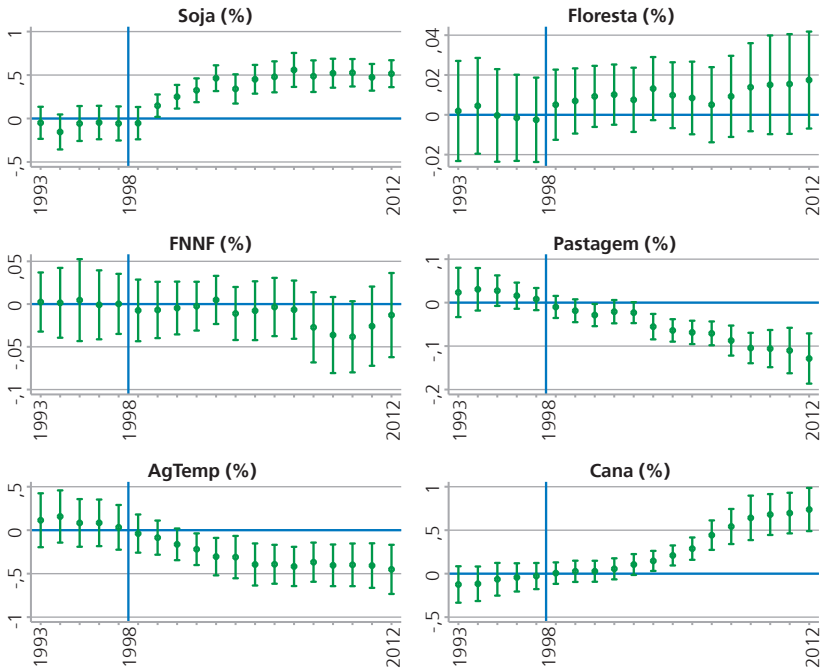
Variáveis	(1) Soja (%)	(2) Floresta (%)	(3) FNNF (%)	(4) Pasto (%)	(5) AgTemp (%)	(6) Cana (%)	(7) FP e AgPerene (%)
Painel A: Controles meteorológicos e de UC e *two-way cluster* por *grid* e UF-ano							
Choque produtividade soja (t/ha)	0,433***	0,010**	-0,015**	-0,079***	-0,376***	0,374***	-0,107***
	(0,043)	(0,004)	(0,007)	(0,010)	(0,054)	(0,049)	(0,028)
Painel B: Controlando por tendência de UF e *two-way cluster* por *grid* e UF-ano							
Choque produtividade soja (t/ha)	0,219***	0,020***	-0,019**	-0,037***	-0,224***	0,188***	-0,070***
	(0,027)	(0,003)	(0,009)	(0,008)	(0,042)	(0,038)	(0,025)
Painel C: Controlando por tendência de UF e potenciais choques com *cluster* por *grid* e tendência de UF							
Choque produtividade soja (t/ha)	0,234***	0,018***	-0,014	-0,035***	-0,174***	0,099***	-0,059**
	(0,030)	(0,003)	(0,009)	(0,008)	(0,038)	(0,029)	(0,024)
Observações	281.900	281.900	281.900	281.900	281.900	281.900	281.900
Efeitos fixos e tendência de UF	S	S	S	S	S	S	S
Cluster	TW	TW	TW	TW	TW	TW	TW
Periodicidade	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual

Fonte: Elaboração própria.

Considerando os coeficientes das especificações nos painéis B e C, é possível notar que todos os coeficientes, exceto *Floresta* e *FNNF*, apresentam menor magnitude, mas mesmo sinal e nível de significância. No caso do efeito positivo sobre a área de *Floresta*, as especificações com controles adicionais apresentam coeficientes consideravelmente maiores, enquanto na especificação do painel C o coeficiente para *FNNF* perde

significância. Dando continuidade aos testes de robustez, a figura 4 apresenta os *event studies* para a Mata Atlântica. De modo geral, as conclusões são muito próximas às observadas nos *event studies* do Cerrado, de modo que os resultados para *Soja*, *Pasto*, *AgTemp* parecem robustos no teste de tendência pré-tratamento, enquanto o mesmo não pode ser dito para os coeficientes de *Floresta* e *FNNF*, que não parecem ser significativos em comparação com o ano imediatamente anterior ao início do tratamento. No caso do efeito sobre a *Cana*, os resultados sugerem as mesmas conclusões do que foi dito para o Cerrado.

Figura 4. *Event study* do efeito do CP da soja nos seis principais usos do solo para Mata Atlântica



Fonte: Elaboração própria.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Choques de produtividade na agropecuária, como é o caso da introdução da semente transgênica da soja, podem ser indutores de *land sparing*, do mesmo modo que podem gerar outras externalidades no preço da terra, na rentabilidade da produção agropecuária e no nível de oferta desses produtos. A teoria de transição florestal, apesar de considerar imprescindível a intensificação da produção agropecuária, também sugere que essa intensificação por si só não é capaz de levar a um caminho de revegetação, podendo conduzir a um cenário de paradoxo de Jevons para o uso da terra. Choques de produtividade na agropecuária devem ser incentivados desde que estejam em consonância com políticas ambientais e de uso do solo que ajudem a induzir à conservação.

Considerando os resultados principais da última seção e o contexto discutido no decorrer deste trabalho, alguns destaques merecem atenção.

Primeiro, o efeito do choque de produtividade da soja tem resultados mais expressivos no Cerrado e na Mata Atlântica do que na Amazônia, ocorrendo nesses biomas majoritariamente em áreas já ocupadas pela agropecuária. É possível que isso aconteça porque é mais vantajoso economicamente expandir o uso da soja em áreas que já estão consolidadas e mais próximas de eixos econômicos e mercados internacionais do que na fronteira do desmatamento. A expansão da soja na fronteira pode ser demorada se houver a necessidade primeira de consolidação dessa fronteira.

Os resultados para a Amazônia são importantes para descrever o processo de consolidação de área de fronteira e trazer para discussão

o fato de que choques de produtividade em áreas de fronteira quase aberta podem aumentar o desmatamento. Nesse caso, é possível dizer que a introdução de uma tecnologia capaz de ser mais eficiente no uso da terra para a produção de uma *commodity* agrícola acaba expandindo a ocupação da terra, como um paradoxo de Jevons para o fator de produção terra. No mesmo sentido, choques de produtividade em regiões com usos naturais saturados como Cerrado e, principalmente, Mata Atlântica, apesar de potencialmente terem alguma influência em poupar terra, não parecem ter levado a uma trajetória consistente de transição florestal nesse contexto.

Os efeitos no uso do solo *Cana* verificados no Cerrado e na Mata Atlântica não são óbvios e podem até ser considerados contraintuitivos, uma vez que um choque de produtividade na soja deveria estimular a transição para o uso *Soja*, mas nem tanto para usos como *Cana*. Nesse caso, como visto a partir das matrizes de transição, não faz sentido acreditar que *Cana* é um uso intermediário para *Soja*. Portanto, é possível que exista alguma espécie de *spillover* da expansão da soja sobre a área de cana. Porém, para conclusões mais sérias, é importante que trabalhos futuros busquem entender melhor essa correlação.

É importante destacar que os coeficientes estimados refletem efeitos líquidos observados nas regiões e nos anos pós-tratamento. É possível, por exemplo, que ao mesmo tempo que o choque de produtividade da soja aumente a área de pasto como um uso intermediário para a soja, o choque de produtividade da soja também reduza a área de pasto pela ocupação desse uso por soja. Portanto, o sinal e a significância do coeficiente encontrado dependem da força desses dois efeitos em

cada região. Além disso, esses efeitos podem aumentar ou diminuir no tempo, sendo possível que, em um primeiro momento, o choque de produtividade estimule a área de pasto pela expansão da fronteira, mas, após determinado período, o pasto pare de se expandir para dar lugar à soja ou a outros usos mais rentáveis.

Por fim, é importante destacar novamente a importância de abordar esses efeitos considerando as heterogeneidades entre os biomas, principalmente tendo em vista os estágios de ocupação dessas regiões. Os resultados heterogêneos encontrados neste trabalho refletem, em sua maioria, aqueles esperados a partir de determinadas características regionais, de forma que generalizações sobre os efeitos de choques de produtividade e de intensificação na agropecuária podem levar a interpretações equivocadas.

Portanto, os resultados sugerem que, no contexto da introdução da semente da soja transgênica e do choque potencial de produtividade por ela provocado, a intensificação agrícola não foi suficiente para gerar um movimento de *land sparing* em direção a uma transição florestal. Pelo contrário, em regiões de fronteira agrícola o choque incentivou ainda mais a conversão de áreas florestais em áreas de pastagem – para só então algumas dessas áreas de pastagem se converterem em soja. Sendo assim, os resultados apresentados neste artigo estão em concordância com diversos estudos e com a própria teoria da transição florestal em sua completude, que argumentam não existir caminho automático da intensificação agrícola para a conservação florestal e revegetação. É preciso que um aparato de políticas ambientais seja direcionado para evitar que os incentivos econômicos gerados por choques de produtividade se consolidem em incentivos perversos no ponto de vista ambiental.

REFERÊNCIAS

20 ANOS depois da aprovação, transgênico se torna regra no campo. *Exame*, São Paulo, 2 set. 2018. Disponível em: https://exame.com/brasil/20-anos-depois-da-aprovacao-transgenico-se-torna-regra-no-campo/. Acesso em: 27 out. 2022.

ALVARENGA JUNIOR, M. *Decisões sobre o uso da terra em uma economia monetária da produção*: uma abordagem pós-keynesiana do efeito indireto sobre o desmatamento na Amazônia Legal no período 2002-2011. 2014. Dissertação (Mestrado em Economia) – Faculdade de Economia, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2014.

ARIMA, E. Y. *et al*. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*, Bristol, v. 6, n. 2, p. 1-7, 2011.

ASSUNÇÃO, J.; BRAGANÇA, A. *Does technical change in agriculture increase deforestation*? Evidence from the Brazilian Soybean Revolution. Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative, 2015.

ASSUNÇÃO, J. *et al*. *Agricultural productivity and deforestation in Brazil*. Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative, 2017.

ASSUNÇÃO, J. *et al*. The effect of rural credit on deforestation: evidence from the Brazilian Amazon. *The Economic Journal*, Oxford, v. 130, n. 626, p. 290-330, 2020.

ASSUNÇÃO, J.; GANDOUR, C.; ROCHA, R. Deforestation slowdown in the Brazilian Amazon: prices or policies? *Environment and Development Economics*, Cambridge, v. 20, n. 6, p. 697-722, 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Download de dados geográficos. *MMA*, Brasília, DF, [2007]. Disponível em: http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm. Acesso em: 27 out. 2022.

BURGESS, R.; COSTA, F. J. M.; OLKEN, B. A. *Wilderness conservation and the reach of the state*: evidence from national borders in the Amazon. Cambridge: National Bureau of Economic Research, 2018.

BUSTOS, P.; CAPRETTINI, B.; PONTICELLI, J. Agricultural productivity and structural transformation: evidence from Brazil. *American Economic Review*, Pittsburgh, v. 106, n. 6, p. 1320-1365, 2016.

BYERLEE, D.; STEVENSON, J.; VILLORIA, N. Does intensification slow crop land expansion or encourage deforestation? *Global Food Security*, Amsterdam, v. 3, n. 2, p. 92-98, 2014.

CALABONI, A. *et al*. The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. *Ecology and Society*, Dedham, MA, v. 23, n. 4, 2018.

CASTRO, B. S. *O processo de institucionalização da soja transgênica no Brasil nos anos de 2003 e 2005*: a partir da perspectiva das redes sociais. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Sociais) – Instituto de Ciências Humanas e Sociais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2006.

CEDDIA, M. G. *et al*. Governance, agricultural intensification, and land sparing in tropical South America. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Washington, DC, v. 111, n. 20, p. 7242-7247, 2014.

CÉLERES. *20 anos da adoção da biotecnologia agrícola no Brasil*: lições aprendidas e novos desafios. Uberlândia: Céleres, 2018. Disponível

em: http://www.celeres.com.br/wp-content/uploads/2014/10/20_anos_biotecnologia.pdf. Acesso em: 27 out. 2022.

CIB – CONSELHO DE INFORMAÇÕES SOBRE BIOTECNOLOGIA. 20 years of GMOs: environmental, economic and social benefits in Brazil. [*S. l.*]: CIB, 2018. Disponível em: https://croplifebrasil.org/publicacoes/20-years-of-gmos-environmental-economic-and-social-benefits-in-brazil/. Acesso em: 27 out. 2022.

CORREIA-SILVA, D. C.; RODRIGUES, M. Federal enforcement and reduction of deforestation in the Brazilian Amazon. *Estação Científica (UNIFAP)*, Macapá, v. 9, n. 1, p. 75-88, 2019.

COSTA, L. A. N.; SANT'ANNA, A. A.; YOUNG, C. E. F. Barren lives: drought shocks and agricultural vulnerability in the Brazilian Semi-Arid. *Environment and Development Economics*, Cambridge, v. 27, n.3, p. 1-21, 2021.

DIAS, M.; ROCHA, R.; SOARES, R. Glyphosate use in agriculture and birth outcomes of surrounding populations. *IZA Discussion Paper* nº 12164. 2019.

EWERS, R. M. *et al*. Do increases in agricultural yield spare land for nature? *Global Change Biology*, Hoboken, v. 15, n. 7, p. 1716-1726, 2009.

FERREIRA FILHO, J. B. S.; HORRIDGE, M. Ethanol expansion and indirect land use change in Brazil. *Land Use Policy*, Amsterdam, v. 36, p. 595-604, 2014.

GAEZ – GLOBAL AGRO-ECOLOGICAL ZONES. *GAEZ v3.0*. Versão 3.0. Rome: GAEZ, 2012. Disponível em: https://www.gaez.iiasa.ac.at/. Acesso em: 27 out. 2022.

GANDOUR, C. *Forest wars*: a trilogy on combating deforestation in the Brazilian Amazon. 2018. Tese (Doutorado em Economia) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

GARRETT, R. D. *et al*. Intensification in agriculture-forest frontiers: land use responses to development and conservation policies in Brazil. *Global Environmental Change*, Amsterdam, v. 53, p. 233-243, 2018.

GIL, J. D. B. *et al*. Tradeoffs in the quest for climate smart agricultural intensification in Mato Grosso, Brazil. *Environmental Research Letters*, Bristol, v. 13, n. 6, p. 1-11, 2018.

HARGRAVE, J.; KIS-KATOS, K. Economic causes of deforestation in the Brazilian Amazon: a panel data analysis for the 2000s. *Environmental and Resource Economics*, New York, v. 54, n. 4, p. 471-494, 2013.

HORNBECK, R. Barbed wire: property rights and agricultural development. *The Quarterly Journal of Economics*, Oxford, v. 125, n. 2, p. 767-810, 2010.

KUBITZA, C. *et al*. Land property rights, agricultural intensification, and deforestation in Indonesia. *Ecological Economics*, Amsterdam, v. 147, p. 312-321, 2018.

LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. Land use transitions: socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy*, Amsterdam, v. 27, n. 2, p. 108-118, 2010.

LAPOLA, D. M. *et al*. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. *Proceedings of the national Academy of Sciences*, Washington, DC, v. 107, n. 8, p. 3388-3393, 2010.

MAPBIOMAS. *Mapbiomas 6.0*. Versão 6.0. Brasília, DF: Mapbiomas, 2021. Disponível em: https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/Estat%C3%ADsticas/Cole%C3%A7%C3%A3o%20

6/1-ESTATISTICAS_MapBiomas_COL6.0_UF-BIOMAS_v12_SITE.xlsx. Acesso em: 27 out. 2022.

MATHER, A. S. The forest transition. *Area*, London, v. 24, n. 4, p. 367-379, 1992.

MATSUURA, K.; WILLMOTT, C. J. *Terrestrial precipitation*: 1900–2017 gridded monthly time series. Newark: University of Delaware, 2018. Version 5.01.

MEYFROIDT, P.; LAMBIN, E. F. Global forest transition: prospects for an end to deforestation. *Annual Review of Environment and Resources*, San Mateo, v. 36, p. 343-371, 2011.

NOLTE, C. *et al*. Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, New York, v. 110, n. 13, p. 4956-4961, 2013.

PHELPS, J. *et al*. Agricultural intensification escalates future conservation costs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, New York, v. 110, n. 19, p. 7601-7606, 2013.

REYDON, B. P.; FERNANDES, V. B.; TELLES, T. S. Land governance as a precondition for decreasing deforestation in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, Amsterdam, v. 94, p. 104313, 2020.

RICHARDS, P. D.; WALKER, R. T.; ARIMA, E. Y. Spatially complex land change: the indirect effect of Brazil's agricultural sector on land use in Amazonia. *Global Environmental Change*, Amsterdam, v. 29, p. 1-9, 2014.

RUDEL, T. K. *et al*. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change*, Amsterdam, v. 15, n. 1, p. 23-31, 2005.

RUDEL, T. K. Tree farms: driving forces and regional patterns in the global expansion of forest plantations. *Land Use Policy*, Amsterdam, v. 26, n. 3, p. 545-550, 2009.

SÁ, S. A.; PALMER, C.; DI FALCO, S. Dynamics of indirect land-use change: empirical evidence from Brazil. *Journal of Environmental Economics and Management*, Amsterdam, v. 65, n. 3, p. 377-393, 2013.

SANT'ANNA, A. A. Land inequality and deforestation in the Brazilian Amazon. *Environment and Development Economics*, Cambridge, v. 22, n. 1, p. 1-25, 2017.

SANT'ANNA, A. A.; COSTA, L. Environmental regulation and bail outs under weak state capacity: deforestation in the Brazilian Amazon. *Ecological Economics*, Amsterdam, v. 186, p. 107071, 2021.

SEARCHINGER, T. *et al*. Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, Washington, DC, v. 319, n. 5867, p. 1238-1240, 2008.

SZERMAN, D. *et al*. *Agricultural productivity and deforestation*: evidence from Brazil. New Haven: EliScholar, 2022.

WALKER, R. The scale of forest transition: Amazonia and the Atlantic forests of Brazil. *Applied Geography*, v. 32, n. 1, p. 12-20, 2012.

YOUNG, C. E. F. *Economic adjustment policies and the environment*: a case study of Brazil. 1997. Tese (PhD em Economia) – Department of Economics, University College London, London, 1997.

IMPACTOS ECONÔMICOS E AMBIENTAIS DE UMA POLÍTICA DE DESMATAMENTO ZERO E REFLORESTAMENTO NA REGIÃO DO ARCO DO DESMATAMENTO

Géssica C. P. Souza
Doutora em Economia Aplicada pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Aline Souza Magalhães
Doutora em Economia pela UFMG e professora adjunta do Departamento de Ciências Econômicas da UFMG

Edson Paulo Domingues
Doutor em Economia pela Universidade de São Paulo (USP) e professor titular do Departamento de Ciências Econômicas da UFMG

Palavras-chave: **Mudanças climáticas. Modelos de mitigação e adaptação. Transição justa.**

Tema: (v) Mudanças climáticas.

RESUMO

O Brasil é um grande produtor e exportador agrícola, tendo o agronegócio como o responsável por 26,6% do produto interno bruto (PIB) do país. O crescimento da agropecuária é fruto do aumento da produtividade agrícola e da expansão sobre a vegetação nativa. Estima-se que em 33 anos o país perdeu 102 milhões de hectares de vegetação natural, principalmente nos biomas Amazônia e Cerrado. Esse valor equivale a 3,1 Mha ou 166 mil estádios do Maracanã por ano. O desmatamento provoca mudanças diretas e indiretas no uso do solo e o aumento das emissões brutas de gases do efeito estufa (GEE). O Brasil tem metas ambiciosas de mitigação dos GEE e de redução do desmatamento, enfrentando um possível *trade-off* entre conservação ambiental e crescimento econômico. Nesse sentido, propõe-se nesta pesquisa avaliar os impactos econômicos e ambientais de uma política que, além de zerar o desmatamento produtivo, promova o reflorestamento de 12 Mha, em conformidade com o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – Planaveg (BRASIL, 2017). O modelo construído e utilizado para esta análise, o Brazilian Biomes, Land Use and Emissions Economic Model (BLUME), traz avanços metodológicos importantes para a modelagem econômica integrada com aspectos ambientais no Brasil. Os resultados indicam que as políticas simuladas seriam capazes de evitar parte das emissões nacionais a um custo relativamente pequeno diante do PIB nacional.

INTRODUÇÃO

O Brasil é um grande produtor e exportador de produtos agrícolas. A agropecuária foi responsável por 26,6% do produto interno bruto (PIB) do país em 2020, com a soja (grãos, farelo e óleo) respondendo por 40% das exportações nacionais, e as carnes por 14% (MARTINS, 2021). Somente o cultivo de soja apresentou um crescimento da área plantada de 27 Mha entre os anos de 1988 e 2020, e as áreas pastagem um incremento de 850% de 1994 a 2016.

A expansão da agropecuária está ocorrendo a partir do aumento da produtividade e da redução da vegetação nativa. Segundo Gasques, Bacchi e Bastos (2018), a produtividade da terra no Brasil cresceu 3,4% de 1975 a 2018. De acordo com Souza, Domingues e Magalhães (2020), em 33 anos, o país perdeu 102,4 Mha de vegetação natural, principalmente para a pecuária e as atividades agrícolas, o que equivale a uma média de 3,1 Mha por ano. A maior pressão sobre a cobertura original do solo tem ocorrido nos biomas Amazônia e Cerrado, que juntos representam 75,6% das áreas desmatadas de 1985 a 2017.

A expansão da agricultura e da pecuária, que provocam mudanças diretas e indiretas no uso do solo, tem constituído o principal fator de desmatamento no Brasil, afetando diretamente o ambiente e a cobertura vegetal. Há também fatores indiretos, associados ao crescimento dos mercados, como o desenvolvimento da infraestrutura e das cidades (SOUZA; DOMINGUES; MAGALHÃES, 2020); o aumento da densidade demográfica (IGLIORI, 2006); a insegurança sobre os direitos de propriedade da terra (ARAUJO *et al.*, 2009); as políticas fiscais e credití-

cias de incentivo à expansão da fronteira agrícola (WALKER *et al.*, 2000), entre outros.

O efeito cumulativo desse aumento do desmatamento, por sua vez, tem contribuído para as mudanças climáticas globais (WORLD BANK, 2021). Somente no Brasil, as emissões brutas[1] de gases de efeito estufa (GEE) aumentaram 17% entre 1990 e 2019, e quase 10% entre 2018 e 2019, sendo o setor de mudanças do uso e cobertura da terra a atividade de maior emissão, com aumento de 23% entre 2018 e 2019 (ALBUQUERQUE *et al.*, 2020). Os cenários projetados para o Brasil pelo Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (AMBRIZZI; ARAUJO, 2014) sugerem que, sem políticas de mitigação, é esperado aumento dos eventos extremos de secas e estiagens prolongadas, principalmente nos biomas Amazônia, Cerrado e Caatinga, sendo que tais mudanças se acentuam a partir da metade e do final do século XXI.

Os problemas econômicos e sociais dessas alterações climáticas são significativos, com impactos sobre agricultura (DOMINGUES; MAGALHÃES; RUIZ, 2011; FARIA, 2012; MORAES, 2010), insegurança alimentar (BATEMAN *et al.*, 2013; GAZZONI, 2014; LAPOLA *et al.*, 2010; TURNER; LAMBIN; REENBERG, 2007), saúde (ROSENBERG *et al.*, 2020; SCHULTZ *et al.*, 2003), bem-estar social (TANURE, 2020), migração (BARBIERI *et al.*, 2010; FERREIRA FILHO; HORRIDGE, 2010), entre outros.

---

1 Nas emissões brutas, não são descontadas as remoções de CO_2 da atmosfera por alterações do uso da terra (por exemplo, o crescimento de florestas secundárias no lugar de pastagens) e por manutenção de florestas em áreas indígenas e unidades de conservação. Portanto, as emissões brutas são sempre maiores que as líquidas.

Dados os impactos adversos das mudanças climáticas, o Brasil se comprometeu em 2015, na COP 21, a reduzir a emissão de GEE em 37% até 2025 e em 43% até 2030, em relação aos níveis de 2005. Para alcançar essa meta, a proposta é zerar o desmatamento ilegal até 2030 e promover a recuperação de 12 Mha de vegetação nativa nos biomas (INDC, 2015). Tendo em vista serem metas ambiciosas, foi elaborado o Plano Nacional de Recuperação de Vegetação Nativa – Planaveg (BRASIL, 2017). O plano visa ampliar e fortalecer políticas públicas, incentivos financeiros, mercados, tecnologias de recuperação, boas práticas agropecuárias e outras medidas necessárias para a recuperação da vegetação nativa, principalmente em áreas de preservação permanente (APP) e reserva legal (RL), mas também em áreas degradadas com baixa produtividade agrícola. O plano foi elaborado para atender essas demandas, visando a recuperação da vegetação nativa em um mínimo de 12 milhões de hectares até 2030.

Assim como os demais países em desenvolvimento, o Brasil enfrenta o triplo desafio de reduzir as emissões de GEE, diminuir o desmatamento e promover o crescimento econômico. Nesse sentido, propõe-se nesta pesquisa avaliar os impactos econômicos e ambientais de uma política que, além de zerar o desmatamento produtivo, promova o reflorestamento de 12 Mha, em conformidade com o Planaveg (BRASIL, 2017). O modelo construído e utilizado para esta análise, o Brazilian Biomes, Land Use and Emissions Economic Model (BLUME), proporciona avanços metodológicos importantes para a modelagem econômica integrada com aspectos ambientais no Brasil. Sua regionalização permite capturar as diferenças regionais no que tange às questões climáticas, geomorfológicas e regulatórias. Além

disso, o modelo considera as alterações diretas e indiretas do uso do solo – *land use change* (LUC) e *indirect land use change* (ILUC) – e as emissões associadas não somente ao setor de mudança no uso do solo, mas também aos demais setores, como energia e indústrias.

Na próxima seção, apresenta-se a metodologia de pesquisa, abordando os principais aspectos do modelo BLUME e seus avanços em termos de regionalização, módulo de uso da terra e módulo de emissões. Na terceira seção, encontram-se as simulações e os principais resultados e, para finalizar, na quarta seção são tecidas as considerações finais.

METODOLOGIA

A ligação entre economia, mudanças no uso da terra e emissões de GEE é complexa e envolve ramos de estudos interdisciplinares. São diversos os desafios à pesquisa, dado que as causas e consequências das mudanças climáticas são globais e que existe uma grande heterogeneidade econômica e ambiental entre as regiões. O desenvolvimento de modelagens capazes de integrar as questões ambientais e econômicas de forma regional é um desafio recente na literatura e se resume a três vertentes: modelos econométricos (GOUVELLO *et al.*, 2010; KERR *et al.*, 2003; PLANTINGA; MAULDIN, 2001; STAVINS, 1999), modelos de equilíbrio parcial (HAVLÍK *et al.*, 2011; SANDS; KIM, 2008) e modelos de equilíbrio geral (FERREIRA FILHO; HORRIDGE, 2014; HERTEL *et al.*, 2008; PALTSEV *et al.*, 2005, entre outros).

Os modelos de equilíbrio geral computável (EGC) são capazes de lidar com choques de políticas e responder questões complexas e reais da

economia, envolvendo diversos agentes e setores. Nesse tipo de modelagem, os setores são inter-relacionados e a estrutura produtiva das economias ou regiões é tratada explicitamente. Em análises que envolvem mudança do uso da terra, os modelos EGC captam de forma sistêmica os efeitos das transições do uso do solo, além de conseguir incorporar o comportamento dos produtores em relação à demanda por terra. Portanto, esse tipo de modelagem se mostra adequado para análises de políticas de mitigação e adaptação, políticas de expansão da agropecuária, entre outras questões que envolvam alterações do solo e mudanças climáticas.

O BLUME, modelo construído para as simulações desta pesquisa, é um instrumento de equilíbrio geral computável inter-regional com dinâmica recursiva, desenvolvido para análise da economia brasileira e suas regiões. Ele adota a estrutura teórica do modelo regional The Enormous Regional Model (TERM) desenvolvido pelo Centre of Policy Studies (CoPS) da Austrália (HORRIDGE; MADDEN; WITTWER, 2005). Os resultados aqui relatados foram obtidos usando o *software* de modelagem econômica GEMPACK (HORRIDGE *et al.*, 2018).

A base de dados do BLUME foi construída por meio de um procedimento de regionalização utilizando como estrutura o modelo nacional BRIDGE (DOMINGUES *et al.*, 2010) e outros modelos desenvolvidos no Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional da Universidade Federal de Minas Gerais (Cedeplar-UFMG) como o IMAGEM-B (DOMINGUES *et al.*, 2009), REGIA (CARVALHO, 2014) e BBGEM (SOUZA; DOMINGUES; MAGALHÃES, 2020). O ano base do BLUME é 2015 e tem como principais diferenciais módulos interligados de uso da terra e emissões, permitindo a análise do impacto

ambiental de políticas que envolvam mudanças diretas e indiretas do uso do solo, conhecidas na literatura como *land use change* (LUC) e *indirect land use change* (ILUC). O BLUME vai além das emissões antrópicas do uso e mudança da terra, ele representa de forma concomitante as emissões de todos os setores emissores: uso da terra, mudança do uso da terra e florestas (LULUCF, do inglês *land use, land-use change and forestry*), atividades da indústria, agropecuária e energia. A regionalização adotada também é inédita na literatura, tratando-se do modelo econômico e ambiental com a maior desagregação regional desenvolvida até então para o Brasil.

A regionalização do BLUME apresenta um recorte bem definido dos biomas brasileiros, juntamente com seus estados, possibilitando captar certa heterogeneidade espacial e características geomorfológicas, da mesma forma que os *agro-ecological zones maps* (AEZs) desenvolvidos pelo *Global Trade Analysis Project* (GTAP) (LEE, 2004). Embora dentro do mesmo bioma existam significativas diferenças quanto a condições do solo, do clima e da interferência humana, por exemplo, a regionalização adotada já demarca diferenças geomorfológicas e questões regulatórias importantes para a análise.[2] Nesses termos, no BLUME há 48 regiões construídas de acordo com os seis biomas brasileiros – Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pampa, Pantanal e Amazônia – e os 27 estados da federação, conforme mapa da figura 1. Essa regionalização é uma das principais contribuições metodológicas do BLUME, tendo em vista a carência de modelos EGC ambientais com tal nível de desagregação regional.

---

2 Uma desagregação considerando questões geomorfológicas mais específicas demandaria dados pedológicos e climáticos georreferenciados, dificultando a compatibilização com dados econômicos cujo menor nível de desagregação é municipal.

Figura 1. Regiões do modelo BLUME

Bioma	Estado	Bioma	Estado	Bioma	Estado
1 Amazônia	Acre	17 Caatinga	Minas Gerais	33 Cerrado	Paraná
2 Caatinga	Alagoas	18 Cerrado	Minas Gerais	34 Mata Atlânt.	Paraná
3 Mata Atlânt.	Alagoas	19 Mata Atlânt.	Minas Gerais	35 Mata Atlânt.	Rio de Janeiro
4 Amazônia	Amazônia	20 Cerrado	Mato Grosso do Sul	36 Caatinga	Rio Grande do Norte
5 Amazônia	Amapá	21 Mata Atlânt.	Mato Grosso do Sul	37 Mata Atlânt.	Rio Grande do Norte
6 Caatinga	Bahia	22 Pantanal	Mato Grosso do Sul	38 Amazônia	Rondônia
7 Cerrado	Bahia	23 Amazônia	Mato Grosso	39 Amazônia	Roraima
8 Mata Atlânt.	Bahia	24 Cerrado	Mato Grosso	40 Mata Atlânt.	Rio Grande do Sul
9 Caatinga	Ceará	25 Pantanal	Mato Grosso	41 Pampa	Rio Grande do Sul
10 Cerrado	Distrito Federal	26 Amazônia	Pará	42 Mata Atlânt.	Santa Catarina
11 Mata Atlânt.	Espírito Santo	27 Caatinga	Paraíba	43 Caatinga	Sergipe
12 Cerrado	Goiás	28 Mata Atlânt.	Paraíba	44 Mata Atlânt.	Sergipe
13 Mata Atlânt.	Goiás	29 Caatinga	Pernambuco	45 Cerrado	São Paulo
14 Amazônia	Maranhão	30 Mata Atlânt.	Pernambuco	46 Mata Atlânt.	São Paulo
15 Caatinga	Maranhão	31 Caatinga	Piauí	47 Amazônia	Tocantins
16 Cerrado	Maranhão	32 Cerrado	Piauí	48 Cerrado	Tocantins

A desagregação setorial da base de dados do modelo priorizou os setores agropecuários, que são diretamente relacionados e impactados por políticas de mudanças diretas e indiretas do uso do solo. Dessa forma, o BLUME tem em sua estrutura 52 setores, sendo 14 constituídos por atividades agrícolas, sete por atividades da pecuária e dois relacionados à silvicultura e à extração vegetal, como reportado no quadro 1.

Quadro 1. Setores da base de dados do modelo BLUME

Setores			
1	Arroz	27	Carne suína
2	Trigo e outros cereais	28	Carne de aves
3	Milho em grão	29	Pesca industrial
4	Algodão e outras fibras	30	Leite resfriado/pasteurizado
5	Cana-de-açúcar	31	Outros laticínios
6	Soja em grão	32	Rações de animais
7	Mandioca	33	Alimentos e bebidas
8	Fumo em folha	34	Vestuário e têxteis
9	Frutas cítricas	35	Calçado e couro
10	Feijão em grão	36	Produto de madeira
11	Outros temporários	37	Celulose
12	Laranja	38	Indústria diversa
13	Café em grão	39	Etanol e biocombustível
14	Outros permanentes	40	Produto químico
15	Bovinos	41	Adubo e fertilizante
16	Outros animais	42	Defensivo agrícola e desinfetante
17	Leite de vaca	43	Eletrônicos
18	Leite de outros animais	44	Máquinas e equipamentos automotivos
19	Suínos	45	Serviços
20	Aves	46	Eletricidade, gás e outros
21	Ovos	47	Construção
22	Silvicultura	48	Comércio, atacado e varejo
23	Extração vegetal	49	Transporte de carga
24	Pesca agrícola	50	Transporte de outros
25	Indústria extrativa	51	Instituição financeira e seguro
26	Carne bovina e outros animais	52	Setor público

Fonte: Elaboração própria com base nos setores do modelo BLUME.

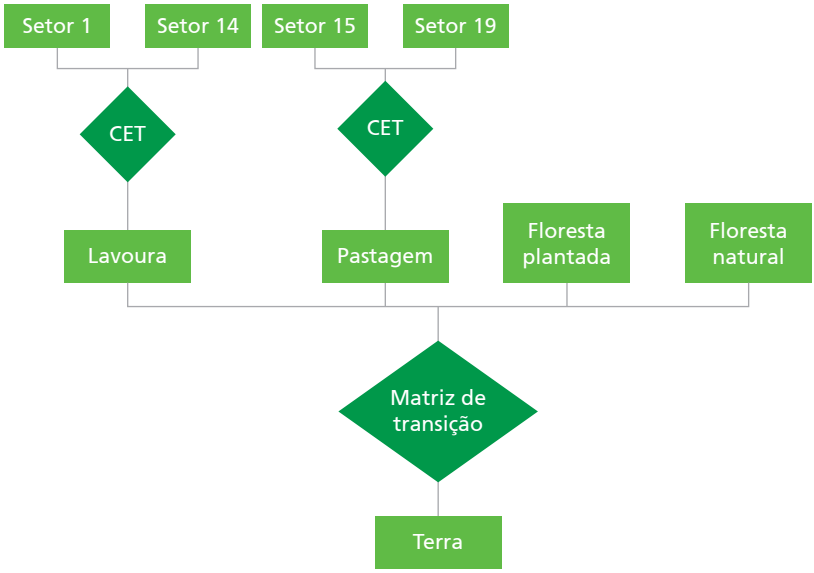
O módulo de uso da terra

A construção do módulo de uso da terra seguiu a estrutura teórica do modelo REGIA (CARVALHO, 2014), em que a terra é considerada um dos fatores primários, assim como o capital e o trabalho. O fator primário terra é utilizado na produção dos setores agrícolas, silvicultura e pecuária e o seu uso é modelado separadamente para cada uma das regiões, mantendo fixa a área total.

Foram considerados quatro tipos de uso da terra, a saber: lavoura, pastagem, floresta plantada e floresta natural e demais usos. Em cada um atribuiu-se uma produção setorial distinta. As áreas de lavoura são utilizadas na produção dos 14 primeiros setores do modelo, que são estritamente agrícolas. Nas áreas de pastagem, atribui-se a produção dos cinco setores pecuários do modelo. As áreas de floresta plantada são utilizadas pelos setores de silvicultura e extração vegetal. Por fim, restaram as áreas de floresta natural e demais usos (lagos, cidades, estradas etc.), que não são associadas a nenhuma produção setorial.

É esperado que as áreas de demais usos mudem mais lentamente do que as florestas naturais. Portanto, uma variação na categoria de uso da terra floresta natural e demais usos pode ser considerada uma *proxy* do avanço do desmatamento causado pela expansão da agricultura ou pecuária. Assim como no modelo REGIA (CARVALHO, 2014), no BLUME o processo de terra é guiado por dois níveis de substituição, conforme figura 2.

Figura 2. Alocação do fator terra no modelo BLUME



Fonte: Elaboração própria com base em Carvalho (2014).

No primeiro nível, as terras agrícolas e as pastagens podem ser alocadas entre diferentes setores agrícolas de acordo com a diferença de remuneração.[3] Assim, a demanda por terras responde às mudanças na remuneração da terra de cada setor. Nesse nível, cada uso da terra (lavoura, pastagem e floresta plantada) é distribuído no ano t de acordo com uma função CET (elasticidade constante de transformação) entre diferentes produtos para cada região. No segundo nível, temos a estrutura da oferta de terra segundo os diferentes usos representando o ajuste

3 A remuneração do fator terra (V1LND) no modelo BLUME foi extraída da conta "despesas realizadas pelos estabelecimentos: arrendamento de terras" do Censo Agropecuário de 2018, referente ao ano de 2017. Seu valor foi deflacionado para o ano de 2015 de modo a compatibilizar com os dados da Matriz Insumo-Produto (MIP) 2015.

dinâmico no mercado de terra. Essa estrutura permite que o fator terra se mova entre as diferentes categorias de terra entre o ano t e o ano t + 1. Para isso, o processo de conversão é controlado por meio de uma matriz de transição que representa as possibilidades de conversão da terra entre o ano t e o ano t + 1. A matriz representa a mobilidade da terra entre os usos, indicando as possibilidades de transformação dos diferentes usos da terra.

A matriz de transição captura o fato de que terras mais produtivas são inicialmente utilizadas no processo produtivo e, ao mesmo tempo, a utilização marginal da terra que poderia ser convertida em uso produtivo é limitada. O processo econômico de conversão da terra ocorre da seguinte forma: as florestas seriam inicialmente convertidas em áreas para pasto, que após algum tempo estariam aptas para serem convertidas em áreas para lavoura (CATTANEO, 2001; FERREIRA FILHO; HORRIDGE, 2012; MACEDO *et al.*, 2012).

Portanto, a matriz mostra que a conversão entre os usos, por exemplo, entre pasto e lavoura é mais fácil de ser realizada do que entre floresta desmatada para lavoura diretamente. Se a diferença entre a quantidade de terra empregada na produção agrícola e a área total da região é grande, então os aumentos na demanda por terra vão conduzir a uma maior conversão de terra para a utilização agrícola. Isso, por sua vez, vai ocasionar um aumento na remuneração da terra para compensar os custos associados a essa conversão.

A matriz de transição de uso da terra do modelo BLUME foi extraída da plataforma MapBiomas (SOUZA JR. *et al.*, 2020),[4] que fornece os dados não somente de cobertura e uso do solo dos municípios brasileiros, mas também as informações de transição anual referentes ao período de 1985 a 2019. Dessa forma, foi possível agregar as informações municipais e construir as matrizes de transição das 48 regiões do modelo BLUME. Os dados do MapBiomas têm quatro níveis de classificação do solo. Para esta pesquisa, utilizou-se o nível 2 de classificação, que condiz com as classes do IV Inventário Nacional de Emissões e Remoções Antrópicas dos Gases do Efeito Estufa (BRASIL, 2020). Optou-se por compatibilizar o modelo com esse nível de classificação uma vez que a matriz de emissões será construída com base nos dados do IV Inventário, o que justifica a necessidade de compatibilização das classes. Mais detalhes sobre a compatibilização das classes encontram-se em Souza (2022).

Na tabela 1 consta a matriz de transição do uso da terra que alimenta o ano base do BLUME para o Brasil. Os totais das linhas e colunas refletem o uso de terra nos anos de 2010 a 2016 e o interior da matriz mostra a transição entre os diferentes usos do solo no período analisado. De acordo com os dados, 14,1 Mha de pastagem foram convertidos em lavouras entre 2010 e 2016 e 20,1 Mha de floresta natural se transformaram em pastagem. Observa-se ainda uma área significativa de pastagem convertida em floresta natural, cerca de 12,6 Mha, o que é condizente com as políticas de reflorestamento implementadas nesse período.

---

4 Na Coleção 5 do MapBiomas as transições de classes representam tanto mudanças efetivas de uso do solo quanto inconsistências de classificação. Portanto, elas podem não ser uma representação completamente fiel das mudanças de uso da terra no período. As somas das áreas totais de cada classe da tabela de transição podem ter pequenas alterações em relação aos dados de cobertura para o mesmo ano devido ao filtro aplicado aos mapas de transição.

Tabela 1. Matriz de transição do uso da terra entre 2010 e 2016 no Brasil (milhões de hectares)

Brasil	Lavoura	Pastagem	Floresta plantada	Floresta natural e demais usos	Total 2010
Lavoura	54,1	6,3	0,3	3,8	64,5
Pastagem	14,1	154,7	0,8	12,6	182,2
Floresta plantada	0,0	0,0	6,4	0,2	6,6
Floresta natural e demais usos	5,9	20,1	0,9	571,9	598,7
Total 2016	**74,1**	**181,1**	**8,3**	**588,4**	**852,0**

Fonte: Elaboração própria com base nos dados municipais da plataforma MapBiomas (SOUZA; DOMINGUES; MAGALHÃES, 2020).

O módulo de emissões

O modelo BLUME também captura as emissões de GEE provenientes das mudanças do uso da terra e de outras fontes poluentes, como o uso de combustíveis fósseis e processos industriais. Graças à regionalização adotada, é possível controlar a heterogeneidade das emissões dos processos de transição do uso do solo, que são bastante distintas entre os biomas brasileiros. Por exemplo, a conversão de áreas florestais em pastagens libera mais gás carbônico na Amazônia do que no bioma Cerrado. Essa heterogeneidade é capturada no modelo. A construção do módulo de emissões seguiu, em linhas gerais, o procedimento adotado por Silva (2015) e a especificação teórica do modelo BeGreen (MAGALHÃES, 2013).

Para capturar as emissões provenientes das mudanças do uso do solo, matrizes de emissões foram associadas à matriz de transição da terra. As matrizes de emissões foram construídas e regionalizadas com base nos dados do IV Inventário Nacional (BRASIL, 2020).[5]

5 Versão consulta pública a especialistas publicada em maio de 2020.

No relatório de LULUCF são apresentadas as estimativas das emissões antrópicas por fontes e remoções por sumidouros associadas ao setor para o período de 1990 a 2016 e para os cinco biomas brasileiros.

Para compatibilizar esses dados com as 48 regiões do modelo BLUME, foi adotada uma regionalização via *shares*, ou seja, foi calculada a participação da transição de uso da terra de cada região sobre a transição do seu respectivo bioma. Essa participação foi utilizada para calcular o total de emissões dessa região. Na tabela 2 encontram-se as emissões líquidas provenientes da mudança do uso da terra entre os anos de 2010 e 2016, no Brasil. No período, o país emitiu 1.974.816 Gg de CO2eq, o que equivale a 282.117 Gg de CO2eq anual.[6] Observa-se que a transição de floresta natural em pastagem é a maior emissora, com 3.178.506 Gg de CO2eq, ou 454.072 Gg de CO2eq por ano.

Tabela 2. Matriz de emissões líquidas da transição do uso da terra entre 2010 e 2016 no Brasil (Gg de CO2eq)

Brasil	Lavoura	Pastagem	Floresta plantada	Floresta natural e demais usos	Total 2010
Lavoura	0	13.600	-23.645	4.632	-5.414
Pastagem	277.741	16.518	-192.852	21.522	122.928
Floresta plantada	24.386	67.235	7.864	-20.677	78.808
Floresta natural e demais usos	518.014	3.178.506	66.835	-1.984.862	1.778.493
Total 2016	**820.141**	**3.275.859**	**-141.798**	**-1.979.385**	**1.974.816**

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do IV Inventário Nacional (BRASIL, 2020).

6 O IV Inventário reportou as emissões líquidas, que são a métrica adotada pelo Governo Federal. Nas emissões líquidas já são descontadas as remoções, então correspondem às emissões finais. Para esta análise, as emissões da mudança do uso da terra são líquidas, assim como no IV Inventário.

O modelo BLUME vai além das emissões antrópicas de uso e mudança da terra. Ele também captura as emissões provenientes das atividades setoriais e do uso de combustíveis. Esse é um grande diferencial em comparação com outros modelos brasileiros. Para a incorporação dessas emissões foi utilizado como referência o BeGreen (MAGALHÃES, 2013), modelo desenvolvido para análise de políticas de redução de GEE na economia brasileira.

As emissões derivadas de combustíveis (energia) e atividades econômicas (industrial e agropecuária) foram obtidas do Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG) (ALBUQUERQUE *et al.*, 2020). O SEEG é uma iniciativa do Observatório do Clima, que compreende a produção de estimativas anuais das emissões de gases de efeito estufa no Brasil.[7] Para esta pesquisa, optou-se por agregar as emissões das atividades industriais e agropecuárias, chamando-as somente de emissões das atividades. As três fontes emissoras consideradas no modelo BLUME – energia, atividade e mudança do uso da terra – totalizam 1.148.534 GgCO2eq, conforme tabela 3. Neste estudo, estão representadas as emissões líquidas do setor LULUCF. Somente energia e atividade representam 80% das emissões, ou seja, 1.136.417 GgCO2eq. Dessas emissões, 95% são domésticas.

---

7 Disponível em: https://seeg.eco.br/. Acesso em: 1 out. 2021. As emissões do SEEG são compatíveis com a metodologia adotada tanto pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) quanto pelo Inventário Brasileiro de Emissões.

Tabela 3. Emissões de acordo com as fontes emissoras do modelo BLUME (2015) (Gg CO2 eq)

Fontes emissoras	Doméstico	Importado	Total
Energia	377.956	53.541	431.497
Atividade	704.918	0	704.918
LULUCF	282.117	0	282.117
Total	**1.364.992**	**53.541**	**1.418.534**

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do SEEG.

A emissão no uso de combustíveis é modelada como diretamente proporcional ao seu uso, assim como as emissões de atividade em relação ao produto das indústrias relacionadas. Não há, no modelo, inovações tecnológicas endógenas para o caso do uso de combustíveis fósseis, que, por exemplo, permitam que a queima de carvão libere menos CO_2 por tonelada utilizada. Os setores, por outro lado, podem reduzir suas emissões pela substituição de insumos energéticos, via mudança de preços relativos.

As emissões associadas ao processo produtivo dos setores se caracterizam por não serem associadas ao uso de combustíveis fósseis, mas à atividade produtiva diretamente. Por exemplo, as emissões de metano dos rebanhos são classificadas como emissões pelo processo produtivo do setor pecuário, que no caso do modelo BLUME corresponde ao setor de bovinos.

SIMULAÇÕES E RESULTADOS

Cenário de referência

O cenário de referência do BLUME simula uma trajetória tendencial de crescimento da economia brasileira. Esse cenário possibilita visualizar as diferentes trajetórias dos indicadores econômicos ao longo do tempo e o impacto dos choques de políticas nesse percurso. A diferença entre o cenário de referência e o cenário de política representa o efeito da imposição da política de desmatamento zero e reflorestamento. Os resultados do modelo são normalmente apresentados como o desvio acumulado de determinada variável (indicador) em relação ao seu valor acumulado no cenário de referência.

O primeiro cenário de crescimento econômico atualiza os dados observados de 2015 a 2020, a saber: os dados macroeconômicos nacionais, as taxas de desmatamento e a taxa de exportações setoriais. As variações observadas no PIB real, no consumo das famílias, nos gastos do governo, no investimento e na exportação são extraídas das contas nacionais, publicadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Os dados observados do incremento do desmatamento foram retirados da plataforma TerraBrasilis (2022) do Instituto Espacial de Pesquisas Espaciais (Inpe)[8] e dos relatórios oficiais do instituto SOS Mata Atlântica (DESMATAMENTO..., 2017).[9] Já as exportações setoriais seguem os dados do Ministério da Agricultura, Pecuária e

8 Disponível em: http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/rates. Acesso em: 28 out. 2022.

9 Disponível em: https://www.sosma.org.br/noticias/desmatamento-da-mata-atlantica-cresce-quase-60-em--um-ano/. Acesso em: 28 out. 2022.

Abastecimento (BRASIL, 2019) e da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD, [2015]).[10]

Do período de 2021 a 2040, são consideradas as projeções de crescimento das variáveis macroeconômicas, das exportações setoriais e do crescimento populacional, esses dois últimos variando por região do modelo. Os agregados macroeconômicos crescem 2% ao ano, as exportações setoriais evoluem adicionalmente de acordo com as projeções do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2019) e da OECD ([2015]) e a população aumenta de acordo com as estimativas de projeções do IBGE ([200-]).[11] É importante incorporar as projeções de crescimento das exportações, visto que os produtos agropecuários são considerados um importante determinante do desmatamento nos biomas Amazônia e Cerrado, além de serem relevantes para a dinâmica da economia brasileira. Em todo período, considera-se um crescimento da produtividade da terra de 1% ao ano e do trabalho de 0,8% ao ano. Nas projeções, o desmatamento passa a ser endógeno, determinado pelo crescimento da economia de acordo com os mecanismos de uso da terra do BLUME.

No gráfico 1 consta a trajetória das principais variáveis macroeconômicas ao longo do período de 2016 a 2040. Nota-se que entre 2016 e 2020 os indicadores econômicos apresentam maior volatilidade, pois ilustram o comportamento real observado na economia. Nesse

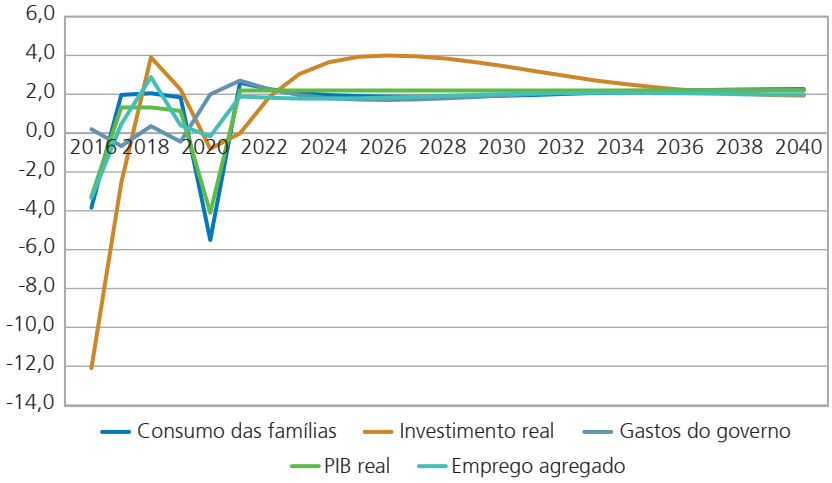
---

10 Banco de dados apresentado no Outlook Agrícola OECD-FAO, publicado em julho de 2015, com projeções agrícolas até 2024. Para a maioria dos setores de *commodities* analisados no Outlook, estão disponíveis valores detalhados de oferta e uso, bem como preços domésticos e internacionais de *commodities*. Disponível em: https://stats.oecd.org/viewhtml.aspx?datasetcode=HIGH_AGLINK_2015&lang=en. Acesso em: 28 out. 2022.

11 Disponível em: https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/. Acesso em: 28 out. 2022.

período, observa-se uma queda do investimento de -9,3% e do PIB real de -3,6%, logo, os níveis de estoque de capital também reduziram, elevando as taxas de retorno na economia. Com taxas de retorno mais altas, o investimento aumenta nos períodos subsequentes e promove uma nova pressão sobre a taxa de retorno do capital, que tende a cair e permanecer estável no longo prazo, oscilando em torno da taxa de crescimento do PIB. Portanto, o investimento agregado passa por um período de crescimento entre 2021 e 2035, que se explica pelos mecanismos de acumulação de capital do modelo BLUME. Entre 2021 e 2040, o consumo das famílias, os gastos do governo, o emprego agregado e o PIB real apresentam trajetórias de crescimento de 2% ao ano. O emprego agregado segue a mesma trajetória de crescimento do PIB.

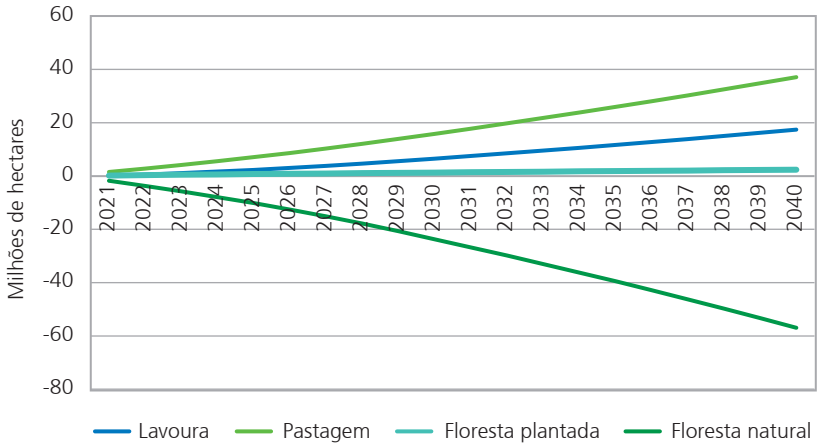
Gráfico 1. Trajetória das variáveis macroeconômicas nacionais entre 2016 e 2040 no cenário de referência



Fonte: Elaboração própria com base nos resultados do modelo BLUME.

O gráfico 2 apresenta a trajetória ao longo do tempo da quantidade de terra utilizada em cada categoria de uso do modelo (lavoura, pastagem, floresta plantada e floresta natural) para o Brasil. A área total de terra deve se manter fixa, ou seja, a soma dos usos de cada categoria deve totalizar a área total do Brasil ou região do modelo. Logo, o crescimento de um determinado uso da terra implicaria a redução de um ou mais usos. No caso do cenário de referência, o crescimento das áreas de lavoura, pastagem e floresta plantada aconteceria em detrimento da redução de floresta natural.

Gráfico 2. Projeção do uso da terra no cenário de referência para o Brasil (milhões de hectares)



Fonte: Elaboração própria baseada nos resultados da simulação com o modelo BLUME.

O cenário de referência do BLUME projeta um aumento de 37,1 Mha de pastagem entre 2021 e 2040, representando a categoria de uso do solo com a trajetória mais ascendente de crescimento. A área de lavoura apresentaria um aumento de 17,4 Mha e a floresta plantada

exibiria um crescimento quase constante, totalizando 2,4 Mha até 2040. Já a área de floresta natural teria uma trajetória descendente em todo o período, porém de forma mais acentuada a partir de 2027, totalizando 57 Mha perdidos em 2040. Esse valor representaria o desmatamento em todo o Brasil no período em análise e equivaleria a uma média de 2,8 Mha desmatados anualmente.

Os resultados de desmatamento no cenário de referência são interessantes, visto que o modelo projetou um desmatamento médio anual de 2,8 Mha, valor acima da média observada nos últimos dez anos (1,5 Mha), porém de acordo com uma média mais longa de 33 anos (3,1 Mha) (SOUZA; DOMINGUES; MAGALHÃES, 2020). Esse resultado é explicado pelo fato de o modelo não limitar o uso de terra disponível para conversão, conforme determinado pela Lei 12.652/2012, art. 12. Segundo a lei, todo imóvel rural deve manter área com cobertura de vegetação nativa, a título de reserva legal, observando um percentual mínimo em relação à área do imóvel. Na região da Amazônia Legal, esse valor é de 80% do imóvel situado em áreas florestais, 35% em área do Cerrado e 20% em áreas de campos gerais (BRASIL, 2012). Optou-se por não incluir no modelo essas delimitações, tendo em vista a flexibilização recente da fiscalização brasileira referente ao desmatamento ilegal. Dessa forma, estamos retratando um desmatamento econômico semelhante ao dos tempos em que havia pouca ou nenhuma fiscalização.

O crescimento da economia projetado no cenário de referência provocaria um aumento na utilização dos fatores de produção e, consequentemente, uma variação na remuneração desses fatores. Isso explicaria a maior utilização de pastagem nos resultados de projeção do uso

da terra. Um aumento da remuneração do pasto em relação à remuneração dos demais usos de terra levaria a um processo de conversão, principalmente de áreas de floresta natural para áreas de pastagem.

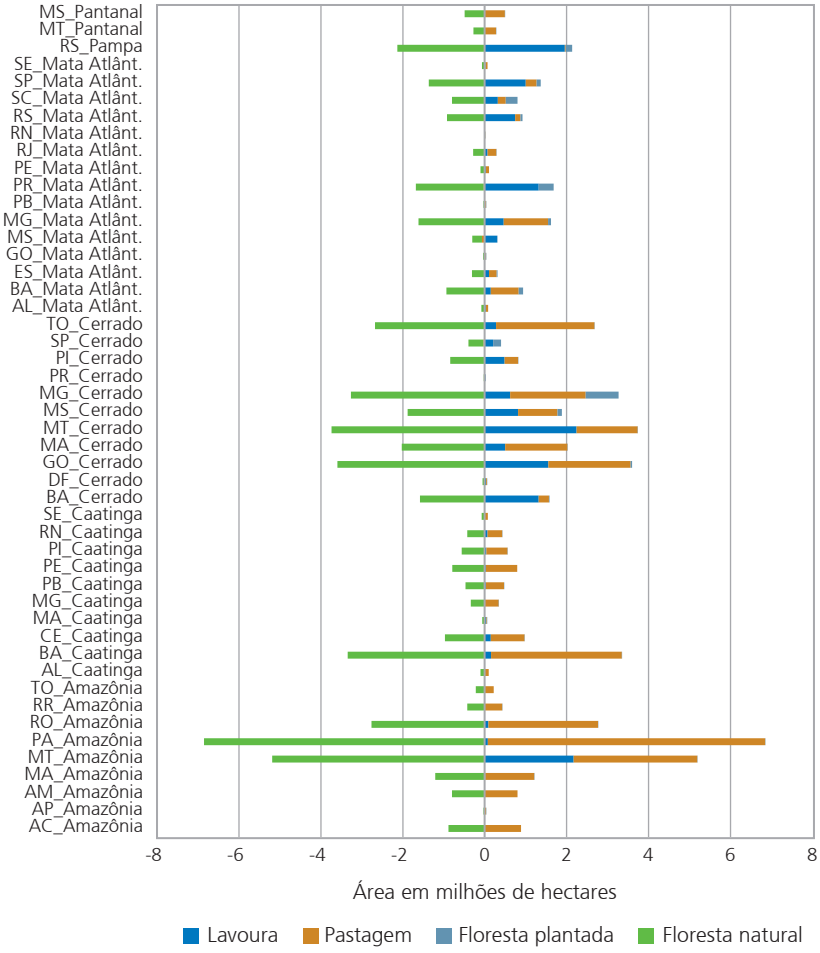
Outro fator determinante nos resultados são as projeções de aumento nas exportações estabelecidas no fechamento do modelo. Nessas projeções, o aumento das exportações de bovinos, cana-de-açúcar, soja e demais produtos agrícolas contribuiria para tornar as áreas de pastagem e lavoura mais vantajosas, estimulando a conversão de floresta para usos agrícolas e pecuários.

Como visto na seção do módulo de uso da terra e emissões, a matriz de transição representaria as possibilidades de conversão entre os usos, e a direção dessa conversão ocorreria basicamente de floresta natural para pastagem e da pastagem para lavoura. As possibilidades de conversão de floresta plantada são mais limitadas, logo, para que houvesse uma grande conversão em direção a esse tipo de uso seria necessário um significativo aumento da sua remuneração relativamente aos demais usos, o que claramente não acontece visto o crescimento quase linear dessa categoria.

A trajetória descendente da floresta natural ao longo do tempo pode ser interpretada como um aumento da remuneração dos demais usos relativamente à remuneração de floresta natural. As possibilidades dessa conversão são dadas pela matriz de transição e pelas elasticidades da oferta da terra regional preestabelecidas. Se uma região tem maior área disponível para conversão, há maior probabilidade de a conversão de terra ocorrer nesse local. Dessa forma, no gráfico 3 são

apresentados os resultados de variação do uso da terra nas regiões do modelo no período de 2021 a 2040.

Gráfico 3. Variação das áreas de lavoura, pastagem, floresta plantada e floresta natural no cenário de referência e regiões do modelo BLUME – acumulado 2021 a 2040 (milhões de hectares)



Fonte: Elaboração própria baseada nos resultados da simulação com o modelo BLUME.

A região MT_Cerrado teria a maior ampliação das áreas de lavoura, aproximadamente 2,2 Mha a mais em 2040, claramente devido às áreas de floresta natural. O crescimento dos setores de algodão e fibras temporárias e de soja foi o que mais contribuiu para essa ampliação. De acordo com a análise descritiva dos dados, a região MT_Cerrado é responsável por 63,7% da produção nacional de algodão e fibras temporárias e apresentaria um crescimento acumulado de 90% até 2040. A região também é a maior produtora de soja, com 17% de toda a produção nacional e crescimento de 98% do setor no acumulado até 2040. Portanto, os baixos custos de produção e o aumento da remuneração da terra tornam mais atrativa a conversão de áreas florestais para o uso em lavoura nessa região.

A região com maior ampliação de pastagem seria PA_Amazônia, com 6,7 Mha a mais em 2040. Essa ampliação também se deu claramente às custas de áreas florestais e se justifica pelo crescimento dos setores de bovinos e leite, tanto de vaca quanto de outros tipos. A região é a sexta maior produtora de bovinos e apresentaria crescimento de 78% nesse setor, além de ser a maior produtora nacional de leite de vaca e leite de outros conjuntamente, cerca de 22% de toda a produção nacional. Em média, esses setores cresceriam 56% no acumulado até 2040.

A região GO_Cerrado é a maior produtora nacional de bovinos e apresentaria aumento na pastagem de 2 Mha. Isso se justifica pela maior produtividade do setor nessa região e pela disponibilidade de terra para conversão, dada pela matriz de transição. Poucas regiões apresentariam decrescimento das áreas de pastagem, uma delas é SP_Cerrado, região com a maior produção nacional de cana-de-açúcar,

o que justifica a baixa remuneração da terra de pastagem e, consequentemente, a conversão dessas áreas em lavoura.

Com relação às áreas de floresta plantada, temos a região MG_Cerrado com o maior crescimento, 0,8 Mha de áreas a mais em 2040. Essa região é a terceira maior produtora da silvicultura, setor que apresentaria crescimento regional de 58% no acumulado até 2040. Já PR_Mata Atlântica, região com a maior produção nacional de silvicultura, apresentaria o segundo maior crescimento de área de floresta plantada, 0,4 Mha. De forma geral, o crescimento das áreas de floresta plantada seria menor do que os demais usos, uma vez que a remuneração desse tipo de uso é relativamente menor do que a dos demais. Além disso, no processo de transição, floresta plantada é a última categoria a ser convertida.

As regiões com as maiores áreas desmatadas seriam, consequentemente, aquelas com maior crescimento das áreas de pastagem e lavoura, essa última destinada principalmente à expansão da soja. Somente a região do PA_Amazônia seria responsável por menos 6,7 Mha de floresta natural, e a região MT_Amazônia por menos 5,2 Mha. Ambas as regiões apresentariam os maiores aumentos de área de pastagem, visto que são importantes produtoras do setor de bovinos. Além das áreas de pastagem, a região MT_Amazônia também expandiria significativamente as áreas de lavoura em detrimento da plantação de soja, assim como a região MT_Cerrado, responsável por 3,7 Mha de área desmatada.

Essas duas regiões do estado de Mato Grosso são as principais produtoras de soja no Brasil. Nesses casos, o cenário aponta que a expansão da pecuária e da produção de soja avançaria sobre a floresta natural sob a forma de desmatamento. No entanto, vale destacar que

não é somente o crescimento desses dois setores que implica conversão de floresta no modelo BLUME. Outros mecanismos também são importantes, como as relações intersetoriais e de comércio exterior, que também exerceriam influência na conversão de terra nas regiões.

Cenário de desmatamento zero e reflorestamento

A meta brasileira, definida durante a COP 21 em 2015, é reduzir a emissão de gases de efeito estufa em 37% até 2025 e 43% até 2030, em relação aos níveis de 2005, zerando o desmatamento ilegal e promovendo a recuperação de 12 Mha de vegetação nativa até 2030 (INDC, 2015). Dada a ambição dessas metas, foi elaborado o Planaveg (BRASIL, 2017), que objetiva a implementação e o fortalecimento de diversas boas práticas na agropecuária e políticas para a recuperação da vegetação nativa em um mínimo de 12 milhões de hectares até 2030.

Portanto, propõe-se, nesta pesquisa, avaliar os impactos econômicos e ambientais de uma política que, além de zerar o desmatamento produtivo, promova o reflorestamento de 12 Mha, em conformidade com o Planaveg (BRASIL, 2017). Considerando os mecanismos de alocação de terra discutidos na seção metodológica, um choque de aumento de área de floresta natural tende primeiro a diminuir as áreas de pastagens para posteriormente converter as áreas agrícolas e de floresta plantada. No entanto, não é possível inferir que o modelo projete um cenário de recuperação de pastagem, sendo possível dizer somente que novas áreas de floresta natural estão crescendo em áreas de pastagens. Para ser capaz de analisar os impactos da recuperação de

pastagem, o modelo precisaria diferenciar as pastagens em diferentes graus de degradação, como o estudo de Lima (2017).

O choque de desmatamento zero ocorre em todas as regiões dos biomas Amazônia e Cerrado, e o choque de reflorestamento somente nas regiões que fazem parte do arco do desmatamento. Esse termo é utilizado para se referir às áreas onde historicamente ocorrem as maiores taxas de desmatamento e alterações do solo, havendo, portanto, áreas aptas a serem recuperadas. No modelo BLUME, as regiões pertencentes ao arco do desmatamento são as seguintes: AC_Amazônia (1), RO_Amazônia (38), MT_Amazônia (23), MT_Cerrado (24), TO_Amazônia (47), PA_Amazônia (26), MA_Amazônia (14), MA_Cerrado (16) e parte da AM_Amazônia (4).

Resultados macroeconômicos

É esperado que a política de restrição de terra e o aumento de áreas florestais gerem perdas econômicas regionais, principalmente nos biomas Amazônia e Cerrado. Observa-se uma queda do PIB anual no cenário de restrição de terra e reflorestamento, quando comparado ao cenário de referência, em ambos os biomas, o que implica diminuição das atividades e retração econômica.

Na tabela 4 estão os resultados regionais dos principais indicadores macroeconômicos no cenário de desmatamento zero e reflorestamento. Esses resultados são reportados como o desvio percentual acumulado (2021-2040) em relação ao cenário de referência. Em termos nacionais, a política provocaria uma queda no PIB de -1,9% no acumulado do período. Em termos regionais, observa-se uma possível queda do

PIB em praticamente todas as regiões do modelo, com impacto maior nos biomas Amazônia e Cerrado e nas regiões que fazem parte do arco do desmatamento, em especial MT_Cerrado (-5,7%) e MT_Amazônia (-5,5%). A região BA_Cerrado seria a mais impactada negativamente pelas políticas, com queda de -6,8%, o que significa que, em vez de obter um crescimento acumulado de 82% entre 2021 e 2040, a região teria um crescimento de 75,2%. Isso se justifica pelo fato de a região BA_Cerrado ser altamente dependente da agropecuária e as regiões MT_Cerrado e MT_Amazônia serem importantes produtoras de soja e bovinos e dependentes do fator de produção terra.

Tabela 4. Resultados dos agregados regionais da política de desmatamento zero e reflorestamento – (desvio acumulado % em relação ao cenário de referência)

Bioma	Estado	PIB regional	Consumo das famílias	Gastos do Governo	Investimento	Emprego	Exportação	Importação
Amazônia	AC	-4,40	-3,77	-3,77	-7,30	-4,01	1,46	-5,06
	AP	-2,43	-2,37	-2,37	-4,87	-2,62	0,99	-3,12
	AM	-2,26	-2,24	-2,24	-4,59	-2,49	0,39	-2,88
	MA	-2,60	-2,42	-2,42	-4,90	-2,67	0,18	-3,37
	MT	-5,50	-4,33	-4,33	-6,68	-4,58	0,34	-5,35
	PA	-3,31	-3,01	-3,01	-5,40	-3,26	-0,28	-3,63
	RO	-4,16	-3,51	-3,51	-6,63	-3,76	0,42	-4,56
	RR	-2,87	-2,60	-2,60	-5,54	-2,85	0,47	-3,77
	TO	-4,37	-2,34	-2,34	-5,13	-2,59	0,35	-3,68
Caatinga *(Cont...)*	AL	-1,40	-1,44	-1,44	-3,53	-1,69	0,39	-2,13
	BA	-0,49	-0,62	-0,62	-2,04	-0,87	0,94	-1,26
	CE	-1,95	-1,97	-1,97	-3,95	-2,22	-0,19	-2,72
	MA	-0,74	-1,02	-1,02	-2,81	-1,27	0,39	-1,47
	MG	-0,14	-0,68	-0,68	-1,27	-0,93	0,43	-0,96
	PB	-1,30	-1,35	-1,35	-3,32	-1,60	0,41	-1,98
	PE	-0,80	-0,87	-0,87	-2,56	-1,13	-0,26	-1,55

(Continua)

(Continuação)

Bioma	Estado	PIB regional	Consumo das famílias	Gastos do Governo	Investi-mento	Emprego	Expor-tação	Impor-tação
(Cont...) **Caatinga**	PI	-0,75	-0,93	-0,93	-2,28	-1,18	0,40	-1,41
	RN	-1,39	-1,54	-1,54	-3,44	-1,79	0,98	-2,17
	SE	-0,94	-1,01	-1,01	-3,24	-1,26	0,98	-1,71
Cerrado	BA	-6,76	-4,61	-4,61	-10,00	-4,86	1,01	-7,16
	DF	-2,41	-2,44	-2,44	-4,87	-2,69	0,97	-3,57
	GO	-2,60	-2,48	-2,48	-4,61	-2,73	0,46	-3,22
	MA	-3,49	-2,96	-2,96	-5,83	-3,21	1,00	-3,80
	MT	-5,71	-4,43	-4,43	-10,07	-4,67	0,19	-6,62
	MS	-1,81	-1,62	-1,62	-2,86	-1,87	0,64	-2,18
	MG	-3,03	-2,67	-2,67	-5,37	-2,92	1,73	-3,52
	PR	-3,14	-2,15	-2,15	-5,18	-2,40	0,42	-3,07
	PI	-2,36	-2,38	-2,38	-4,39	-2,64	0,42	-3,18
	SP	-2,28	-2,25	-2,25	-4,66	-2,50	1,03	-3,01
	TO	-3,38	-2,89	-2,89	-5,70	-3,14	0,32	-4,18
Mata Atlântica	AL	-2,05	-2,08	-2,08	-4,20	-2,33	1,78	-2,83
	BA	-1,88	-1,97	-1,97	-3,91	-2,23	0,13	-2,57
	ES	-1,20	-1,28	-1,28	-2,64	-1,53	0,35	-1,82
	GO	-0,69	-1,25	-1,25	-1,40	-1,50	0,44	-1,44
	MS	0,07	-0,56	-0,56	0,48	-0,82	0,58	-0,35
	MG	-1,64	-1,77	-1,77	-3,59	-2,02	0,73	-2,43
	PB	-2,22	-2,16	-2,16	-4,44	-2,41	0,93	-3,03
	PR	-1,07	-1,20	-1,20	-2,43	-1,45	0,11	-1,79
	PE	-2,19	-2,15	-2,15	-4,38	-2,40	1,39	-2,94
	RJ	-1,82	-1,93	-1,93	-4,08	-2,19	1,14	-2,56
	RN	-2,01	-2,04	-2,04	-4,06	-2,29	-0,21	-2,76
	RS	-0,57	-0,71	-0,71	-1,56	-0,96	0,94	-1,30
	SC	-1,25	-1,33	-1,33	-2,96	-1,59	-0,22	-2,03
	SP	-1,66	-1,74	-1,74	-3,75	-2,00	0,52	-2,47
	SE	-1,96	-2,07	-2,07	-4,10	-2,32	-2,43	-2,65
Pampa	RS	-0,83	-1,00	-1,00	-2,03	-1,25	0,28	-1,44
Pantanal	MT	0,87	-0,68	-0,68	1,25	-0,93	1,92	0,20
	MS	0,84	-0,29	-0,29	0,33	-0,55	1,22	-0,34

Fonte: Elaboração própria baseada nos resultados da simulação com o modelo BLUME.

Somente as regiões MS_Mata Atlântica, MT_Pantanal e MS_Pantanal seriam impactadas positivamente pela política. As variações positivas do PIB seriam conduzidas principalmente pelo aumento das exportações e dos investimentos. Destaca-se também que a redução no investimento seria o maior impulsionador da queda do PIB em todas as regiões do modelo, com destaque para as quedas de -10% nas regiões BA_Cerrado e MT_Cerrado.

Com relação ao PIB dos biomas, a Amazônia apresentaria a maior queda, -3,5% em relação ao cenário de referência, enquanto o Cerrado apresentaria queda de -2,8%. Vale destacar que sete das nove regiões consideradas como pertencentes ao arco do desmatamento fazem parte do bioma Amazônia, logo, o choque de reflorestamento impactaria mais esse bioma. Em termos estaduais, Mato Grosso, Acre e Rondônia são os estados que sofreriam maior perda econômica com a política, com quedas no PIB de -5,5%, -4,4% e -4,2%, respectivamente, em relação ao cenário de referência. O Mato Grosso é o principal estado produtor de soja e bovinos, com 28% da produção nacional de soja e 13,5% de bovinos. Dessa forma, uma política de alteração no uso da terra tende a impactar mais os estados com maior dependência da agropecuária e do fator de produção terra, como no caso do Mato Grosso.

A queda do PIB viria acompanhada de retração econômica, perda que pode ser mensurada em termos de despesa do PIB. A nível nacional, os dados indicam uma diminuição do PIB de -1,8% em 2040 em relação ao cenário de referência. Isso significa que em vez de o Brasil ter um crescimento de 2,2% em 2040, esse aumento seria

de 2% com a implementação da política. Os custos econômicos em termos do PIB chegariam a R$ 147 bilhões no acumulado de 2021 a 2040 para o Brasil, o que equivaleria a 0,1% das despesas totais projetadas para o período.

Com relação aos biomas, os custos econômicos da implementação da política seriam maiores no bioma Cerrado, na ordem de R$ 38 bilhões no acumulado entre 2021 e 2040. Esse valor equivaleria a 0,16% da despesa total do PIB projetada para o bioma. Já a Amazônia teria uma perda de R$ 14,5 bilhões no acumulado do período, que equivaleria a 0,2% da despesa total do PIB projetada para o bioma.

Uma forma de compensar esses custos da política seria aumentar os investimentos nos setores agropecuários. O investimento anual de 2,3% do PIB das regiões nesses setores seria necessário para financiar esse cenário: o montante investido seria de R$ 225 bilhões nos biomas Amazônia e Cerrado, de 2021 a 2040, equivalente a uma média de R$ 11,6 bilhões anualmente.

Resultados setoriais

Na tabela 5 estão os resultados das variações do nível de atividade dos setores agropecuários, por região, no cenário de desmatamento zero e reflorestamento. Os resultados devem ser entendidos como a variação em relação ao cenário de referência. Observa-se que a política, ao restringir as possibilidades de conversão de florestas para uso produtivo na agropecuária, provoca um impacto negativo na atividade agrícola,

principalmente das regiões dos biomas Amazônia e Cerrado. Esse impacto é mais intenso nos setores da pecuária em ambos os biomas. Isso ocorre porque os setores de soja e bovinos são altamente intensivos em terra. Ao impedir a abertura de novas áreas florestais, os setores tendem a diminuir a produção. Além disso, o processo de reflorestamento ocorreria primeiro sobre as áreas de pastagens, impactando negativamente a produção dos setores. O setor de bovinos apresentaria uma queda de -22% na região BA_Cerrado e -20% em MT_Cerrado, se comparado com o cenário de referência. MT_Cerrado, por sua vez, apresentaria a maior queda na produção de soja, de -10%, ou seja, em vez de crescer 98% no acumulado do período, o setor de soja cresceria 88% com a implementação da política.

O impacto positivo observado nas regiões dos demais biomas se deve ao fato de que elas não enfrentariam o aumento dos custos de produção decorrente da restrição da terra. Dessa forma, ocorreria um deslocamento relativo das atividades produtivas em direção a essas regiões. É interessante observar que as regiões dos biomas Caatinga e Pantanal são as que apresentariam os maiores aumentos na produção dos setores, no entanto, muitos desses setores não são representativos na região. O setor mais importante no bioma Caatinga é o de frutas cítricas, responsável por 43% da produção nacional. Vale lembrar que o processo de transição do modelo não consegue capturar a qualidade de terras disponíveis para conversão, ele se baseia na quantidade de terra disponível, na estrutura produtiva e nas relações intersetoriais e inter-regionais.

Tabela 5. Variação da atividade setorial por região no cenário de desmatamento zero e reflorestamento – Brasil — (desvio acumulado % em relação ao cenário de referência)

Bioma	Região	Arroz	Trigo e outros cereais	Milho em grão	Algodão e outras fibras	Cana-de-açúcar	Soja em grão	Mandioca	Fumo em Folha	Frutas Cítricas	Feijão em Grão	Outros Temporários	Laranja	Café em grão	Outros Permanentes	Bovinos	Outros Animais	Leite de Vaca	Leite de Outros Animais	Suínos	Silvicultura	Extração Vegetal
Amazônia	AC_AM	-9,5	-17,5	-12,9	7,6	-1,7	-17,8	-16,2	-0,8	-4,8	-24,3	-8,5	-8,2	-20,9	-2,9	-19,8	-14,4	-26,7	-7,2	-24,7	-17,3	-9,4
	AP_AM	-2,3	-5,1	0,1	1,7	-1,0	-2,2	-2,5	-2,0	-2,2	-5,1	-0,8	1,4	-3,2	-1,5	-3,3	-5,0	-6,0	-0,6	-6,8	-7,8	-4,1
	AM_AM	-3,5	-6,2	0,9	0,5	-3,6	-3,5	-3,8	-2,4	-2,3	-8,7	-1,9	-1,5	-5,4	0,1	-3,2	-6,0	-11,1	-1,8	-9,1	-7,1	-4,8
	MA_AM	-8,6	-13,9	-11,4	-8,8	-8,3	-13,2	-11,2	-5,9	-3,6	-17,6	-9,0	-12,2	-12,8	-10,0	-13,3	-11,2	-17,2	-6,0	-16,0	-8,3	-3,3
	MT_AM	-6,2	-6,4	-4,5	0,0	-4,9	-4,1	-4,2	-2,4	-2,0	-4,0	-7,2	-0,1	-7,2	0,3	-19,8	-15,9	-25,9	-9,8	-26,2	-5,8	0,1
	PA_AM	-7,2	-9,7	-7,7	-3,7	-1,0	-8,6	-7,4	-3,6	-3,1	-14,3	-2,0	-2,3	-9,6	-7,9	-16,6	-12,1	-22,0	-7,3	-20,5	-9,7	-3,4
	RO_AM	-7,5	-7,8	-6,6	-1,5	-4,3	-5,8	-5,4	-2,9	-2,9	-11,6	-2,1	-2,4	-9,2	-2,3	-14,7	-13,2	-22,3	-6,7	-18,2	-17,1	-6,1
	RR_AM	-12,0	-12,2	-9,7	-6,7	-2,9	-11,7	-9,1	-6,0	-3,0	-12,6	-8,4	-3,6	-11,4	-0,9	-10,7	-8,4	-15,3	-1,6	-13,7	-12,4	-7,0
	TO_AM	-3,8	-6,9	-4,7	-0,7	-2,1	-4,6	-3,3	-2,7	-2,2	-9,3	-0,6	-4,8	-5,2	-2,3	-7,5	-7,7	-11,2	-2,0	-8,4	-19,2	-5,7
Caatinga	AL_CA	-3,9	-4,4	-1,5	7,1	-3,2	-2,2	-2,5	-2,6	-2,5	-4,3	-4,9	-3,0	-3,0	0,3	9,7	-0,5	3,1	2,4	3,3	-2,6	-0,8
	BA_CA	-0,2	-1,0	3,3	8,7	0,4	2,5	1,0	-0,4	-1,0	0,3	0,2	1,5	0,9	-0,6	12,8	0,9	5,8	3,4	5,9	-0,6	0,8
	CE_CA	0,2	-0,5	3,7	8,7	1,2	3,0	1,3	-0,4	-1,2	0,9	-0,3	1,8	1,5	0,2	14,9	1,1	6,6	3,9	6,5	-0,3	1,1
	MA_CA	0,6	-0,1	5,2	7,2	1,5	4,8	2,4	-0,3	-0,9	2,5	0,0	2,5	2,6	0,7	21,8	1,8	11,7	4,7	10,7	-0,7	1,2
	MG_CA	0,3	-0,7	3,4	9,2	0,8	3,5	1,9	-0,5	-0,8	1,1	-0,4	1,9	1,7	0,6	10,1	0,4	4,5	3,1	5,2	-0,9	1,2
	PB_CA	-0,3	-1,1	3,0	7,6	0,1	1,9	0,7	-0,7	-1,3	-0,1	-0,2	1,6	0,6	0,4	14,7	1,1	6,7	3,7	7,2	-0,6	0,9
	PE_CA	-0,2	-1,1	3,3	7,3	0,2	2,0	0,7	-0,7	-1,0	0,0	-0,6	1,1	0,5	-0,4	14,0	1,0	6,5	3,6	6,6	-0,5	1,0
	PI_CA	0,5	-0,1	4,3	8,9	1,8	3,7	2,1	-0,3	-0,9	1,7	0,1	1,8	2,0	0,6	15,2	1,5	7,3	4,0	7,5	-0,4	1,2
	RN_CA	0,1	-0,9	3,5	8,7	0,2	2,6	1,2	-0,6	-1,3	0,3	-0,8	1,0	1,1	-0,1	16,8	1,4	8,4	4,0	8,5	-0,4	1,0
	SE_CA	-2,5	-3,0	0,9	2,4	-1,2	0,1	-0,8	-1,5	-1,7	-2,5	-3,1	-0,2	-1,2	-4,2	8,7	-0,9	2,1	2,1	3,0	-2,7	-0,3
Cerrado	BA_CE	-6,3	-10,9	-10,3	-5,0	-0,8	-10,0	-8,5	-1,0	-2,9	-9,7	-19,1	-9,4	-8,2	-14,9	-22,0	-15,6	-27,0	-7,8	-25,9	-6,9	-2,4
	DF_CE	-6,4	-7,6	-5,0	-0,9	-4,9	-4,4	-1,4	-2,7	-2,1	-4,3	-9,1	-2,7	-4,3	-6,7	-17,0	-13,6	-18,1	-7,1	-21,8	-4,7	-0,3
	GO_CE	-4,2	-5,0	-1,8	2,0	-3,5	-1,4	-1,0	-1,0	-1,5	-2,0	-1,4	-2,2	-1,9	-6,4	-9,2	-8,9	-11,4	-3,4	-13,4	-2,0	0,9
	MA_CE	-3,4	-7,1	-4,8	-0,4	-6,5	-5,0	-4,4	-2,5	-1,8	-8,7	-4,7	-3,9	-5,4	-2,1	-15,1	-11,2	-22,3	-4,7	-18,9	-13,4	-5,8
	MT_CE	-10,7	-10,7	-9,9	-5,2	-10,5	-9,4	-7,9	-4,1	-2,5	-8,9	-10,9	-6,0	-12,5	-1,6	-20,2	-15,2	-24,1	-10,1	-25,2	-10,3	-1,0
	MS_CE	-3,0	-3,7	-0,4	3,2	-2,3	-0,1	-0,2	-1,5	-1,4	-1,5	-5,0	-1,2	-1,3	-4,6	-5,7	-6,5	-8,3	-2,0	-9,5	-4,3	0,5
	MG_CE	-4,9	-7,1	-4,3	-0,2	-5,2	-3,8	-2,7	-1,1	-1,8	-4,7	-4,7	-4,5	-4,3	-3,3	-9,4	-9,2	-12,5	-3,7	-15,4	-2,3	0,4
	PR_CE	-6,1	-8,1	-6,1	-2,7	-7,2	-5,7	-5,0	-3,6	-2,0	-5,9	-11,7	-6,6	-6,3	-5,3	-14,8	-14,5	-17,0	-10,8	-19,4	-2,7	0,8
	PI_CE	-3,3	-4,4	-1,4	2,8	-3,3	-1,3	-0,8	-1,5	-1,3	-4,5	-8,1	-1,1	-2,4	-0,9	-10,0	-8,7	-17,6	-1,6	-14,4	-12,7	-3,3
	SP_CE	-5,1	-5,9	-3,1	0,0	-4,5	-2,8	0,2	-2,3	-1,6	-3,7	-0,2	-3,6	-3,4	-8,1	-7,1	-8,1	-9,4	-5,0	-11,0	-1,7	1,1
	TO_CE	-6,6	-7,1	-5,1	-0,4	-6,2	-4,8	-3,8	-2,5	-1,8	-7,0	-3,0	-3,8	-5,5	-4,6	-11,4	-9,5	-17,3	-2,5	-14,2	-15,7	-6,8
Mata Atlânti	AL_MA	-0,6	-1,9	2,1	3,7	-1,0	1,4	0,2	-0,9	-1,6	-0,9	0,0	1,6	0,0	-2,6	9,5	-0,1	5,1	3,1	3,0	-1,4	0,8
	BA_MA	-0,4	-0,9	3,2	5,5	0,6	3,0	1,0	-0,3	-1,2	0,7	0,2	2,3	1,3	0,1	8,1	-0,1	4,5	3,0	3,7	-0,5	1,1
	ES_MA	-0,3	-1,0	3,7	5,3	0,4	2,8	1,4	-0,7	-1,1	0,6	0,2	2,4	1,1	-1,2	7,8	0,0	3,5	2,8	2,1	-0,8	1,2
	GO_MA	-0,8	-1,2	2,5	5,3	0,0	2,6	1,1	-0,8	-0,9	1,4	-2,2	1,2	1,1	-1,9	6,9	-0,4	3,4	2,4	3,7	-0,9	1,1
	MS_MA	-0,4	-0,9	2,9	5,8	0,3	3,0	2,2	-0,7	-1,1	1,8	-0,8	1,5	1,2	-1,6	5,2	-0,7	1,9	2,2	1,9	-0,8	1,3
	MG_MA	-0,4	-1,1	2,7	5,2	0,5	2,6	1,4	0,1	-1,0	0,3	-0,6	1,4	1,0	-0,1	8,5	0,2	3,4	2,8	1,9	-0,6	1,3
	PB_MA	-1,0	-1,5	2,8	8,3	-0,6	1,9	0,4	-0,8	-1,4	-0,5	0,4	1,5	0,5	-2,1	10,4	-0,2	5,0	2,9	5,0	-0,8	1,0
	PR_MA	-0,4	-0,8	2,4	5,1	0,3	2,5	1,7	-0,6	-1,0	0,7	-0,2	1,2	1,2	-0,8	7,4	0,3	2,7	2,7	1,8	-0,4	1,2
	PE_MA	-1,0	-1,5	3,2	4,2	-0,4	2,0	0,4	-0,8	-1,4	-0,4	-0,2	1,8	0,5	-0,1	10,2	-0,4	4,7	3,0	4,3	-1,2	0,8
	RJ_MA	-0,8	-1,1	2,5	4,6	0,4	2,3	1,3	-0,6	-1,0	0,2	0,4	1,6	0,8	-1,4	8,6	-0,2	4,1	3,1	3,9	-0,4	1,5
	RN_MA	-0,1	-0,6	3,6	5,2	0,5	3,1	1,6	-0,5	-1,4	1,0	-0,4	1,4	1,5	-0,7	14,5	0,7	8,0	4,0	7,6	-0,5	1,2
	RS_MA	-0,1	-0,6	3,1	5,2	2,0	3,0	1,5	-0,6	-1,0	1,2	-0,2	2,4	1,5	0,0	11,0	1,1	4,6	3,6	4,5	-0,4	1,4
	SC_MA	0,1	-0,4	3,4	5,2	1,9	3,1	1,5	-0,4	-0,9	1,1	0,1	2,0	1,5	-0,5	11,2	1,2	4,6	3,6	3,9	-0,4	1,2
	SP_MA	-0,6	-1,0	2,7	5,3	0,2	2,7	2,1	-0,7	-0,6	1,1	0,4	1,1	1,3	-1,4	8,2	0,2	4,3	3,0	2,8	-0,5	1,4
	SE_MA	-0,7	-1,6	2,1	4,5	-0,5	2,0	0,5	-0,6	-1,4	-0,5	0,1	1,3	0,5	-2,5	8,2	-0,6	3,2	2,4	3,0	-1,0	0,5
Pampa	RS_PP	0,2	-0,2	3,7	5,9	2,1	3,3	2,1	-0,5	-1,0	1,9	0,1	2,0	1,9	0,3	9,5	1,2	5,9	3,7	5,4	-0,3	1,3
Pantanal	MT_PT	0,6	0,0	4,9	7,2	2,2	4,7	2,8	-0,5	-1,0	2,7	0,6	2,5	2,6	-0,1	13,6	1,6	8,2	4,3	7,8	-0,2	1,3
	MS_PT	0,4	-0,1	4,4	6,7	2,5	4,2	2,6	-0,4	-0,7	2,3	0,5	2,2	2,4	-0,2	11,7	1,6	7,7	4,2	8,3	-0,6	1,3

Fonte: Elaboração própria baseada nos resultados da simulação com o modelo BLUME.

*Os valores negativos dessa tabela ocorrem em regiões cuja produção setorial do respectivo item é muito pequena.

Resultados da mudança do uso da terra e emissões

Devido ao mecanismo de transição da terra do modelo BLUME, é de se esperar que as áreas de pastagem sejam primeiramente convertidas e consequentemente mais impactadas. Logo, a política de desmatamento zero impediria o aumento das pastagens e a política de reflorestamento converteria terras de pastagem em floresta natural. Logo, ambas as políticas combinadas diminuiriam significativamente as áreas de pastagem,

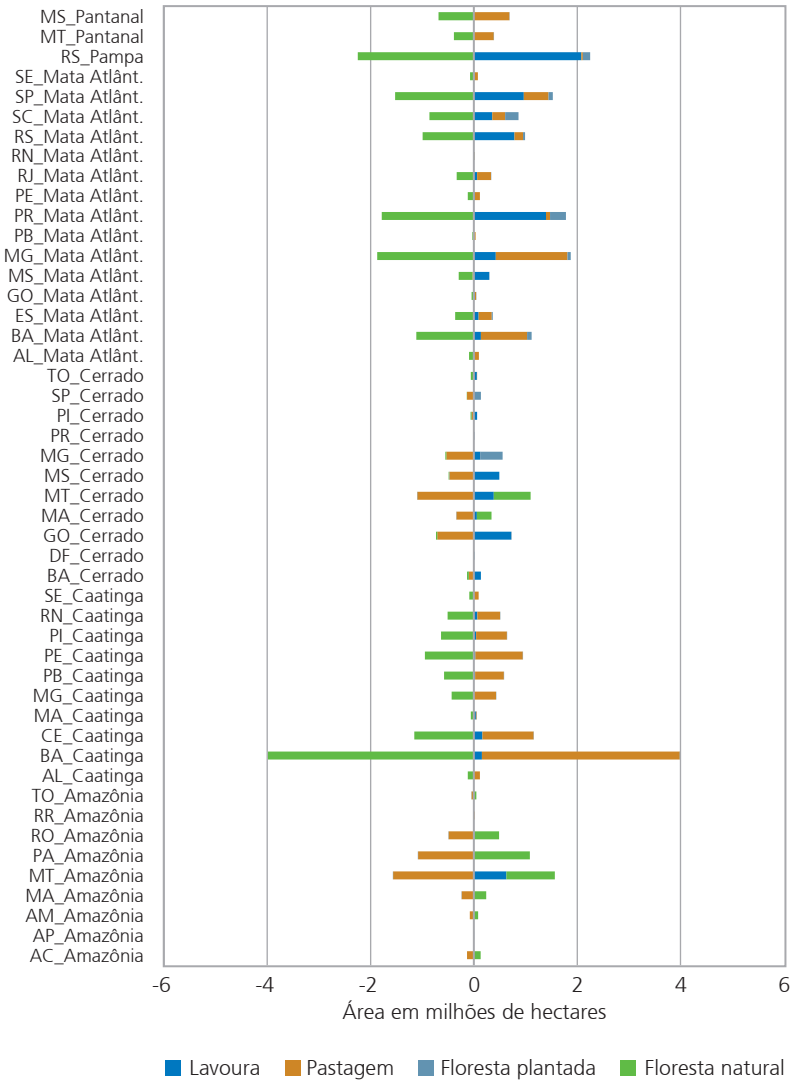
Em termos regionais, o cenário de desmatamento zero e reflorestamento geraria um aumento do desmatamento em algumas regiões dos biomas Caatinga e Mata Atlântica, com destaque para a região BA_Caatinga, que apresentaria a maior quantidade de área perdida de floresta natural, claramente em detrimento da pastagem. Essa região é a maior produtora do setor de outros animais, com 12% da produção nacional, além de ter estrutura produtiva dependente da agricultura e pecuária. Além disso, BA_Caatinga apresenta uma das menores variações no preço da terra dos setores pecuários, incentivando o aumento do uso produtivo dessas áreas. A região é ainda a terceira com a maior quantidade de área disponível para conversão, o que também explica o impacto da política. No gráfico 4 encontram-se os resultados da variação dos diferentes tipos de usos da terra (em Mha) por regiões do modelo BLUME.

A região RS_Pampa exibiria o maior aumento de áreas de lavoura, 2 Mha no acumulado do período. Essa área é a maior produtora nacional de arroz e tem importante participação nacional na produção de fumo em folhas, trigo e outros animais. A região MG_Cerrado apresentaria a maior expansão de terras destinadas a floresta plantada. Ela

é uma importante produtora nacional do setor de silvicultura, com 9,6% da produção nacional. Todas as regiões do arco do desmatamento (AC_Amazônia, RO_Amazônia, MT_Amazônia, MT_Cerrado, TO_Amazônia, PA_Amazônia, MA_Amazônia, MA_Cerrado, AM_Amazônia) apresentariam queda da pastagem e aumento praticamente proporcional de floresta natural. Somente em MT_Amazônia e MT_Cerrado a queda da pastagem ocorreria em detrimento também do aumento da lavoura, justificado pela expressiva produção de soja nas regiões. A região MT_Cerrado exibiria a maior queda da pastagem, 1,6 Mha no acumulado de 2021 a 2040.

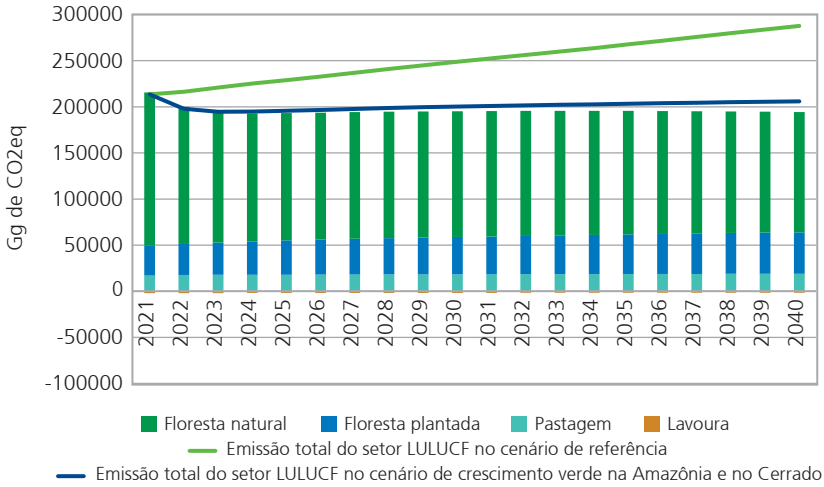
Com relação às emissões, o cenário de desmatamento zero e reflorestamento provocaria uma queda considerável das emissões do setor LULUCF, se comparado com o cenário de referência. Como observado no gráfico 5, no acumulado de 2021 a 2040, as emissões totais chegariam a 3.884.725 Gg de CO2eq, uma redução de 22% das emissões em relação ao cenário de referência. As transições da floresta natural apresentariam as maiores quedas nas emissões, totalizando 1.078.707 Gg de CO2eq a menos na atmosfera, no acumulado, em relação ao cenário de referência, no setor LULUCF. Isso quer dizer que a política evitaria que 1.078.707 Gg de CO2eq fossem emitidos no acumulado do período, o que equivaleria a quase quatro vezes o total líquido emitido pelo setor no ano de 2015.

Gráfico 4. Variação do uso da terra de acordo com categoria de uso e região no cenário de desmatamento zero e reflorestamento – acumulado de 2021 a 2040 (milhões de hectares)



Fonte: Elaboração própria baseada nos resultados da simulação com o modelo BLUME.

Gráfico 5. Variação das emissões das mudanças do uso da terra por categoria de uso no cenário de desmatamento zero e reflorestamento – Brasil – anual de 2021 a 2040 (Gg de CO2eq)

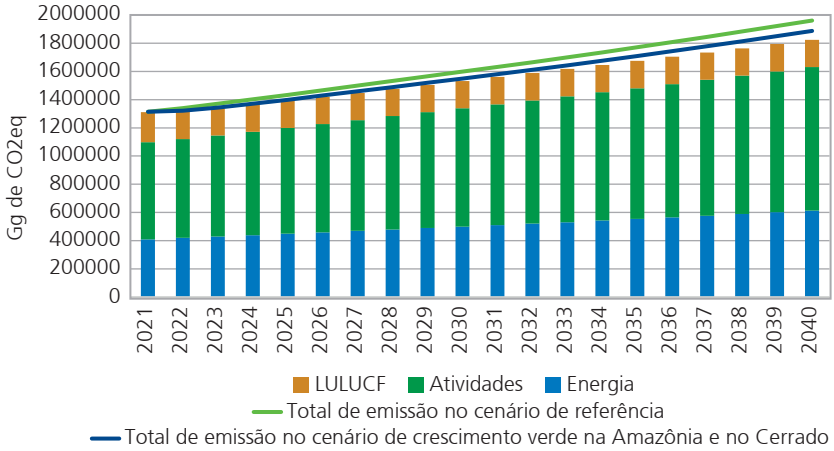


Fonte: Elaboração própria baseada nos resultados da simulação com o modelo BLUME.
* Crescimento verde = desmatamento zero mais investimentos setoriais.

No que se refere às emissões totais, considerando os demais setores emissores, as projeções indicam uma emissão acumulada de 31.074.433 Gg de CO2eq, o que equivaleria a uma média anual de 1.553.721 Gg de CO2eq. O total das emissões anuais por setor consta no gráfico 6. Observa-se uma queda de 21% das emissões se comparado com o cenário de referência e de 1,3% em relação ao cenário de crescimento verde na Amazônia e no Cerrado. Essa queda seria impulsionada principalmente pela diminuição das emissões do setor LULUCF, visto que os demais setores apresentariam ligeiro aumento das emissões. O setor de combustíveis, por exemplo, passaria a emitir 0,46% a mais no acumulado do período, se comparado com o cenário de referência.

Além disso, as projeções indicam um total de 1.393.690 Gg de CO2eq emitidos em 2025 e 1.535.372 Gg de CO2eq em 2030. Dessa forma, a política de desmatamento zero com reflorestamento não faria com que o Brasil cumprisse a meta de emissões para o ano 2030, que é de 1.493.443 Gg de CO2eq. Já a meta de 2025, que é reduzir as emissões para um total de 1.650.648 Gg de CO2eq, seria alcançada. Porém, vale destacar que com essa política o Brasil chegaria muito mais perto de alcançar a meta, principalmente se aliado com as políticas de mitigação dos demais setores, como o Plano ABC+ do setor agropecuário.

Gráfico 6. Variação das emissões por setor emissor no cenário de desmatamento zero e reflorestamento – Brasil – anual de 2021 a 2040 (Gg de CO2eq)

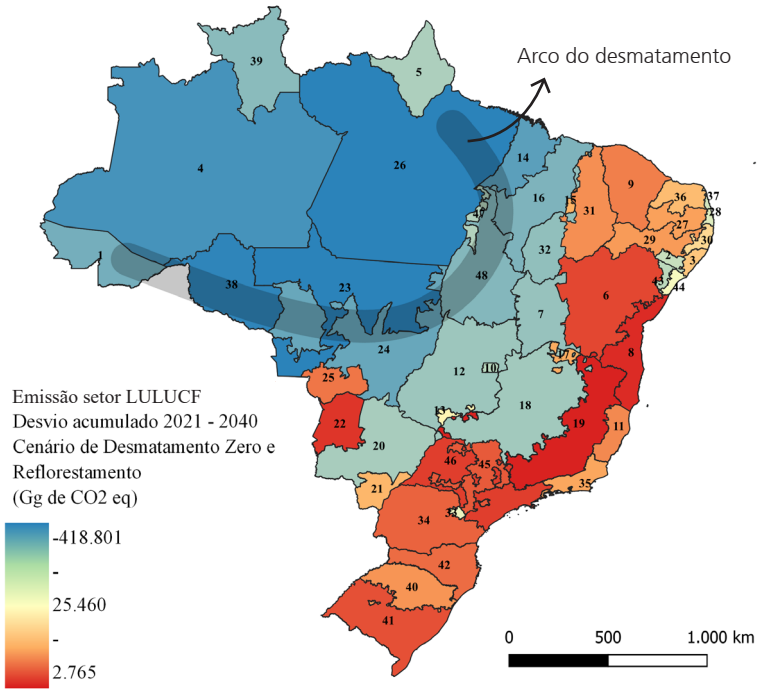


Fonte: Elaboração própria baseada nos resultados da simulação com o modelo BLUME.
* Crescimento verde = desmatamento zero mais investimentos setoriais.

As emissões regionais estão apresentadas na figura 3, com as regiões MG_Mata Atlântica e BA_Mata Atlântica como as principais emissoras no acumulado de 2021 a 2040, se comparadas com o cenário

de referência, e a região PA_Amazônia como a que mais reduziria as emissões. A região PA_Amazônia deixaria de emitir 418.801 Gg de CO2eq, ou seja, 15% a menos de CO_2 na atmosfera. As emissões das regiões BA_Mata Atlântica e MG_Mata Atlântica seriam responsáveis por 5.438 Gg de CO2eq a mais na atmosfera, se comparadas com o cenário de referência. As regiões do arco do desmatamento evitariam, juntas, a emissão de 1.056.674 Gg de CO_2eq no acumulado.

Figura 3. Variação das emissões regionais do setor LULUCF no cenário de desmatamento zero e reflorestamento – (desvio acumulado % em relação ao cenário de referência) (Gg de CO2eq)



Fonte: Elaboração própria baseada nos resultados da simulação com o modelo BLUME.

CONCLUSÃO

O principal objetivo desta pesquisa foi analisar os impactos econômicos e ambientais de duas políticas brasileiras de mitigação, o desmatamento zero e o reflorestamento de 12 Mha. Procurou-se contribuir com a pauta dos impactos das políticas de mitigação adotadas pelo Brasil. Para tanto, foi construído um modelo de equilíbrio geral computável (EGC) dinâmico, inter-regional, denominado BLUME. Esse modelo incorpora um módulo de uso da terra e emissões integrados, capazes de capturar os processos de mudanças diretas e indiretas do uso do solo (LUC e ILUC) e de projetar não somente as emissões das mudanças do uso do solo, mas também dos demais setores emissores. Desse modo, este trabalho também contribui metodologicamente ao integrar as mudanças do uso do solo com as emissões totais da economia por bioma brasileiro, além de considerar a heterogeneidade regional a nível ambiental e de uso do solo.

O primeiro cenário simulado, chamado cenário de referência, projeta o crescimento da economia em uma situação *business-as-usual*, sem políticas de restrição ao uso da terra ou mitigação das emissões. Nesse cenário, os resultados apontaram que as regiões BA_Cerrado e MT_Amazônia teriam os maiores crescimentos do PIB no acumulado do período, impulsionados principalmente pelo aumento da produção de soja e bovinos. Nesse caso, projeta-se o desmatamento de 57 Mha de 2021 a 2040, com maior crescimento das áreas de pastagem. O desmatamento no bioma Amazônia seria de 18 Mha, com maior área perdida na região PA_Amazônia, e no bioma Cerrado seria de 20 Mha, com destaque para a região MT_Cerrado.

Os resultados parecem indicar um efeito indireto da soja e da pecuária sobre o desmatamento por meio de um processo de LUC e ILUC de transição do solo. A produção de soja pressionaria o deslocamento da produção de bovinos para novas áreas de floresta. As emissões do setor de mudança e alteração do uso do solo (LULUCF) chegariam a 5.008.217 Gg de CO_2eq no acumulado do período e as emissões totais, considerando os demais setores emissores, seriam de 32.441.933 Gg de CO2eq.

Na simulação de política, além do desmatamento zero na Amazônia e no Cerrado, considerou-se o reflorestamento de 12 Mha nas regiões do arco do desmatamento até 2040. Ambas as políticas teriam um custo anual de R$ 11,6 bilhões, que seria equivalente a 2,3% do PIB da região em investimentos nos setores agropecuários e suficiente para anular as perdas econômicas da política. Esse reflorestamento traria um ganho ambiental considerável visto que as emissões do setor LULUCF seriam 22% menores se comparadas com o cenário de referência (3.884.725 Gg de CO2eq). É interessante observar que, ao promover o reflorestamento, o desmatamento nos demais biomas diminuiria, chegando a 17 Mha, 70% a menos que no cenário de referência. Isso ocorreria devido à diminuição do incentivo de abertura de novas áreas de pastagens.

De forma geral, os resultados indicam que as políticas simuladas seriam capazes de evitar parte das emissões nacionais. Com a implementação de investimentos, os setores agrícolas não somente compensariam a perda econômica da política de restrição de terra e reflorestamento, mas também apresentariam crescimento produtivo, com exceção dos setores da pecuária. Estes se mostraram altamente sensíveis às políticas

de controle ao desmatamento. Isso ocorre porque quanto maior a dependência do setor ou região ao fator de produção terra e quanto maior a participação da remuneração da terra sobre o PIB, maior o impacto de políticas que envolvam mudanças no uso do solo.

Portanto, essas regiões e esses setores precisariam de investimentos e estímulos econômicos diferenciados para conseguir conciliar crescimento econômico e conservação ambiental. Segundo Stabile e outros (2020), investimentos direcionados com o objetivo de aumentar a produtividade em propriedades de médio e grande porte, principalmente na pecuária, seriam suficientes para alcançar as metas de desenvolvimento agrícola do Brasil, sem novos desmatamentos. Os benefícios econômicos da intensificação da produção de carne em fazendas de médio e grande porte superam os investimentos necessários para tal. A assistência técnica também se faz importante para melhorar os resultados econômicos, sociais e ambientais da pequena agricultura familiar, visto que os pequenos agricultores ocupam uma grande área da Amazônia.

Além disso, os resultados apontam que, com as políticas simuladas, o Brasil alcançaria a meta de emissões definida durante a COP 21 para 2025 e chegaria muito perto de alcançar as metas para 2030. Estas últimas seriam facilmente alcançadas com as políticas de mitigação dos demais setores, como os programas do Plano ABC+ para o setor agropecuário. Para alcançar tais metas, é importante que as políticas contenham o desmatamento ilegal, eliminando a grilagem e a especulação de terras, além de reduzir o desmatamento legal em propriedades privadas. Estima-se que cerca de 28 Mha de florestas amazônicas em

propriedades privadas poderiam ser legalmente desmatadas de acordo com a legislação existente (STABILE *et al.*, 2020). Uma forma de evitar esse desmatamento seria por meio de compensações ambientais e pagamento por serviços ambientais como os REDDs.[12]

Vale destacar que os custos mensurados neste trabalho são baseados na perda que a política de desmatamento zero provocaria sobre o PIB das regiões, portanto, não são considerados os gastos institucionais para a implementação das políticas, entre outros valores administrativos. Assim, os custos apresentados aqui não devem ser interpretados como o montante final necessário para a implementação das políticas, mas sim uma estimativa do investimento direto necessário para promover o crescimento econômico com menores impactos ambientais. Tais investimentos poderiam ser financiados por programas como o Fundo Amazônia, Fundo Nacional sobre Mudança do Clima (FNMC), Plano ABC+ ou até mesmo uma parte dos investimentos públicos do Plano Safra poderia ser redirecionada para aumentar a produtividade agrícola e pecuária, como recomendado no estudo de Stabile e outros (2020).

---

12 REDD+ é um incentivo desenvolvido no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) para recompensar financeiramente países em desenvolvimento por seus resultados na redução de emissões de gases de efeito estufa provenientes do desmatamento e da degradação florestal (REDD), considerando o papel da conservação de estoques de carbono florestal, manejo sustentável de florestas e aumento de estoques de carbono florestal.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, I. *et al*. *Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas de clima do Brasil 1970-2019*. [*S. l.*]: SEEG, 2020. Disponível em: https://seeg-br.s3.amazonaws.com/Documentos%20Analiticos/SEEG_8/SEEG8_DOC_ANALITICO_SINTESE_1990-2019.pdf. Acesso em: 31 out. 2022.

AMBRIZZI, T.; ARAUJO, M. (ed.). *Base científica das mudanças climáticas*: contribuição do grupo de trabalho 1 do painel brasileiro de mudanças climáticas ao primeiro relatório da avaliação nacional sobre mudanças climáticas. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014.

ARAUJO, C. *et al*. Property rights and deforestation in the Brazilian Amazon. *Ecological Economics*, Amsterdam, v. 68, n. 8-9, p. 2461-2468, 2009.

BARBIERI, A. F. *et al*. Climate change and population migration in Brazil's Northeast: scenarios for 2025-2050. *Population and Environment*, Cham, v. 31, p. 344-370, 2010.

BATEMAN, I. J., *et al*. Bringing ecosystem services into economic decision-making: land use in the United Kingdom. *Science*, Washington, DC, v. 341, n. 6141, p. 45-50, 2013.

BRASIL. *Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012*. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 28 out. 2022.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Projeções do agronegócio*: Brasil 2018/19 a 2028/29: projeções de longo prazo. Brasília, DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2019.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. *Quarto inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa*. Relatórios de referência: setor uso da terra, mudança do uso da terra e florestas (LULUCF). Brasília, DF: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente: *Planaveg*: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2017.

CARVALHO, T. S. *Uso do solo e desmatamento nas regiões da Amazônia Legal brasileira*: condicionantes econômicos e impactos de políticas públicas. 2014. Tese (Doutorado em Economia) – Faculdade de Ciências Econômicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

CATTANEO, A. Deforestation in the Brazilian Amazon: comparing the impacts of macroeconomics shocks, land tenure, and technological change. *Land Economics*, New York, v. 77, n. 2, p. 219-240, 2001.

DESMATAMENTO da Mata Atlântica cresce quase 60% em um ano. *SOS Mata Atlântica*, Itu, 26 maio 2017. Disponível em: https://www.sosma.org.br/noticias/desmatamento-da-mata-atlantica-cresce-quase-60-em-um-ano/. Acesso em: 28 out. 2022.

DOMINGUES, E. P. *et al*. *Calibragem do modelo ORANIG para os dados da matriz de insumo-produto nacional (2005)*. Belo Horizonte: UFMG, 2009. Relatório Técnico de Pesquisa.

DOMINGUES, E. P. *et al*. *Repercussões setoriais e regionais da crise econômica de 2009 no Brasil*: simulações em um modelo de equilíbrio geral computável de dinâmica recursiva. Belo Horizonte: UFMG, 2010. (Texto para discussão, 390).

DOMINGUES, E. P.; MAGALHÃES, A. S.; RUIZ, R. M. Cenários de mudanças climáticas e agricultura no Brasil: impactos econômicos na região Nordeste. *Revista Econômica do Nordeste*, Fortaleza, v. 42, n. 2, p. 230-246, 2011.

FARIA, W. R. *Modelagem e avaliação de fenômenos relacionados ao uso da terra no Brasil*. 2012. Tese (Doutorado em Teoria Econômica) – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

FERREIRA FILHO, J. B.; HORRIDGE, J. M. Climate change impacts on agricultural and internal migrations in Brazil. *In:* ANNUAL CONFERENCE ON GLOBAL ECONOMIC ANALYSIS, 13., 2010, Penang. *Proceedings* [...]. Penang: [*s. n.*], 2010. p. 1-21.

FERREIRA FILHO, J. B.; HORRIDGE, J. M. Endogenous land use and supply, and food security in Brazil. *In:* ANNUAL CONFERENCE ON GLOBAL ECONOMIC ANALYSIS, 15., 2012, Geneva. *Proceedings* [...]. Geneva: [*s. n.*], 2012. p. 1-18.

FERREIRA FILHO, J. B.; HORRIDGE, J. M. Ethanol expansion and indirect land use change in Brazil. *Land Use Policy*, Amsterdam, v. 36, p. 595-604, 2014. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S026483771300210X. Acesso em: 31 out. 2022.

GASQUES, J. G.; BACCHI, M. R. P.; BASTOS, E. T. *Crescimento e produtividade da agricultura brasileira de 1975 a 2016*. Brasília, DF: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2018. (Carta de conjuntura, n. 38. Nota técnica IV). Disponível em: https://www.

ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/conjuntura/180302_cc38_nt_crescimento_e_producao_da_agricultura_brasileira_1975_a_2016.pdf. Acesso em: 10 nov. 2022.

GOUVELLO, C. *et al*. *Estudo de baixo carbono para o Brasil*. Brasília, DF: Banco Mundial, 2010. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/proclima/wp-content/uploads/sites/36/2020/03/Estudo_Baixo_Carbono_Completo.pdf. Acesso em: 10 nov. 2022.

GAZZONI, D. L. *O impacto do uso da terra na sustentabilidade dos biocombustíveis*. Londrina: Embrapa Soja, 2014.

HAVLÍK, P. *et al*. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy*, Oxford, v. 39, n. 10, p. 5690-5702, 2011.

HERTEL, T. W. *et al*. Modeling land-use related greenhouse gas sources and sinks and their mitigation potential. *Global Trade Analysis Project*, [*s. l.*], p. 1-41, 2008. (GTAP Working Paper, 44). Disponível em: https://gtap.agecon.purdue.edu/resources/download/9127.pdf. Acesso em: 10 nov. 2022.

HORRIDGE, J. M. *et al*. *GEMPACK Manual*. [*S. l.*]: GEMPACK Software, 2019. Disponível em: https://www.copsmodels.com/gpmanual.htm. Acesso em: 31 out. 2022.

HORRIDGE, J. M.; MADDEN, J.; WITTWER, G. The impact of the 2002-2003 drought on Australia. *Journal of Policy Modeling*, Amsterdam, v. 27, n. 3, p. 285-308. 2005. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0161893805000128. Acesso em: 31 out. 2022.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Projeção da população do Brasil e das Unidades da

Federação. *IBGE*, Rio de Janeiro, [200-]. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/. Acesso em: 28 out. 2022.

IGLIORI, D. C. Deforestation, growth and agglomeration effects: evidence from agriculture in the Brazilian Amazon. *In:* ENCONTRO NACIONAL DE ECONOMIA, 34., 2006, Salvador. *Anais* [...]. Salvador: Anpec, 2006. p. 1-20.

INDC – INTENDED NATIONALLY DETERMINED CONTRIBUTION. Brazilian Government. *Intended Nationally Determined Contribution for Brazil*, 2015. Disponível em: https://www4.unfccc.int/sites/submissions/indc/Submission%20Pages/submissions.aspx. Acesso em: 1 nov. 2021.

KERR, S. *et al*. Carbon dynamics and land-use choices: building a regional-scale multidisciplinary model. *Journal of Environmental Management*, Amsterdam, v. 69, n. 1, p. 25-37, 2003.

LAPOLA, D. M. *et al*. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. *PNAS*, [*s. l.*], v. 107, n. 8, p. 3388-3393, 2010.

LEE, H.-L. Incorporating agro-ecologically zoned land use data and land-based greenhouse gas emissions into the GTAP framework. *In*: ANNUAL CONFERENCE ON GLOBAL ECONOMIC ANALYSIS, 7., 2004, Washington, DC. *Anais* [...]. Washington, DC: [*s. n.*], 2004.

LIMA, C. Z. *Impacts of low carbon agriculture in Brazil*: a CGE application. 2017. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2017.

MACEDO, M. N. *et al*. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *PNAS*, [*s. l.*], v. 109, n. 4, p. 1341-1346, 2012.

MAGALHÃES, A. S. *Economia de baixo carbono no Brasil*: alternativas de políticas e custos de redução de emissões de gases de efeito estufa. 2013. Tese (Doutorado em Economia) – Faculdade de Ciências Econômicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

MAPBIOMAS. *Mapbiomas v. 7.0*. Versão 7.0. Brasília, DF: Mapbiomas, [2022?]. Disponível em: https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/. Acesso em: 28 out. 2022.

MARTINS, G. *Diagnóstico sobre sistemas de dados agrícolas do Brasil para um sistema nacional de avaliação de danos e perdas por desastres na agricultura*. Brasília, DF: Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura, 2021.

MORAES, G. I. *Efeitos econômicos de cenários de mudança climática na agricultura brasileira*: um exercício a partir de um modelo geral computável. 2010. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 2010.

OECD – ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. OECD-FAO Agricultural Outlook 2015-2024. *OECD*, Paris, [2015]. Disponível em: https://stats.oecd.org/viewhtml.aspx?datasetcode=HIGH_AGLINK_2015&lang=en. Acesso em: 28 out. 2022.

PALTSEV, S. *et al*. *The MIT Emissions Prediction and Policy Analysis (EPPA) Model*: Version 4. Cambridge: MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change, 2005. (Joint Program Report Series, 125).

PLANTINGA, A.; MAULDIN, T. A method for estimating the cost of CO2 mitigation through afforestation. *Climatic Change*, Dordrecht, v. 49, p. 21-40, 2001.

ROSENBERG, E. *et al*. Health, climate and development in Brazil: a cross-section analysis. *SSRN*, Rochester, p. 1-63, 2020. (IDB Working Paper, 116).

SANDS, R. D.; KIM, M.-K. Modeling the Competition for Land: Methods and Application to Climate Policy. *Global Trade Analysis Project*, [*s. l.*], p. 1-34, 2008. (GTAP Working Paper, 45).

SCHULTZ, M. G. *et al*. Air pollution and climate-forcing impacts of a global hydrogen economy. *Science*, Washington, DC, v. 302, n. 5645, p. 624-627, 2003.

SILVA, J. G. *Essays on land-use change and greenhouse gas emissions in Brazil*. 2015. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

SOUZA, G. C. P. *Crescimento econômico, desmatamento e emissões de gases de efeito estufa*: análises prospectivas para os biomas brasileiros numa perspectiva de sustentabilidade. 2022. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) – Faculdade de Ciências Econômicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2022.

SOUZA, G. C. P.; DOMINGUES, E. P.; MAGALHAES, A. S. Regional economic impacts of greenhouse gas emission mitigation policies in Brazilian agriculture: the role of the degraded paste recovery program. *In*: ANNUAL CONFERENCE ON GLOBAL ECONOMIC ANALYSIS, 23., 2020, [*s. l.*]. *Proceedings* [...]. [*S. l.: s. n.*], 2020. p. 1-25.

SOUZA JR., C. M. *et al*. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, [*s. l.*], v. 12, n. 17, p. 1-27, 2020.

STABILE, M. C. C. *et al*. Solving Brazil's land use puzzle: Increasing production and slowing Amazon deforestation. *Land Use Policy*, Amsterdam, v. 91, p. 1-6, 2020. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837719309809. Acesso em: 31 out. 2022.

STAVINS, R. The costs of carbon sequestration: a revealed-preference approach. *American Economic Review*, Nashville, v. 89, n. 4, p. 994-1009, 1999.

TURNER, B. L.; LAMBIN, E. F.; REENBERG, A. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, Washington, DC, v. 104, n. 52, p. 20666-20671, 2007.

TANURE, T. M. P. *Mudanças climáticas e agricultura no Brasil*: impactos econômicos regionais e por cultivo familiar e patronal. 2020. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) – Faculdade de Ciências Econômicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2020.

TERRABRASILIS. Desmatamento. *TerraBrasilis*, Brasília, DF, 3 jun. 2022. Disponível em: http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/rates. Acesso em: 28 out. 2022.

WALKER, R.; MORAN, E.; ANSELIN, L. Deforestation and cattle ranching in the Brazilian amazon: external capital and household processes. *World Development*, Amsterdam, v. 28, n. 4, p. 683-699, 2000.

WORLD BANK. *Climate change action plan 2021-2025*: supporting green, resilient, and inclusive development. Washington, DC: World Bank, 2021. Disponível em: https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/35799/CCAP-2021-25.pdf?sequence=2&isAllowed=y. Acesso em: 31 out. 2022.

MECANISMOS DE PRECIFICAÇÃO DE CARBONO NO BRASIL: CUSTOS ECONÔMICOS E POTENCIAIS DE ABATIMENTO

Micaele Martins de Carvalho
Doutora em economia pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Aline Souza Magalhães
Doutora em Economia pela UFMG e professora adjunta do Departamento de Ciências Econômicas da UFMG

Edson Paulo Domingues
Doutor em Economia pela Universidade de São Paulo (USP) e professor titular do Departamento de Ciências Econômicas da UFMG

Palavras-chave: **Gases de efeito estufa. Custo de Abatimento Marginal. Potencial de abatimento de emissões. Precificação de carbono. Equilíbrio geral computável.**

Tema: **(i) Mercado de crédito de carbono.**

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (Capes) – código de financiamento 001.

RESUMO

O Brasil é um dos maiores emissores de gases de efeito estufa (GEE) do mundo e, como tal, as políticas nacionais de mitigação de emissões são de grande relevância para o combate ao aquecimento global. A redução do desmatamento tem sido a principal estratégia nacional de mitigação. No entanto, as atuais políticas climáticas brasileiras estão aquém do necessário para atingir as metas acordadas em Paris. Portanto, medidas adicionais podem ser necessárias para o cumprimento da contribuição nacionalmente determinada (NDC). Nesse sentido, o objetivo principal deste artigo foi analisar os impactos econômicos da implementação de mercados de carbono como medida para alcançar a NDC. Para isso, foi desenvolvido um modelo de equilíbrio geral computável (EGC) com estrutura recursiva-dinâmica denominado Brazilian Energy Emissions Trading Schemes Model (BEETS). O BEETS é um modelo nacional que inova ao agregar módulos de especificação energética e ambiental, permitindo agrupar as emissões por agente emissor (combustíveis, indústrias e residências), atividade emissora e mudança de uso da terra. O modelo ainda especifica um conjunto de 11 famílias representativas divididas por classes de rendimento, o que permite comparar mudanças no padrão de consumo entre as diferentes classes devido à implementação do mercado de emissões de carbono. Além disso, os setores

de geração de eletricidade foram desagregados para incorporar as mudanças na matriz elétrica, fonte relevante de emissão. Inicialmente, o BEETS foi utilizado para analisar o potencial de redução de emissões de GEE em setores produtivos brasileiros por meio da construção de curvas de custo de abatimento marginal (MAC, do inglês *marginal abatement costs*), identificando setores produtivos com maiores potenciais de abatimento. Considerando o potencial de abatimento setorial encontrado, três diferentes cenários de controle de emissões foram construídos: (i) mercado de referência (comando e controle sem negociação); (ii) mercado amplo (mercado de carbono com todos os setores produtivos); e (iii) mercado restrito (mercado de carbono com setores selecionados). Os resultados mostraram que os mercados de carbono são eficientes para alcançar a NDC. Os resultados setoriais encontrados nas simulações permitem identificar setores produtivos estratégicos tanto no desenho de mercados de carbono como na alocação de recursos de fundos de financiamento climático. Por um lado, o mercado restrito exige um preço de carbono mais alto e está associado a um nível mais elevado de emissões de mudanças no uso da terra. Por outro lado, a implementação de um mercado amplo gera efeitos distributivos negativos em comparação ao mercado restrito.

INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas pelas quais o planeta passa têm se intensificado nas últimas décadas. De acordo com o Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2021), painel internacional responsável por estudar e congregar informações sobre mudanças climáticas, as mudanças climáticas são claras, inequívocas e irreversíveis. O relatório do IPCC mostrou que, caso não haja forte e profunda redução das emissões de dióxido de carbono (CO_2) e outros gases de efeito estufa (GEE), o aquecimento de 1,5ºC a 2ºC será ultrapassado ainda nas próximas décadas. Por isso, em 2015, foi firmado o Acordo de Paris, cujo objetivo era fortalecer o compromisso internacional com a preservação do clima, buscando substituir o Protocolo de Kyoto.

O encontro estabeleceu um acordo juridicamente vinculativo e universal sobre o clima, visando manter o aquecimento global abaixo dos 2ºC até 2100. Como parte do acordo, cada país signatário indicou sua contribuição nacionalmente determinada (NDC) para o cumprimento de metas estabelecidas para a redução das emissões de GEE. No acordo, é ressaltada a importância da cooperação entre os principais emissores – China (27%), Estados Unidos da América (EUA) (13%), União Europeia (UE) (8%), Índia (7%), Federação Russa (6%), Japão (3%) e Brasil (2%) (WORLD BANK, 2021).

Diferenças relevantes em relação às metas podem ser vistas nas propostas de cada país. Entre os países desenvolvidos, os EUA, em sua nova NDC, apresentada em 2021, comprometeram-se com uma meta de redução da emissão de GEE, para 2030, entre 50% e 52% em relação aos

níveis de 2005. O Japão, por sua vez, apontou uma meta de redução da emissão de GEE de 25,4% em comparação ao mesmo ano-base de 2005, ao passo que a UE e seus Estados-membros apresentaram proposta de redução de pelo menos 55% das emissões de gases do efeito estufa até 2030, em uma comparação com 1990 (UNFCCC, 2021). Do mesmo modo, a Federação Russa se comprometeu em reduzir as emissões de GEE em 70% até 2030, em relação a 1990. Já a NDC chinesa propôs reduzir emissões em relação ao produto interno bruto (PIB) entre 60% e 65% até 2030, enquanto a Índia estabeleceu metas de redução na intensidade de carbono entre 33% e 35% de seu PIB até 2030 em relação a 2005 – ambas as metas relativas ao crescimento econômico (UNFCCC, 2021).

Nesse contexto, a proposta brasileira visa reduzir as emissões de GEE em 37% em relação aos níveis de 2005, até 2025, além de ter indicado uma contribuição subsequente de redução de 43% abaixo dos níveis de emissão de 2005, até 2030. Enquanto a grande maioria dos países têm matrizes energéticas com elevadas emissões, o Brasil apresenta matriz relativamente limpa, com grande participação das hidrelétricas (na geração de eletricidade) e da biomassa (na geração de combustíveis), assim como elevado potencial para aproveitamento de fontes renováveis alternativas, como eólica e solar. Apesar disso, ainda se apresentam grandes desafios quanto à pecuária, principal emissor direto, pela atividade, e indireto, pelo desmatamento – que, após anos de considerável redução, voltou a apresentar aumento em um cenário de flexibilização e enfraquecimento da política de combate ao desmatamento ilegal. Devido às particularidades do Brasil, quanto mais informações há sobre custos e potenciais de abatimento, maior se torna a capacidade de alcançar benefícios ambientais sujeitos a menores custos econômicos.

Os fundos de financiamento climático poderão ter papel importante no financiamento desses custos. A criação dos fundos parte do reconhecimento de que os países desenvolvidos – principais responsáveis pela emissão de GEE presentes na atmosfera até então – devem assumir responsabilidades comuns, mas estratégias diferenciadas no combate às mudanças climáticas. Entre elas, está a de auxiliar os países em desenvolvimento a alcançar suas metas de mitigação sem significativo comprometimento dos seus processos de desenvolvimento. Nesse contexto, os fundos são importantes ferramentas em potencial para financiar projetos de baixo carbono. Dentre as principais entidades internacionais que apoiam o Acordo de Paris, estão a Global Environment Facility (GEF) e o Green Climate Fund (GCF). Além dessas, existem dois fundos especiais administrados pelo GEF: o Special Climate Change Fund (SCCF) e o Least Developed Countries Fund (LDCF) (UNFCCC, 2021).

Assim, este estudo contribui para a literatura sobre o tema ao analisar opções setoriais de alocação dos recursos provenientes dos fundos de financiamento climático, partindo da estimativa econômica de curvas de custo marginal de abatimento (MAC, do inglês *marginal abatement costs*) dos principais setores emissores no Brasil, considerando tanto as emissões pela própria atividade quanto as emissões indiretas pela queima de combustível e pelo uso da terra. A análise dessas curvas pode auxiliar na criação de metas setoriais de abatimento e na decisão sobre a alocação setorial dos recursos financeiros para alcançar a NDC brasileira.

A análise das curvas também permite identificar setores estratégicos no desenho de mercados de carbono. Considerando os setores

mais significativos em termos de potencial de abatimento, com base nas curvas MAC, este artigo buscou analisar os impactos da adoção de mercados de crédito de carbono no Brasil. Tanto a construção das curvas MAC quanto a análise dos impactos econômicos de cenários de mercado de carbono utilizam um modelo de equilíbrio geral computável (EGC) especialmente desenvolvido para essas tarefas. O modelo de EGC construído, Brazilian Energy Emission Trade System (BEETS), foi especialmente desenvolvido para tratar das emissões setoriais de GEE no Brasil. Usando dados mais recentes da Matriz de Insumo-Produto (MIP), ano base de 2015 (IBGE, 2019), e de emissões setoriais (SEEG, 2021), que foram desagregadas por agente emissor (combustíveis, indústrias e famílias), além de incluir as emissões pela transição do uso da terra, o modelo permite abranger todas as emissões de GEE na economia brasileira.

A base de dados do BEETS conta ainda com a desagregação do setor de eletricidade e gás por fontes de geração, transmissão e distribuição. Além disso, o modelo foi especificado para capturar os efeitos de políticas de *cap-and-trade* entre setores da economia brasileira, especialmente os setores de geração de eletricidade e combustíveis, permitindo a projeção de políticas de redução de emissões por meio da contabilidade de emissões de GEE em toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO_2e).

O maior detalhamento conferido pelo modelo aos setores de energia e de emissões, incluindo as emissões provenientes do uso da terra, faz-se notadamente importante na conjuntura nacional, em que a maior parte das emissões está concentrada no uso da terra e as emissões dos setores de energia são crescentes, ganhando cada vez mais destaque.

Uma breve apresentação da metodologia desenvolvida é apresentada na quarta seção deste artigo. Assim, acredita-se que esses procedimentos criaram uma ferramenta, adaptada ao contexto brasileiro, capaz de conectar questões energéticas, ambientais e econômicas. Os resultados e considerações finais são apresentados na quinta e sexta seções, respectivamente. Antes disso, a segunda seção contextualiza brevemente as emissões brasileiras, e a terceira apresenta os principais mecanismos de precificação adotados no Brasil e no mundo, criando o contexto que auxiliou na escolha dos cenários simulados.

O PADRÃO DE EMISSÕES DA ECONOMIA BRASILEIRA

A tabela 1 apresenta a participação das principais fontes de emissões no Brasil, juntamente com sua evolução entre 2005 e 2020. É possível observar forte queda na participação do setor de mudança no uso do solo e das florestas (de 64% para 46% do total das emissões brutas do período), o que pode ser explicado pela redução das taxas de desmatamento, embora a partir de 2017 tenha ocorrido uma reversão dessa tendência de queda (SEEG, 2021). Apesar do protagonismo do desmatamento para as emissões nacionais de GEE, vem ganhando cada vez mais relevância o controle sobre as emissões originadas pela estrutura produtiva, especialmente aquelas associadas à geração de eletricidade e aos processos industriais.

Tabela 1. Emissões brutas por setores, participação e evolução no período 2005-2020

Setores	2005		2020		Variação (2005-2020)
	MtCO_2e	Participação	MtCO_2e	Participação	
Energia	317,7	12%	413,7	19%	30%
Processos industriais	80,5	3%	99,1	5%	23%
Agropecuária	536,1	20%	598,7	28%	12%
Mudança no uso da terra	1.615,7	62%	968,1	44%	-40%
Tratamento de resíduos	70,1	3%	96,1	4%	37%
Total	2.620,1	100%	2.175,7	100%	-17%

Fonte: SEEG (2021).
Nota: MtCO_2e = megatonelada de dióxido de carbono equivalente.

TRIBUTAÇÃO E SISTEMAS DE COMÉRCIO DE EMISSÕES

As políticas de mitigação de emissões podem ser de cunho regulatório, como a definição de limites de emissão fixados pela legislação e as exigências de eficiência energética mínima, ou de cunho econômico, como aquelas baseadas em mecanismos de precificação de carbono (principalmente taxas e mercados de emissões). A preferência por políticas econômicas deve-se a sua maior flexibilidade e eficiência econômica, que levariam ao objetivo desejado com menores custos, dadas as diferenças notadas nas estruturas produtivas dos diversos setores da economia em termos de intensidade de emissões, além de fomentarem a busca por novas tecnologias ambientalmente satisfatórias (NORDHAUS, 2008).

Um dos principais mecanismos de precificação adotado pelos países tem sido a tributação das emissões, que segue o princípio do poluidor-pagador formalizado por Pigou (2013). As taxas pigouvianas de internalização de custos ambientais buscam igualar o custo marginal social e o privado, corrigindo a falha de mercado. Um imposto sobre as emissões seria, segundo Stern (2006), elemento essencial das políticas de combate às mudanças climáticas. Sobre os impostos de carbono na América Latina, destacam-se as iniciativas do Chile, Colômbia, Argentina e México, que recentemente implementaram tributações de carbono. Em 2020, as maiores taxas de carbono (por tonelada de CO_2e) em iniciativas nacionais foram observadas na Islândia (entre US$ 20-US$35), Holanda (US$ 35), Irlanda (US$ 39), Luxemburgo (entre US$ 23-US$ 40), França (US$ 52), Noruega (US$ 4-US$ 69), Finlândia (US$ 62-US$ 73), Suíça (US$ 101) e Suécia (US$ 137) (WORLD BANK, 2021).

Outro mecanismo para internalizar o custo social das emissões são os sistemas de comércio de emissões, ou *emissions trading systems* (ETS). O princípio básico desses mecanismos é a definição de direitos de propriedade (COASE, 2000): a existência de direitos de propriedades bem definidos e custos de transação desprezíveis garante que as negociações entre os agentes promovam um resultado eficiente (nesse caso, o nível ótimo de poluição) independente da alocação inicial de recursos.

Nos ETS, são definidos limites máximos de emissões (*cap*) e distribuídos direitos de propriedade, ou seja, permissões para emitir certa quantidade de toneladas de CO_2e, na forma de licenças alocadas entre os participantes do mercado gratuitamente ou por meio de leilões administrados pelo regulador. Em seguida, as permissões são negociadas

entre os agentes a fim de atender seus limites de emissões. Assim, o MAC das emissões direciona a decisão da empresa acerca de reduzir as emissões ou adquirir permissões. As empresas com custo baixo de mitigação investirão em redução das emissões e venderão suas permissões, enquanto aquelas com altos custos comprarão tais permissões, financiando a redução das emissões.

Em 2021, o ETS da China foi o maior esquema de comércio de emissões de gases de efeito estufa, envolvendo múltiplos países e setores. Segundo dados do World Bank (2021), existem 64 instrumentos de precificação de carbono (CPIs, do inglês *carbon pricing instruments*) em operação. A cobertura das emissões por esses instrumentos cresceu de 15,1% em 2020 para 21,5% em 2021, devido, principalmente, ao lançamento do ETS nacional da China. O anúncio do pacote de recuperação do Acordo Verde Europeu (European Green Deal) e das novas metas de mitigação para 2030 também desencadearam amplas mudanças para o ETS da UE.

Apesar da pandemia de Covid-19 e da crise econômica, o número de projetos de mercados de crédito de carbono registrados aumentou 11%, passando de 16.854 em 2019 para 18.664 em 2020. Em relação aos preços das permissões, observou-se breve queda, seguida de rápida recuperação na maioria dos ETS. Em 2020, os instrumentos de precificação de carbono, globalmente, geraram US$ 53 bilhões em receitas – um aumento de cerca de US$ 8 bilhões em relação a 2019, em grande parte devido à elevação do preço da licença da UE. Apesar disso, os preços de carbono adotados (entre US$ 5 e US$ 40/t) são insuficientes para alcançar a meta estabelecida no Acordo de Paris ou conduzir à descarbo-

nização profunda (WORLD BANK, 2021). Por isso, maior clareza sobre os impactos ambientais e socioeconômicos da precificação de carbono poderia diminuir as incertezas e encorajar investimentos oportunos, em grande escala, direcionados a tecnologias de baixo carbono.

METODOLOGIA

Modelo

O modelo de EGC utilizado é o BEETS, que parte da estrutura teórica dos modelos BeGreen (MAGALHÃES, 2013) e REGIA (CARVALHO, 2014). Do BeGreen são incorporados o módulo de especificação energética; o módulo ambiental, que permite a projeção de políticas de redução de emissões pela contabilidade de emissões de GEE (CO_2e), separando-as por agente emissor (combustíveis, indústrias e famílias); e a estrutura de dinâmica recursiva. Do REGIA é incorporado o módulo de transição do uso da terra, permitindo, assim, abranger todas as emissões de GEE na economia brasileira.

Modificações foram realizadas para tornar o modelo capacitado para análises recentes das mudanças de composição da matriz energética; entre elas, a desagregação do setor de eletricidade, com tecnologias de produção específicas por fonte de geração, e a incorporação dos dados de emissões mais recentes. Outro avanço na especificação teórica do modelo é a incorporação de um módulo para analisar os efeitos de políticas de *cap-and-trade* entre setores da economia brasileira, especialmente os de energia. Assim, pode-se dizer que o modelo elaborado

neste artigo permite analisar políticas de mitigação das emissões de GEE em toda economia, especialmente nos setores energéticos.

O modelo desenvolvido é composto por 138 produtos, além de cinco componentes da demanda final (consumo das famílias, consumo do governo, investimento, exportações e estoques), três fatores primários (capital, trabalho e terra), dois setores de margens (comércio e transportes), importações por produto, um agregado de impostos indiretos e um agregado de impostos sobre a produção. O modelo foi calibrado para o ano de 2015, que representa os dados mais recentes da MIP fornecidos pelo Sistema de Contas Nacionais.[1]

O módulo ambiental acoplado do BeGreen foi inspirado no modelo Monash Multi-Regional Forecasting-Green (MMRF-Green), apresentado em detalhes por Adams, Horridge e Parmenter (2000). Sua incorporação permite tratar as emissões de forma detalhada, separando-as por agente emissor (combustíveis, indústrias e famílias) e atividade emissora. As emissões no modelo estão associadas ao uso de combustíveis, sendo oito combustíveis no total, ou ao nível de atividade do setor. A emissão proveniente do uso de combustíveis é modelada como diretamente proporcional a seu uso, assim como as emissões de atividade em relação ao produto das indústrias relacionadas. Não há no modelo inovações tecnológicas endógenas para o caso do uso de

---

1 O Sistema de Contas Nacionais (SCN) é elaborado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e apresenta informações sobre a geração, a distribuição e o uso da renda no país – entre elas, as Tabelas de Recursos e Usos (TRU), que mostram os fluxos de oferta e demanda dos bens e serviços e a geração da renda e do emprego em cada atividade econômica. Elas foram utilizadas como insumos no modelo e estão disponíveis em: https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9052-sistema-de-contas-nacionais-brasil.html?=&t=resultados. Acesso em: 31 out. 2022. Também foram utilizadas informações da MIP 2015, elaborada a partir das TRU, cujos dados estão disponíveis em: https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9085-matriz-de-insumo-produto.html?=&t=resultados. Acesso em: 31 out 2022.

combustíveis fósseis que, por exemplo, permitam que a queima de carvão libere menos CO_2e por tonelada utilizada. Apesar disso, os setores podem reduzir suas emissões pela substituição de insumos energéticos, via mudança de preços relativos.

O modelo calcula endogenamente o preço do carbono, ou custo de redução de emissões, pela imposição de metas de emissões de GEE. Esse módulo é responsável pela transformação desses preços ou impostos físicos da taxação de carbono em alíquotas *ad valorem*, que alimentam o núcleo do modelo. A partir dos resultados de determinadas variáveis (uso de combustível pelos setores, nível de atividade e consumo das famílias), o módulo ambiental calcula as variações nas emissões. Para converter impostos específicos de CO_2e em impostos *ad valorem* normais é utilizado o índice:

$$E.I/P.Q \qquad (1),$$

em que $E.I$ é o valor indexado das emissões; E corresponde ao total de emissões e I é o índice de preços; $P.Q$ é o valor da base tributária *ad valorem* (preço × quantidade) que corresponde ao valor básico de uso para os combustíveis, valor da produção para as indústrias ou valor total do consumo das famílias para as atividades.

Uma vez que a mudança normal na alíquota *ad valorem*, v, corresponde a um aumento de R$ 1 por tonelada em um imposto de emissão específico, s, a receita do imposto pode ser reciclada. O módulo de emissões permite ainda incorporar um mercado de emissões (*cap-and--trade*), tornando possível definir metas setoriais de emissão e realizar a comercialização entre os setores. Após definir o limite de emissões setoriais, *xgascap*, o modelo calcula endogenamente a redução necessá-

ria das emissões de cada setor para atender ao limite imposto. Permite também que as emissões sejam alocadas entre os setores por meio de um mercado de emissões comerciais que podem ter um valor inicial exógeno, sendo posteriormente atualizadas endogenamente para representar o custo necessário ao alcance das metas setoriais.

Bases de dados

O setor de "eletricidade, gás e outras utilidades", presente na MIP (IBGE, 2019), foi desagregado em "eletricidade" e "gás e outras utilidades" (GAS). Em seguida, o setor eletricidade foi subdividido entre "geração" e "transmissão, distribuição e armazenagem" (TDA). Para dividir o valor da produção de cada setor entre eletricidade e GAS foram utilizados dados do consumo de energia final do Balanço Energético Nacional (BEN) (EPE, 2016), cujo ano-base é 2015. Essa estrutura busca representar o atual modelo do setor elétrico, regulamentado pela Lei 10.848 de 15.3.2004. Em seguida, o valor da produção de eletricidade foi subdivido em geração e TDA por meio de dados do Relatório de Evolução das Tarifas Residenciais (ANEEL, 2020).

Por fim, o setor geração foi novamente subdividido nos seguintes setores: usinas hidroelétricas (UHE), pequenas centrais hidroelétricas (PCH), usinas eólicas (EOL), usinas solares (SOL), usinas termoelétricas movidas a biomassa (BIO), usinas termoelétricas movidas a carvão (UTC), usinas termoelétricas movidas a gás natural (UTG), usinas termoelétricas movidas a óleo diesel (UTOD), usinas termoelétricas movidas a óleo combustível (UTOC), usinas termoelétricas movidas

a outros combustíveis fosseis e efluentes industriais (UTOF) e usinas termonucleares (UTN).

Para desagregar a geração de energia elétrica por fonte, utilizaram-se dados de capacidade instalada de geração elétrica por fonte (EPE, 2016) conjugados a dados dos preços dos leilões de energia elétrica (CCEE, 2019). Assim, tais percentuais foram utilizados para distribuir os valores da produção do setor original – "eletricidade, gás e outras utilidades" – entre os 13 setores derivados. Entretanto, cada setor derivado possui sua própria tecnologia de produção, consumindo diferentes insumos intermediários, que não são bem representados pela média do consumo do setor original. Por isso, para melhor representatividade, buscou-se detalhar a tecnologia de produção de cada setor derivado, identificando fluxos específicos e significativos de consumo nos respectivos processos produtivos setoriais.

Para identificar os produtos consumidos em cada setor de eletricidade, recorreu-se a trabalhos que analisam os custos de geração de eletricidade por fonte e dados do BEN (EPE, 2016). As simplificações adotadas foram embasadas nos trabalhos de Tourkolias e Mirasgedis (2011) e Markaki *et al.* (2013), que mostraram em quais setores concentram-se os gastos com operação e manutenção para geração de eletricidade por diferentes fontes. Além disso, utilizou-se também o Relatório de Formação de Custos e Preços de Geração e Transmissão de Energia Elétrica (ANEEL, 2015), que detalhou os custos de funcionamento dos setores de energia e transmissão.

Em relação à construção da base de emissões de gases de efeito estufa e sua compatibilização aos setores do modelo, as emissões setoriais

de GEE podem ser divididas em dois grupos: emissões por queima de combustíveis e emissões decorrentes do próprio processo produtivo. Os dados relativos às emissões foram extraídos do Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG, 2021) e distribuídos entre os 138 setores do modelo. Nos dados do SEEG, as emissões originadas da queima de combustíveis são calculadas pela abordagem *bottom-up*, o que torna possível associá-las aos respectivos setores de uso final de energia e centros de transformação.

Mudanças no uso da terra e florestas são tratadas endogenamente por meio de uma matriz de transição calibrada com dados do MapBiomas, a partir dos detalhes metodológicos descritos em Ferreira Filho e Horridge (2014). Esses dados foram balanceados pelo método de ajuste biproporcional (MILLER; BLAIR, 2009), que consiste no ajuste interativo dos valores das linhas e colunas, considerando a proporcionalidade dos seus valores totais. Os procedimentos para identificar as emissões associadas às mudanças no uso da terra apresentados a seguir foram embasados em Silva (2015). Em linhas gerais, os dados sobre as emissões por mudança do uso do solo foram extraídos do SEEG (2021) e agregados nas categorias lavoura, pasto, floresta plantada e área não utilizada.

A matriz de transição obtida do procedimento de balanceamento foi atribuída às emissões de GEE de acordo com cada categoria de uso do solo. Os dados sobre as emissões por mudança do uso da terra entre 2010 e 2016 (tCO_2e) foram utilizados para calcular os índices de emissões líquidas representativas das emissões por mudança do uso da terra entre 2015 e 2016. Assim como em Silva (2015), ao fim de tais procedimentos, um novo modelo capaz de abranger o manejo do uso

do solo e suas emissões de GEE emergiu endogenamente. Para tanto, foi utilizado o método RAS,[2] que consiste no ajuste de uma matriz de modo que sejam somados os totais de linha e coluna dados.

Fechamentos

Para encontrar as curvas de abatimento marginal, é adotado um fechamento conhecido como de "curto prazo", dado que a intenção é captar os custos relativos à estrutura produtiva atual dos setores. Assim, as simulações consideram fixo o estoque de capital dos setores e o salário real, enquanto a taxa de retorno ao capital e emprego variam endogenamente, para encontrar o novo equilíbrio dada a introdução de um preço de carbono. O quadro 1 contém as hipóteses adotadas nesse fechamento.

Quadro 1. Hipóteses dos fechamentos do modelo – cenário MAC

Fechamento base	
Variáveis exógenas do PIB real (lado da renda)	
a1cap a1lab_o a1lnd a1tot a2tot a0com a1	Mudanças tecnológicas
Variáveis exógenas do PIB real (lado do gasto)	
DelB	Razão saldo comercial nominal/PIB nominal
Invslack	Investimento agregado determinado pelas configurações do investimento setorial
x5tot	Demanda real do governo
x3tot	Consumo das famílias
x2tot_i	Investimento real total
delx6	Demanda real de estoques por mercadoria

(Continua)

2 O procedimento RAS é indicado para eliminar pequenas inconsistências que podem surgir durante a manipulação de dados ou ser atribuídas ao uso de dados de várias fontes mutuamente inconsistentes.

(Continuação)

Condições externas: preços das importações fixos; curvas de demanda por exportações fixas no preço e quantidade	
pf0cif	Preços externos das importações
f4p f4q	Deslocamento das exportações setoriais
f4qtot	Mudança geral da quantidade nas demandas de exportação
f4p_ntrad f4q_ntrad	Exportações coletivas
Todos os impostos são exógenos	
delPTXRATE f0tax_s f1tax_csi f2tax_csi f3tax_cs f5tax_cs t0imp f4tax_trad f4tax_ntrad f1oct	
Distribuição da demanda do governo	
f5	Mudança de demanda do governo
Distribuição do investimento entre os setores	
finv3	Ativador da regra de investimento de longo prazo no modelo estático
Número de famílias e preferências no consumo são exógenas	
Qh	Número de famílias
a3_s	Preferências das famílias por bens
a3	
Variável *dummy*: sempre exogenamente definida como 1	
DelLnd	
Módulo ambiental (mudanças tecnológicas e mudanças ordinárias da tributação)	
Delgastot delgastax_sq deltax deltax1all deltax1st deltax1_idom deltax1_ij deltax1_is deltax2all deltax2st deltax3all deltax3comp deltax3_i deltax5 deltaxsource agascomb agasind agasfuel agasresid f_agasAct fcomp3 f_agreen fgovgen fgovgen_cap fgovgen_cap2	
Módulo de uso da terra	
Fqtrans	Mudança no uso da terra
Lndtwist	Mudança no uso da terra não causada por preços
Numerário	
phi	Taxa nominal de câmbio

Fonte: Elaboração própria.

Para a composição das simulações em dinâmica recursiva foram utilizados dois tipos de fechamento: o fechamento base e o fechamento de política. O quadro 2 define as variáveis exógenas comuns a todos os cená-

rios. Nele, as variáveis estão denominadas como se apresentam no código computacional do modelo, operacionalizado no *software* de modelagem econômica Gempack (HORRIDGE *et al.*, 2018). Os arquivos das simulações estão disponíveis publicamente para uso acadêmico.

Quadro 2. Hipóteses do fechamento do modelo nas simulações

Fechamento base	
Variáveis exógenas do PIB real (lado da renda)	
rnorm	Taxa de retorno bruta
gtrend	Taxa bruta de retorno setorial tendencial
emptrend	Emprego tendencial
a1cap a1lab_o a1lnd a1tot a2tot a0com a1 a1nren a1ren	Mudanças tecnológicas
x0gdpinc	PIB real
Variáveis exógenas do PIB real (lado do gasto)	
DelB	Razão saldo comercial nominal/PIB nominal
Invslack	Investimento agregado determinado pelas configurações do investimento setorial
x5tot	Demanda real do governo
fx6	Mudança na regra de estoques
Condições externas: preços das importações fixos; curvas de demanda por exportações fixas no preço e quantidade	
pf0cif	Preços externos das importações
f4p f4q	Deslocamento das exportações setoriais
f4qtot	Mudança geral da quantidade nas demandas de exportação
f4p_ntrad f4q_ntrad	Exportações coletivas
Todos os impostos são exógenos	
delPTXRATE f0tax_s f1tax_csi f2tax_csi f3tax_cs f5tax_cs t0imp f4tax_trad f4tax_ntrad f1oct	
Distribuição da demanda do governo	
f5	Mudança de demanda do governo

(Continua)

(Continuação)

Distribuição do investimento entre os setores	
finv4	Ativador da regra de investimento no modelo dinâmico
Delfwage	Mecanismo de ajuste de salário real
Faccum	Mecanismo para ativar a equação de acumulação
Número de famílias e preferências no consumo são exógenas	
Qh	Número de famílias
a3_s	Preferências das famílias por bens
a3	
houslack houslack2	Mudança no consumo das famílias
Módulo ambiental (mudanças tecnológicas e mudanças ordinárias da tributação)	
Delgastot delgastax_sq deletaxrev deltax deltax1all deltax1st deltax1_idom deltax1_ij deltax1_is deltax2all deltax2st deltax3all deltax3comp deltax3_i deltax5 deltaxsource agascomb xgas agasresid f_agasAct f_agreen fgovgen fgovgen_cap fgovgen_cap2	
Mercado de carbono	
delgascap delaloc delgascap2 delaloc2 trade deltradegas trade2 deltradegas2 delgastax_sqf delgastax_sqf2	
Módulo de uso da terra	
Fqtrans	Mudança no uso da terra
Lndtwist	Mudança no uso da terra não causada por preços
Numerário	
phi	Taxa nominal de câmbio

Fonte: Elaboração própria.

Nos cenários de mercado de carbono, algumas variáveis tornam-se exógenas e outras endógenas (quadro 3). Essas mudanças possibilitam estabelecer exogenamente uma meta de abatimento (variação percentual) das emissões, que auxiliará ou não a negociar licenças para emitir em um mercado de carbono. No cenário de referência, a alteração implica a imposição da mesma redução de emissões em todos os setores, de forma que custos distintos de redução de emissões (*delgastax_sq*) são gerados. Nas simulações de mercado de carbono, as reduções de emissões são distintas (para se atingir a meta do mercado) e o custo margi-

nal de redução de emissões (preço do mercado de carbono) é o mesmo para todos os setores.

Quadro 3. Cenários de mercado de carbono

Variáveis que se tornam endógenas		Variáveis que se tornam exógenas	
delgascap	Taxa específica de emissão para os setores do mercado de carbono	*xgascap*	Emissões dos setores sujeitos à meta de abatimento
delgastax_sq	Taxa específica de emissão por combustível e usuário final	*fdgascap*	Mudança na regra do abatimento (ativa negociações)
trade	Comércio de permissões (variação %)	*ftrade*	Mudança na regra do abatimento (ativa negociações)
deltradegas	Comércio de permissões (u)	*fdtradegas*	Mudança na regra do abatimento (desativa deltradegas)
a1tot	Mudança técnica total	*fa1tot*	Mudança na resposta das emissões ao preço de carbono

Fonte: Elaboração própria.

SIMULAÇÕES E RESULTADOS

Utilizando a abordagem de EGC para construir e interpretar curvas MAC

As simulações foram realizadas com o objetivo de analisar possíveis estratégias brasileiras para mitigar as emissões setoriais de GEE, buscando atender aos compromissos nacionais assumidos pelo país. A adoção de um conjunto de choques exógenos no modelo gera uma série de alocações intersetoriais de fatores produtivos, com alterações relevantes

em termos de preços relativos e nível de atividade econômica. O efeito líquido dessas alocações é visualizado no desempenho das principais variáveis de interesse do modelo e do estudo.

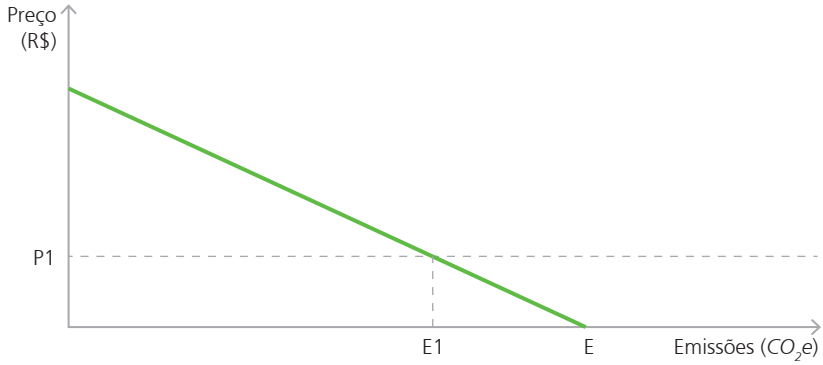
Os resultados representam impactos da imposição de preços de carbono e devem ser interpretados como desvios em relação ao cenário base, no qual não há taxação sobre as emissões de GEE. Um tributo sobre as emissões de GEE implica, em um primeiro momento, aumento dos custos de produção dos setores da economia que emitem diretamente, pela própria atividade ou por meio da queima de combustíveis, ou indiretamente, a partir dos insumos utilizados na produção. Esse aumento nos custos de produção é repassado para a cadeia produtiva ou demanda final (consumidores, por exemplo) em forma de aumento dos preços, o que pode engendrar redução das exportações (via perda de competitividade do produto nacional).

O aumento dos custos de produção faz com que o nível de atividade caia, reduzindo a demanda por fatores de produção (terra, capital e trabalho) e, consequentemente, sua rentabilidade, o que significa menos renda para as famílias em forma de remuneração dos fatores produtivos. A redução na taxa de retorno do capital tende a reduzir o investimento, o que, no período seguinte, reduzirá a taxa de crescimento do estoque de capital. Tanto a redução na renda das famílias quanto o aumento dos preços dos bens implicam redução no consumo das famílias e, consequentemente, redução do PIB. A redução da renda das famílias, porém, tem efeito sobre as importações, o que ajuda a reduzir o efeito negativo sobre o PIB.

Dessa forma, a internalização do imposto de carbono transforma-se em um imposto monetário (aumento dos custos de produção). E, assim como explicado por Rathmann (2017), a resposta setorial a esse imposto supõe modificação endógena do uso de insumos e da produção setorial.

Com esses resultados, é possível fazer outras análises, como a de Clarke, Fraser, Waschik (2014), que geraram uma curva MAC para a Austrália a partir de um modelo de EGC estático. O custo de qualquer nível de redução das emissões como um todo é a área sob essa curva MAC. O custo para alcançar determinado nível de redução das emissões pode ser usado como teto limite para a adoção de políticas de mitigação. Se o custo for inferior ao imposto de carbono necessário para alcançar determinado nível de emissões, essa política pode ser considerada uma opção financeiramente mais viável do que o imposto. Os resultados MAC obtidos a partir da simulação de EGC podem ser explicados pela figura 1.

Figura 1. Custo marginal de abatimento



Fonte: Adaptado de Clarke, Fraser e Waschik (2014).

Na ausência de impostos de carbono ou esquemas de subsídio, as emissões agregadas serão *E* unidades de CO_2e. Com um imposto de *P1* por unidade de emissões, as empresas irão mitigar suas emissões enquanto o custo for menor que *P1*, e as emissões cairão para *E1*. Os autores ressaltam a importância das elasticidades de substituição para o MAC em qualquer setor e na economia agregada, na medida em que as elasticidades de demanda mais altas facilitam a substituição de insumos mais emissores por outros com menor nível de emissão, reduzindo o MAC. Cada ponto do gráfico representa um ponto de equilíbrio no qual o preço de carbono de equilíbrio será o MAC da economia para esse nível de emissões/abatimento.

Neste estudo, assim como em Clarke, Fraser e Waschik (2014), as emissões foram incorporadas ao modelo anexando-se carbono em proporções fixas ao uso de bens de energia pelas empresas como insumos intermediários ou pelas famílias. Portanto, o uso de dada quantidade de qualquer bem energético sempre resulta em uma determinada quantidade de emissão de CO_2e. Para simular os efeitos de um imposto sobre o carbono de forma similar ao realizado em Clarke, Fraser e Waschik (2014), foi introduzida uma faixa de preços por tonelada de emissões de CO_2e entre R$ 10 e R$ 1.000. Os preços são compatíveis com os sugeridos pela literatura, como o indicado pelo relatório de Stiglitz e Stern (2017) para o Banco Mundial, em que realizam uma revisão de literatura sobre precificação de carbono e concluem que o preço do carbono consistente com o alcance da meta de temperatura do Acordo de Paris deve estar pelo menos entre US$ 40-US $80/t em 2020 e US $50-US $100/t até 2030.

A partir das curvas MAC obtidas das simulações, é possível elaborar e comparar estratégias de mitigação avaliando a importância relativa e o potencial de abatimento de cada setor nesse processo. Utilizando a abordagem de equilíbrio geral, pode-se avaliar que setores têm menores custos (setoriais e agregados) para alcançar determinados níveis de abatimento. Esse valor representa o limite de custo abaixo do qual as tecnologias disponíveis seriam adotadas. Em outras palavras, curvas MAC baseadas em modelos econômicos auxiliam a entender a relação entre o imposto sobre o carbono e os níveis de redução das emissões resultantes. Assim, os resultados ajudam a identificar que setores deveriam receber subsídios para custear o volume de abatimento desejado.

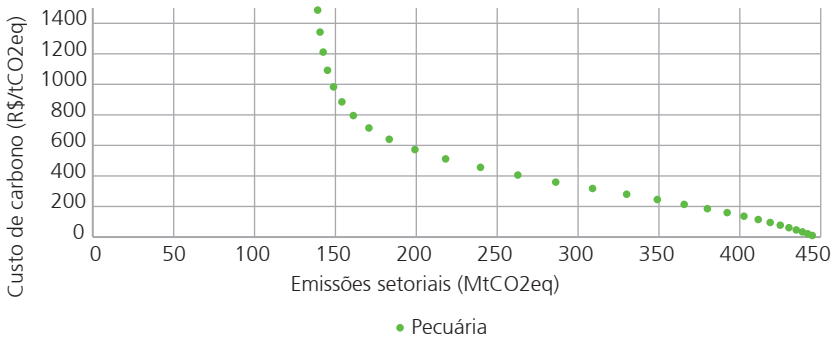
Custo marginal de abatimento setorial

Esta seção busca analisar o potencial de abatimento setorial das emissões de GEE partindo do conceito de curvas MAC, porém adaptado ao modelo de análise em equilíbrio geral. Para tanto, uma faixa de valores de custos de carbono para as emissões associadas ao nível de atividade e à queima de combustível foi exogenamente imposta aos setores emissores, individualmente.

Dada a importância do setor de "bovinos e outros animais", principal emissor setorial, a figura 2 apresenta o custo de abatimento por nível de emissão dos principais setores da pecuária. Chama-se a atenção ao eixo das abscissas, cujo valor máximo é de 400 Mt. Cada ponto do gráfico representa uma simulação específica em estática comparativa em que o preço de carbono é o custo de abatimento marginal do setor para certo nível de emissões/abatimento.

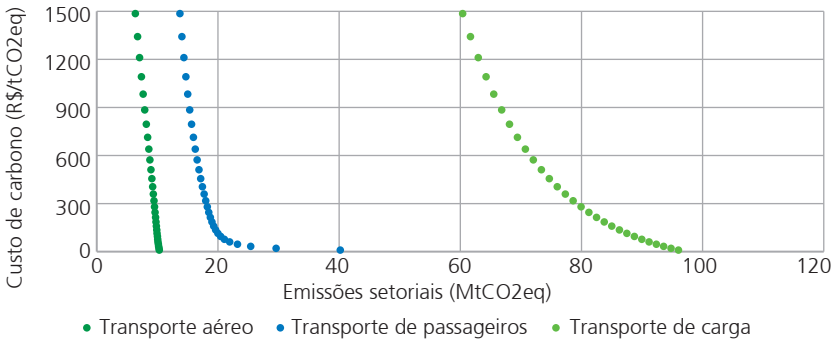
Após a pecuária, o setor de transportes é o que apresenta maior potencial de abatimento, representado na figura 3. Percebe-se que o valor máximo no eixo das abscissas nesse caso é 100 Mt, um quarto do valor máximo das emissões na representação gráfica da pecuária.

Figura 2. Custo de abatimento marginal dos setores da pecuária



Fonte: Resultados das simulações com o modelo BEETS.

Figura 3. Custo de abatimento marginal dos setores de transportes

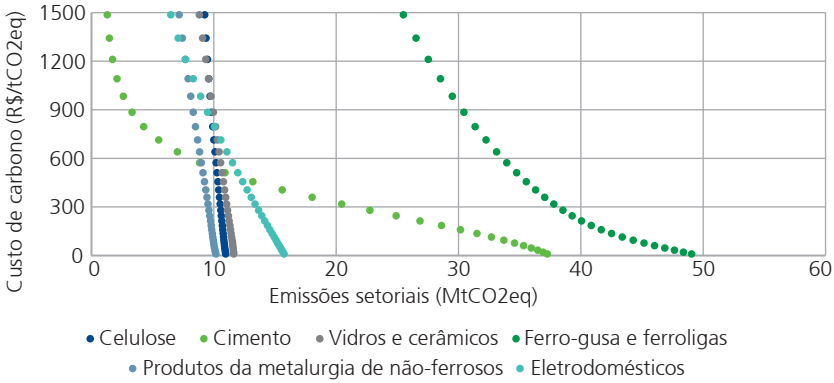


Fonte: Resultados das simulações com o modelo BEETS.

Ainda se destacam, quanto ao potencial de mitigação, os setores industriais e agrícolas, apresentados nas figuras 4 e 5. O valor máximo das

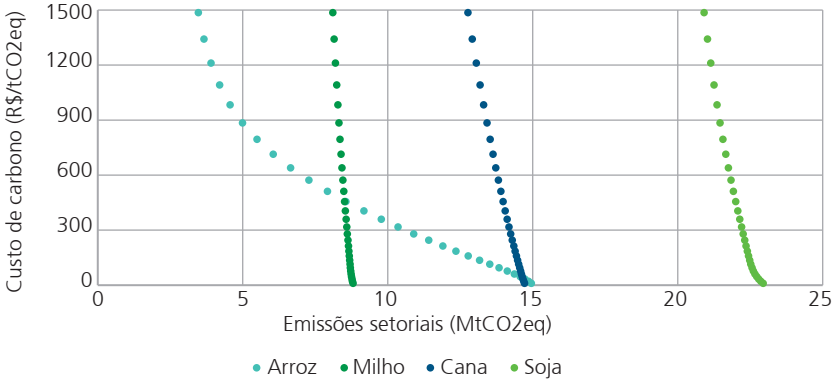
emissões das curvas MAC da indústria corresponde à metade do valor dos transportes e, consequentemente, a um oitavo da pecuária. Os setores agrícolas, por sua vez, têm metade do potencial da indústria.

Figura 4. Custo de abatimento marginal dos setores da indústria



Fonte: Resultados das simulações com o modelo BEETS.

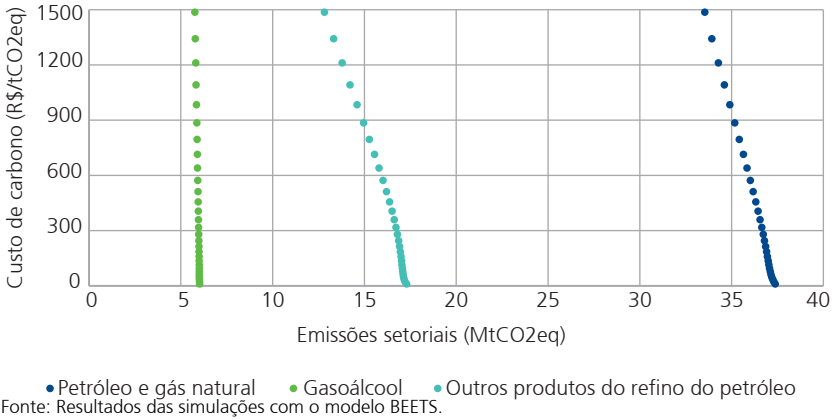
Figura 5. Custo de abatimento marginal dos setores da agricultura



Fonte: Resultados das simulações com o modelo BEETS.

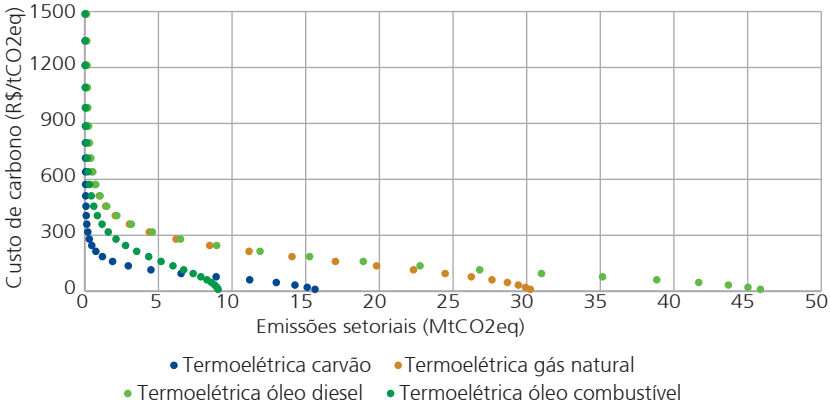
Os setores de combustível e geração termoelétrica são apresentados nas figuras 6 e 7. O limite máximo do eixo das abscissas de combustíveis e termoelétricas representa um décimo da pecuária.

Figura 6. Custo de abatimento marginal dos combustíveis fósseis



Fonte: Resultados das simulações com o modelo BEETS.

Figura 7. Custo de abatimento marginal das termoelétricas



Fonte: Resultados das simulações com o modelo BEETS.

Mercados de carbono

Nesta seção são analisados os impactos econômicos da meta de abatimento das emissões nos setores produtivos necessária para alcançar o Acordo de Paris. Para isso, considerou-se um cenário de referência em que os setores são sujeitos à meta, mas não há comercialização de permissões para emitir. Nesse cenário, reduções setoriais de emissões são colocadas de forma a atingir a meta do acordo. Consideram-se também dois cenários alternativos em que os setores sujeitos à meta de abatimento participam de um mercado de carbono no qual podem negociar livremente suas permissões para emitir (inicialmente distribuídas gratuitamente) e, assim, encontrar uma forma mais eficiente de alcançar a meta de abatimento. Foram realizadas simulações de dinâmica recursiva cujas informações necessárias para interpretar seus resultados, tais como cenário base e fechamento necessários, mecanismos causais e método de solução, são apresentadas na seção seguinte.

Cenários de referência

Os mecanismos de dinâmica recursiva permitem a utilização explicitamente temporal do modelo. As variáveis endógenas ajustam-se ao longo do período de análise após os choques iniciais, tanto no cenário base quanto no cenário de política, que inclui choques específicos das simulações. O cenário base deve refletir, tanto quanto possível, as mudanças projetadas na economia brasileira ao longo do período de estudo (2015 a 2030). A elaboração de um cenário base ou contrafactual

é um componente importante numa simulação quando se utiliza um modelo dinâmico (Adams, Horridge e Parmenter, 2000).

Tal construção possibilita visualizar duas trajetórias para cada variável de interesse: uma trajetória que mostra como a variável mudaria ao longo do tempo, desconsiderando a questão que se deseja estudar (mercados de carbono); e a trajetória de como a variável se comportaria com a política em vigor, que no caso desta simulação ilustrativa refere-se a políticas de mitigação de emissões de GEE via precificação de carbono. A diferença entre as trajetórias (cenário base e cenário com choque de política, ou seja, com mercados de carbono) representa o efeito adicional da tributação sobre a economia. Normalmente, essas diferenças são acumuladas ao longo do período de análise para ilustrar o impacto total sobre determinada variável.

Para a construção do cenário de referência, foram adotadas estimativas em termos de variações percentuais para o PIB real, as exportações, o consumo das famílias, o investimento, o consumo do governo e as exportações, conforme apresentado na tabela 2, a partir de dados observados de 2016 a 2020 na Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua trimestral (IBGE, 2021), nas Contas Nacionais Trimestrais (IBGE, 1999-) e em projeções baseadas em estimativas do Banco Central do Brasil para o período 2022-2030 (BCB, 2021). A essa linha de base será adicionada a meta de redução de emissões em um conjunto de setores, o que implica que o crescimento do PIB ficará abaixo dos números apresentados na tabela 2.

Tabela 2. Principais variáveis do cenário macroeconômico de linha de base (var. % real)

Indicadores	2016	2017	2018	2019	2020	2021-2027	2028-2030
PIB a preços de mercado	-3,3	1,3	1,8	1,4	-4,1	2,2	2,2
Consumo das famílias	-3,8	2	2,4	2,2	-5,5	-	-
Gastos do governo	0,2	-0,7	0,8	-0,4	-4,7	0	2
Investimento	-12,1	-2,6	5,2	3,4	-0,8	-	-
Exportação	0,9	4,9	4,1	-2,4	-1,8	-	-
Importação (-)	-10,3	6,7	7,7	1,1	-10,0	-	-
Emprego	-2,1	2,1	1,1	2,0	-12,1	1	1
População	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	1	1

Fonte: Elaboração própria com base em dados do IBGE (1999-).

Os dados da exportação setorial são do sistema de consultas Comex Stat (BRASIL, 2021). O cenário para a economia brasileira está ancorado no crescimento médio do PIB de 2,2% ao ano, no período de 2022 a 2030, e os gastos do governo respeitam o teto de gastos impostos pela Emenda Constitucional 95/2016 (BRASIL, 2016).

Resultados agregados

Os cenários elaborados avaliam três situações:

- Cenário de referência: imposição de redução de emissões idêntica em todos os setores da economia;
- Cenário de mercado restrito;
- Cenário de mercado amplo.

Os impactos da imposição de mecanismos de redução de emissões (cenário *a*) e de precificação (cenários *b* e *c*) consideram as emissões associadas à atividade setorial e à matriz energética a partir de 2022. Assim, novas simulações encadeadas ano a ano permitem analisar os resultados dos três cenários até 2030. Para definir a meta de abatimento das emissões a ser alcançada por meio dos mecanismos de imposição de redução e de precificação de carbono, foi considerada a NDC brasileira apresentada na COP 21 (redução de 43% das emissões em relação ao nível de 2005). De acordo com essa meta, o total de emissões em 2030 deve ser de 1,2 Gt.

O modelo de dinâmica recursiva permitiu estabelecer metas anuais para alcançar a meta total acumulada ao longo do período. Para alcançá-las, os setores alocam entre si as permissões para emitir de forma a estabelecer o preço de carbono anualmente, possibilitando também analisar os resultados para cada período. As simulações consideram metas de abatimento absolutas, ou seja, redução em relação a um cenário base em que as emissões permanecem estáveis. Assim, a variação das emissões totais (inclusive emissões da transição do uso da terra) no cenário de política, em relação ao cenário base, deve-se à imposição da meta de abatimento nos setores produtivos e à restrição ao desmatamento. Esta última, ao reduzir as emissões associadas ao uso da terra e contribuir para maiores níveis de abatimento de emissões, permite que sejam impostas metas relativamente menores aos setores produtivos para alcançar o compromisso estabelecido no Acordo de Paris.

Nas simulações de mercado foram consideradas duas combinações de setores participantes do mercado de carbono para alcançar a mesma meta de abatimento. O objetivo foi comparar o custo-efetividade de

diferentes configurações de mercado de carbono para alcançar a mesma meta agregada de redução de emissões. Os setores participantes de cada mercado estão detalhados na tabela 3.

Tabela 3. Cenários de precificação via mercados de crédito de carbono

Setores participantes do mercado	Emissões (Mt)			Participação do setor no total das emissões	
	Emissões pela atividade	Emissões pela queima de combustíveis	Emissões setoriais totais	Mercado restrito	Mercado amplo
Transporte de carga	0,00	104,38	104,38	33,1%	9,4%
Transporte de passageiros	0,00	85,69	85,69	27,2%	7,8%
Transporte aéreo	0,00	11,03	11,03	3,5%	1,0%
Termoelétrica carvão	0,00	17,23	17,23	5,5%	1,6%
Termoelétrica gás natural	0,00	32,65	32,65	10,4%	3,0%
Termoelétrica óleo diesel	0,00	5,91	5,91	1,9%	0,5%
Termoelétrica óleo combustível	0,00	9,91	9,91	3,1%	0,9%
Produtos da metalurgia de não-ferrosos	6,53	3,91	10,44	3,3%	0,9%
Cimento	22,79	15,39	38,19	12,1%	3,5%
Ferro-gusa e ferroligas	44,48	6,33	50,80	-	4,6%
Vidros e cerâmicos	6,52	5,37	11,90	-	1,1%
Celulose	6,29	4,47	10,76	-	1,0%

(Continua)

(Continuação)

Setores participantes do mercado	Emissões (Mt)			Participação do setor no total das emissões	
	Emissões pela atividade	Emissões pela queima de combustíveis	Emissões setoriais totais	Mercado restrito	Mercado amplo
Produtos químicos orgânicos	1,40	2,90	4,30	-	0,4%
Produtos químicos inorgânicos	2,33	2,44	4,77	-	0,4%
Bovinos e outros animais	353,44	2,93	356,37	-	32,3%
Leite de vaca e de outros animais	53,61	1,05	54,66	-	4,9%
Outros setores	207,53	88,17	295,69	-	26,8%
Total de emissões	704,92	399,78	1104,70	100,0%	100,0%

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do SEEG (2021).

Os dois cenários de *cap-and-trade* (restrito e amplo) foram associados à imposição do desmatamento zero como estratégia de mitigação das emissões para a mudança de uso da terra e florestas. Ressalta-se que os dados são relativos ao desmatamento resultante da expansão das atividades produtivas, excluindo desmatamento ilegal, grilagem ou mineração. Dessa forma, os resultados obtidos com o modelo BEETS indicam que a contribuição desse setor para alcançar a meta seria uma redução de aproximadamente 170 Mt. Considerando as estimativas mais recentes de emissões (SEEG, 2021) e descontando a redução esperada das emissões do desmatamento, as demais emissões (diretamente pela atividade e pela queima de combustível) precisariam de uma redução acumulada de 10% entre 2022-2030. No cenário de referência, adota-se a mesma redução percentual (10%) de emissões em todos os

setores, de forma que não há preço de carbono comum, mas custos setoriais distintos. A tabela 4 apresenta os principais resultados macroeconômicos dos cenários alternativos analisados.

Tabela 4. Resultados macroeconômicos dos cenários de reduções de emissões para alcançar meta brasileira proposta na COP 21

	Crescimento acumulado 2022-2030 (var. %)		
	Referência	**Mercado restrito**	**Mercado amplo**
PIB	16,5	19,5	19,5
Consumo das famílias	19,7	19,3	19,2
Investimento	7,0	19,8	19,9
Exportação	3,0	5,9	5,7
Importação	0,5	0,5	0,6
Emprego	10,2	11,9	11,9
Rentabilidade do capital	12,5	16,4	16,4
Preço carbono (R$)	-	180,0	42,1

Fonte: Resultados das simulações com o modelo BEETS.

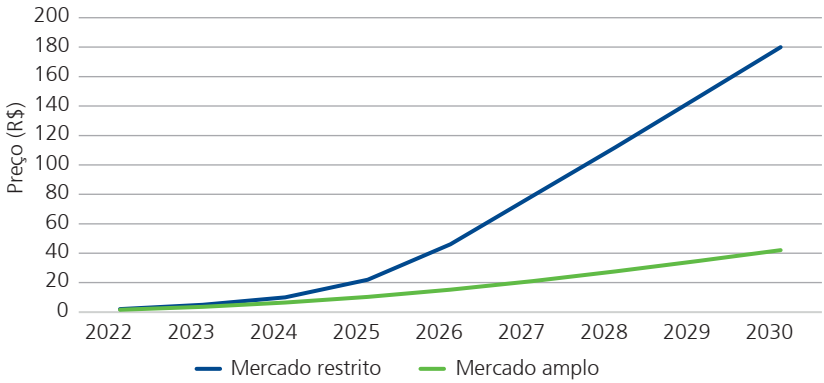
Os cenários com mercado são mais eficientes, pois incentivam a mitigação em setores com menores custos de abatimento, que é financiada pelos setores com maiores custos ao comprarem licenças para emitir (se, por exemplo, fossem dadas permissões gratuitas referentes a 10% das emissões de cada setor). Os resultados agregados observados nos mercados restrito e amplo são similares, exceto pelo preço de carbono. Para alcançar a meta em cada cenário, preços diferentes de carbono são exigidos (endogenamente). Seus valores anuais são representados pela figura 8.

O mercado amplo apresenta o menor custo financeiro para alcançar a meta, principalmente por incorporar o setor de bovinos e outros animais, que corresponde a 33% das emissões dos setores participantes

do mercado. Contudo, embora apresente elevado potencial de abatimento, a participação desse setor para alcançar a meta de abatimento é especialmente custosa, pois representa um sacrifício relativamente alto de seu valor de produção.

Além disso, o mercado amplo inclui os demais setores que individualmente não apresentam participação significativa nas emissões, mas em conjunto correspondem a 21% das emissões totais quando incluídos no mercado de carbono. Inicialmente, a inclusão desses setores faz com que o preço de carbono seja menor, mas, a partir de um certo momento, torna-se mais custosa em termos de sacrifício de atividade setorial.

Figura 8. Evolução do preço de carbono nos mercados



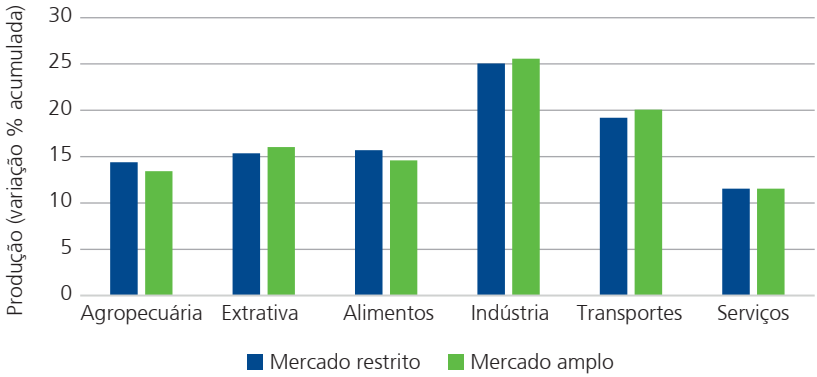
Fonte: Resultados das simulações com o modelo BEETS.

Resultados setoriais

Quando o setor participante do mercado de carbono é sujeito às restrições de suas emissões, espera-se queda da sua produção e de seu consumo de combustíveis. Isso tem efeitos indiretos para os outros setores

que compram os bens produzidos pelo setor ou que vendem insumos para ele. Dessa forma, é possível identificar setores estratégicos para a formação de um mercado de carbono no Brasil dada a estrutura produtiva do país. A figura 9 ilustra o comportamento da produção setorial nos cenários de mercado.

Figura 9. Dinâmica dos setores com mercados de carbono: crescimento acumulado da produção entre 2022 e 2030 (variação %)



Fonte: Resultados das simulações com o modelo BEETS.

Nota-se que os setores extrativos, industriais e de transportes têm maior crescimento acumulado no cenário de mercado amplo, pois, quando se considera que todos os setores contribuem para alcançar a meta, a redução individual das emissões em cada setor é menos significativa e, portanto, o sacrifício que esses setores precisam fazer para alcançar a mesma meta de abatimento é menor. Por outro lado, os setores agropecuário e de alimentos têm crescimento acumulado menor no mercado amplo, pois nesse cenário eles precisam reduzir suas emissões (que não eram limitadas no mercado restrito). Cabe ressaltar que a pecuária é o principal emissor, mas foi poupada no mercado restrito.

Por outro lado, o nível de atividade no setor de serviços não apresenta alterações significativas entre os dois cenários da figura 9, tendo em vista que não tem emissões significativas.

Entende-se que, quando a meta é geral, um preço determinado pelo mercado se efetiva para todos os setores. Assim, setores mais sensíveis ao preço reduzem mais suas emissões, diminuindo também seu nível de atividade. Por outro lado, no cenário em que apenas alguns setores selecionados têm suas emissões restringidas por uma meta, os que não sofrem a penalização não têm incentivo para reduzir suas emissões e, portanto, não são diretamente afetados. Ainda assim, são afetados indiretamente ao perceberem custos maiores em seus insumos intermediários, além de mudanças no preço relativo dos fatores de produção e na demanda por seus produtos.

De forma geral, os resultados mostram o papel central do setor de transportes no abatimento das emissões setoriais. No mercado restrito, esse setor é responsável por 63,7% das emissões iniciais, enquanto no mercado amplo é responsável por 18,2%. Apesar da contribuição significativa desse setor para o cumprimento da meta no mercado restrito, seu nível de atividade é pouco impactado, sendo sua variação acumulada no período apenas 1% menor em relação ao mercado amplo. Isso reforça a relevância de políticas voltadas ao setor de transportes, como o RenovaBio (Lei 13.576 de 26.10.2017). Para alcançar metas maiores de abatimento, contudo, a inclusão de outros setores nos mercados de carbono é necessária, a fim de não sobrecarregar poucos setores, exigindo preços de carbono elevados para atingir determinados objetivos.

Quanto mais setores participam do mercado, menor é a queda no nível de atividade setorial, pois, ao dividirem a meta de abatimento entre

eles, o custo para alcançá-la também é dividido. Os resultados obtidos, que levam em consideração a estrutura produtiva setorial, o potencial de abatimento e os custos associados, podem embasar políticas de subsídios para investimentos em tecnologias limpas nos setores mais impactados.

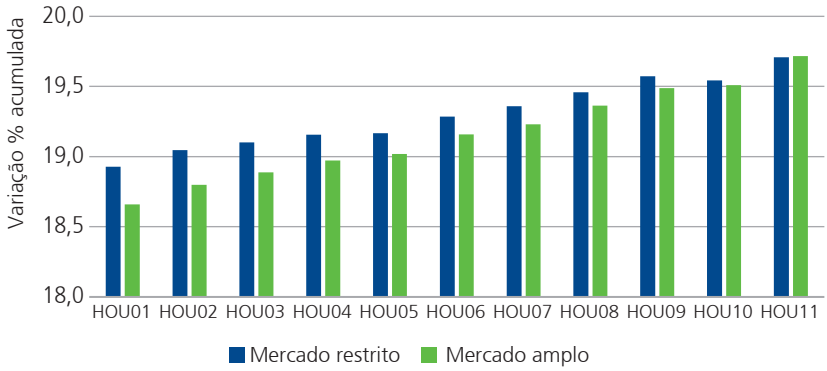
Além dos resultados setoriais, é interessante analisar o consumo das famílias, um indicador do impacto de bem-estar econômico. A figura 10 apresenta a variação acumulada no consumo das famílias nos mercados restrito e amplo. O resultado agregado do consumo mostra que tais variações são semelhantes nos dois experimentos de mercado, mas as famílias de menor classe de renda são as que têm o consumo mais afetado no mercado amplo (o crescimento do seu consumo seria maior no mercado restrito).

Esse efeito regressivo pode ser explicado pelo padrão de consumo de cada grupo de renda. No mercado restrito, apenas setores industriais, de transporte e de geração de eletricidade são abrangidos pela meta de abatimento, sendo, portanto, aqueles que enfrentam maiores custos para alcançar a mitigação desejada. Esses setores representam 26,8% do consumo das famílias do primeiro estrato de renda e 18,6% do consumo das famílias do grupo de poder aquisitivo mais elevado. No mercado amplo, contudo, a incorporação dos demais setores, especialmente os agropecuários e de alimentos – que correspondem a 29,4% do consumo das famílias do primeiro estrato –, impacta relativamente mais o consumo dessa classe. Já entre famílias dos estratos mais altos, o consumo de agropecuária e alimentos é relativamente menor, chegando a apenas 6,1% no estrato de renda mais alta. Assim,

as famílias de maior renda são menos impactadas pela imposição de metas de abatimento aos setores agropecuário e alimentos.

Enquanto a proporção do consumo de bens agropecuários e alimentos em relação ao total de consumo é inversamente proporcional à renda, o oposto é percebido para o setor de serviços, associado a baixos níveis de poluição e, portanto, pouco afetado pelas metas de abatimento. Nas famílias do primeiro estrato, 40,1% da cesta é de bens do setor de serviços, e essa proporção aumenta para cada classe seguinte, chegando a 72,4% nas famílias de maior renda. Ou seja, com a inclusão de todos os setores no mercado de carbono, as famílias dos estratos de menor renda são mais afetadas – já que o setor de serviços é relativamente limpo – enquanto a agropecuária concentra grande parte das emissões de GEE. Portanto, apesar de alcançar a meta de abatimento com menor preço de carbono, o mercado amplo teria um efeito distributivo negativo.

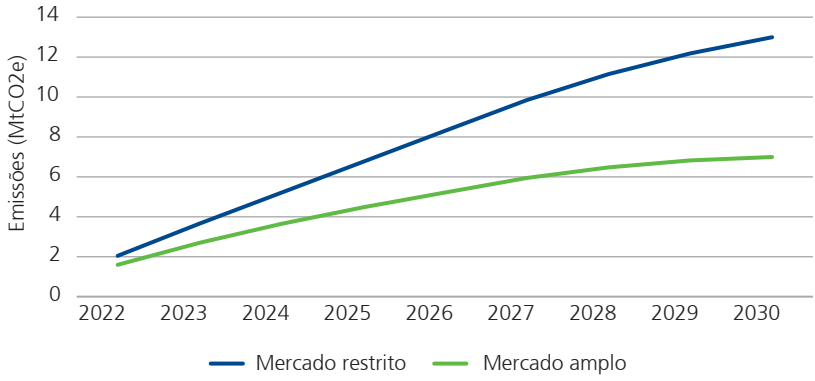
Figura 10. Crescimento acumulado do consumo das famílias entre 2022 e 2030



Fonte: Resultados das simulações com o modelo BEETS.

Em relação às variações nas emissões do uso da terra decorrentes da própria introdução dos mercados de carbono (figura 11), nota-se que o mercado restrito provocaria emissões de 13 Mt. Já no mercado amplo, devido à queda da atividade da agropecuária, as emissões seriam de 7 Mt. O aumento das emissões do uso da terra em decorrência da implementação de um mercado de carbono precisa ser considerado para que as emissões totais fiquem dentro da meta, ou seja, é preciso notar que os mercados de carbono tendem a gerar emissões indiretas no uso da terra, embora o mercado amplo diminua consideravelmente esse efeito (por incluir a agropecuária). Esse resultado condiz com aquilo que é observado nos mercados de carbono implementados no mundo: medidas complementares aos mecanismos de precificação também são necessárias para enfrentar as barreiras não relacionadas a preços e reduzir as emissões em setores não cobertos pela precificação do carbono (WORLD BANK, 2021).

Figura 11. Variação acumulada das emissões da mudança do uso da terra



Fonte: Resultados das simulações com o modelo BEETS.

Nesse sentido, observa-se a relevância dos setores de energia para eficiência das políticas de precificação de carbono, mesmo no contexto brasileiro. As emissões associadas à matriz energética podem ser divididas em dois grupos: as emissões setoriais da queima de combustíveis (ex.: gasolina utilizada no setor de transportes) e as emissões associadas à produção de eletricidade (ex.: termoelétricas). O BEETS foi desenvolvido para dar maior detalhamento a esses dois grupos de emissões. Por desagregar o setor de eletricidade por tipo de geração, torna possível analisar a participação de cada tipo de termoelétrica nos mercados de carbono. Já ao considerar os diferentes combustíveis, permite precificar as emissões associadas ao uso de cada um deles. Por isso, os resultados relativos ao setor de eletricidade foram detalhados na seção seguinte.

Resultados do setor elétrico

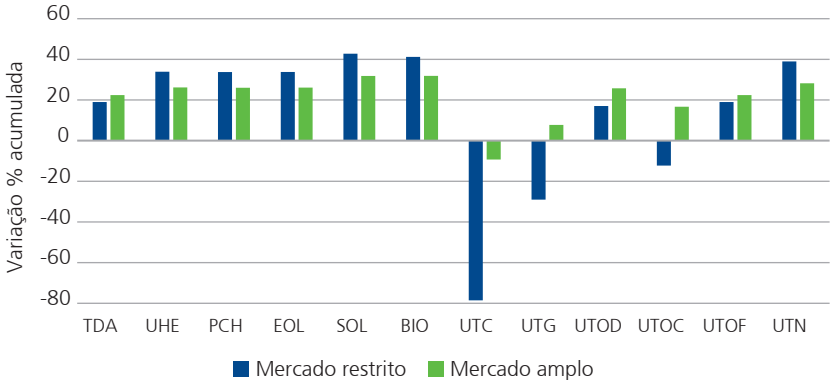
Os setores participantes do mercado, por sofrerem diretamente com os custos para alcançar a meta, também são os que mais reduzem a atividade. Entretanto, o setor de eletricidade é um caso particular. Destaca-se, nesse conjunto, o setor de transmissão e distribuição de energia, que não emite diretamente, mas recebe a energia e repassa ao consumidor final. Portanto, tem a atividade afetada pelo resultado das usinas termoelétricas.

A composição da matriz energética de um país é resultante de diversos fatores – de planejamento, econômicos, sociais, tecnológicos e ambientais. Estes últimos relacionam-se principalmente à abundância de recursos energéticos, como reservas petrolíferas ou potencial hidrelétrico, eólico ou fotovoltaico, e ao combate ao aquecimento global.

Mudanças nessa matriz afetam toda a cadeia produtiva de um país, gerando elevados efeitos encadeados no restante da economia. Dessa forma, é relevante compreender a conjuntura atual e perspectivas futuras dos setores energéticos brasileiros para entender as implicações de restrições às emissões nesses setores, buscando avaliar como mecanismos de precificação de carbono poderiam afetar a composição da matriz energética (que inclui a matriz elétrica).

Atingir a meta de abatimento das emissões proposta pela NDC pode exigir grandes mudanças na matriz elétrica, que dependem da forma como as políticas serão executadas. Os efeitos sobre a atividade dos setores de eletricidade decorrentes da implementação do mercado restrito (preço médio de carbono a R$ 180) e do mercado amplo (preço médio de carbono a R$ 74) são apresentados na figura 12. Eles representam a mudança que ocorreria na matriz energética a partir da participação dos setores de geração de energia em mercados nacionais de carbono.

Figura 12. Atividade dos setores elétricos



Fonte: Resultados das simulações com o modelo BEETS.

Os setores de geração vendem apenas para o setor de TDA, responsável por repassar a energia para o consumidor final (setores e famílias). Conforme a figura 12, no mercado restrito esse setor cresce um pouco menos que no mercado amplo (aproximadamente 3% a menos acumulado ao longo do período). Então, os demais setores se deparam com uma demanda de energia similar entre os dois cenários, e o que muda significativamente é a composição dessa eletricidade. No mercado restrito, as termoelétricas a carvão reduziriam muito sua atividade, assim como as termoelétricas a gás natural e a óleo combustível. Por outro lado, as fontes renováveis aumentariam, para compensar. No mercado amplo, apenas as termoelétricas a carvão teriam redução da sua atividade, enquanto os demais setores apresentariam crescimento da atividade ao longo do período, embora as fontes alternativas não crescessem tanto quanto no mercado restrito.

Todavia, reduzir o uso das termoelétricas não é tarefa simples. Elas são importantes para garantir a estabilidade da rede em um contexto de aumento das fontes intermitentes. Além disso, elevar a participação dos renováveis exige investimentos altos, com reduzida capacidade de gerar efeitos encadeados positivos para o país, dada a dependência de bens de capital importados nesses setores. Além disso, o aumento da participação das fontes intermitentes compromete a confiabilidade da rede e pode encarecer a geração de eletricidade, que é insumo básico para toda a cadeia produtiva, diretamente associado à qualidade de vida da população. No entanto, o aumento das emissões ocorrido nas últimas décadas mostra que, se deixadas à própria sorte, as emissões dos setores de energia serão um problema cada vez mais grave.

É preciso ressaltar que um dos motivos para as mudanças no nível de atividade dos setores de geração de eletricidade observadas na figura 12 está relacionado à estrutura teórica do BEETS. Como o modelo considera retornos constantes de escala, as emissões são proporcionais ao nível de atividade dos setores e ao uso de energia e combustíveis. Assim, uma queda nas emissões implica redução no nível de produção do setor. Em outras palavras, as emissões são reduzidas devido à substituição de insumos energéticos via mudança de preços relativos, não sendo considerada a existência de mudanças tecnológicas ou de cenários alternativos que pudessem reduzir as emissões dos setores. Portanto, a mudança na composição de fontes de energia é resultante apenas da escolha do setor de TDA ao ser confrontado com custos de energia diferenciados para cada fonte em decorrência da imposição dos mercados de carbono.

As emissões associadas à matriz energética apresentam trajetória ascendente, pois o próprio crescimento econômico demanda a expansão da oferta energética. Todavia, esse não é o único motivo para que os setores energéticos tenham papel central na transição para uma economia de baixo carbono, mesmo em um país com matriz energética relativamente limpa e cujas principais fontes emissoras estejam associadas à agropecuária e ao desmatamento. O crescimento da demanda energética, o progresso tecnológico e as pressões ambientais podem assumir papel significativo enquanto desafios ou oportunidades no contexto nacional. A relação entre o uso de energia e o crescimento da produção é especialmente importante no contexto brasileiro, de país em desenvolvimento e de industrialização tardia.

Discussão dos resultados

A maioria dos trabalhos encontrados na literatura utiliza modelos globais. Segundo Lucena *et al*. (2016), existem quatro canais principais que levam à diminuição do consumo de energia nos modelos de EGC globais:

i. PIB diminui com as políticas de carbono, reduzindo a renda *per capita* e, como consequência, o consumo de energia em relação ao cenário de linha de base;

ii. políticas de carbono aumentam os custos das fontes de energia fóssil, o que reduz o consumo;

iii. preços maiores de energia induzem à eficiência energética; e

iv. como as políticas de carbono são aplicadas a outros países, há uma diminuição da atividade econômica global, reduzindo novamente o uso de energia.

As reduções de emissões devem-se principalmente ao menor consumo de energia e ao aumento da penetração de energia renovável (especialmente biomassa e eólica) e de tecnologias de captura e armazenamento de carbono para fósseis e/ou combustíveis de biomassa. Porém, segundo Oliveira, Gurgel e Tonry (2019), independentemente de quão recomendável seja a construção de um mercado de carbono global, sua viabilidade é muito limitada no curto prazo. Portanto, modelos nacionais, como o utilizado neste artigo, são uma opção atraente para mercados nacionais. Além disso, os canais principais que levam à redução do consumo de energia são os mesmos.

Há consenso na literatura de que, caso medidas adicionais não sejam tomadas, haverá crescimento das emissões, principalmente dos setores de energia e agropecuária. São vários os estudos que simu-

lam os impactos da tributação sobre o carbono justamente pelo seu elevado potencial de reduzir o volume total de emissões, tais como Wills e Lefreve (2012), Chen, Timilsina e Landis (2013), Wills (2013), Magalhães (2013), Lucena *et al.* (2016), La Rovere *et al.* (2015), Grottera, Wills e La Rovere (2016), Lefreve *et al.* (2016), Octaviano, Paltsev e Gurgel (2016), Rathmann (2017), Rathmann *et al.* (2017), Carvalho *et al.* (2018), Brasil (2020) e Brasil (2021). No geral, a imposição de metas de emissão implica redução do PIB real, devido aos aumentos dos custos de produção associados ao pagamento de impostos de carbono. Os impactos negativos em termos de produção, atividade econômica e bem-estar se tornam maiores à medida que as metas de redução de GEE tornam-se mais ambiciosas devido aos aumentos dos custos de produção associados ao pagamento de impostos de carbono (MAGALHÃES, 2013). Os resultados encontrados neste artigo estão alinhados a essa literatura.

Como compensação para a queda no nível de atividade, a maioria dos estudos defende a reciclagem dos impostos (i.e., realocação da receita arrecadada para, por exemplo, desonerar a folha de pagamento, subsidiar tecnologias ambientalmente eficientes ou gerar renda para as famílias). Assim, concordam que é possível associar redução de emissões e crescimento econômico. Por sua vez, as simulações realizadas neste artigo consideram que as permissões para emitir são distribuídas gratuitamente, pelo menos no momento inicial de incentivo à entrada no mercado, não havendo receita para o governo. Dessa forma, não foram considerados os efeitos positivos da reciclagem da receita, ainda que isso permita que os preços de carbono no mercado sejam menores. O objetivo dessa estratégia de simulação consistiu em aumentar a viabilidade da introdução do

mecanismo de mercado no curto prazo, diminuindo os custos setoriais e permitindo alcançar a meta do Acordo de Paris.

Ainda em termos de custos setoriais, o imposto sobre o carbono impacta os preços setoriais de forma diferente, com maiores impactos em setores intensivos em energia. Por isso, estudos têm observado que as metas de redução das emissões podem reduzir o número de empregos nos setores de petróleo e carvão (trabalhadores qualificados) e aumentá-lo na produção de biocombustíveis (mão de obra desqualificada). Outro efeito setorial comumente percebido é a substituição de combustíveis fósseis por eletricidade, como em Carvalho *et al*. (2018). Já Grottera, Wills e La Rovere (2016), por exemplo, defendem que a existência de custos marginais de abatimento baixos ou até mesmo negativos para alguns setores produtivos permite reduzir as emissões sem comprometer os níveis de produção e emprego. Os resultados aqui encontrados estão nessa direção: a precificação de carbono incentiva a substituição de fontes poluentes por fontes limpas em todos os setores, com efeitos mais significativos na geração de eletricidade e no setor de transportes, cuja estrutura produtiva permite que essa substituição ocorra com sacrifício da produção setorial relativamente menor.

Enquanto isso, os efeitos da taxação sobre a distribuição de renda são mais conflitantes. Grottera, Wills e La Rovere (2016) defendem que a taxação pode gerar melhor distribuição de renda. Para os autores, a variação de preços dos setores intensivos em energia (significativamente maior do que no índice geral de preços), especialmente transportes e combustíveis derivados do petróleo, afetam mais os estratos com maior poder aquisitivo devido a uma parcela de despesas

maior com esses itens. Classes mais ricas geralmente gastam mais em bens como combustíveis, para os quais os preços aumentam consideravelmente, embora não representem uma grande parcela da cesta de consumo dos mais pobres. As classes mais baixas gastam grande parcela de sua renda em produtos alimentícios, por exemplo, cujos preços permanecem praticamente inalterados.

Por outro lado, Magalhães (2013) e Carvalho *et al*. (2018) observam efeitos concentradores de renda. Ao contrário de Grottera, Wills e La Rovere (2016), Carvalho *et al*. (2018) notam que os primeiros decis de renda seriam sim prejudicados pelo aumento do preço dos alimentos. Já segundo Magalhães (2013), com base no consumo das famílias, o imposto sobre o carbono seria moderadamente regressivo em termos de consumo. De forma geral, pode-se dizer que ele depende dos incentivos adotados, especialmente da forma como a receita da tributação é utilizada.

Este trabalho observou que os efeitos sobre as famílias dependem do mecanismo de precificação adotado. Quanto maior o preço de carbono imposto aos combustíveis, maior é o efeito sobre o consumo das famílias de renda mais elevada, concordando com Grottera, Wills e La Rovere (2016). Todavia, em um mercado de carbono que inclui a agropecuária, a redução do consumo das famílias de baixa renda é maior, percebendo-se efeitos concentradores, como indicado por Magalhães (2013) e Carvalho *et al*. (2018).

Outro ponto de divergência entre os trabalhos sobre taxação de carbono diz respeito aos valores da tonelada de emissões necessários para alcançar determinados patamares de emissões de GEE. Segundo o estudo realizado pela Federação das Indústrias do Estado de São

Paulo (FIESP, 2017), essa divergência é consequência da existência de diferentes oportunidades setoriais de mitigação a baixos custos, que poderiam ser melhor aproveitadas em mercados *cap-and-trade*. Assim, os mecanismos de comércio de emissões poderiam reduzir os custos de mitigação. Os resultados deste trabalho corroboram essa hipótese. De fato, é possível observar que no cenário de referência, em que não há mercado, os agregados econômicos apresentam desempenho pior do que nos cenários de mercado amplo e restrito.

A implementação de mercados de crédito de carbono foi foco de trabalhos como os da Fiesp (2017), Gurgel e Paltsev (2019), Faccin (2019) e Oliveira, Gurgel e Tonry (2019). Esses estudos também indicam que os mercados podem gerar menor impacto negativo no PIB do que a taxação. Além disso, segundo Gurgel e Paltsev (2019), a introdução de um sistema de precificação de carbono poderia ser uma estratégia de política climática para evitar altos custos e perdas na competitividade do país.

Outro destaque fundamental, consenso entre todos os trabalhos encontrados na literatura em questão, é que o esforço de controle do desmatamento é o principal fator que deve permitir ao país cumprir os objetivos de redução das emissões de GEE propostos na NDC, por ser a forma economicamente menos custosa de reduzir as emissões no Brasil. Como destacam Chen, Timilsina e Landis (2013) e Lucena *et al*. (2016), o menor controle do desmatamento, dada a representatividade das emissões do uso da terra no total emitido pelo Brasil, pode acarretar maior custo de carbono. Ou, inversamente, um maior controle do desmatamento pode reduzir a carga de mitigação dos demais setores, especialmente o energético.

Pela mesma razão, os mecanismos de tributação de carbono seriam menos custosos se incluíssem as emissões pela mudança do uso da terra. Segundo Oliveira, Gurgel e Tonry (2019), devido às oportunidades de mitigação disponíveis no setor de mudança do uso da terra, a inclusão de tais emissões no sistema ETS –, via compensações, por exemplo – poderia estimular o Brasil a reduzir ainda mais suas emissões, e até a exportar licenças para a Europa. A importância de políticas de desmatamento também é ressaltada por Octaviano, Paltsev e Gurgel (2016).

Em termos da estrutura produtiva nacional, estudos como os de Cabral e Gurgel (2014), Carvalho, Magalhães e Domingues (2016) e Francisco (2018) sugerem que uma política de controle do desmatamento provocaria perda apenas marginal sobre o crescimento econômico. Os resultados desses trabalhos mostram que o *trade-off* entre preservação ambiental e crescimento econômico não é significativo para o caso do desmatamento na Amazônia, porque não afeta significativamente a produção do setor agropecuário. Além disso, um pequeno aumento da produtividade da agropecuária na Amazônia Legal (de 1% ao ano) seria suficiente para compensar o sacrifício econômico para combater o desmatamento. Os resultados deste trabalho corroboram essa hipótese. Nas simulações realizadas, foi imposta a condição de desmatamento zero, suficiente para alcançar 170 Mt de abatimento das emissões, e não se observou mudança significativa no crescimento dos agregados econômicos para alcançar essa meta.

Além da importância da mudança do uso do solo, os estudos realizados até então apresentaram possibilidades interessantes a respeito do potencial do setor energético em um contexto de economia de baixo

carbono. Porém, o setor energético apresenta características particulares para cada tipo de geração de energia, além de especificidades de transmissão e distribuição, mediante controlador central, via Sistema Integrado Nacional (SIN). Assim, utilizando como base os resultados dos trabalhos apresentados nesta seção, esta pesquisa busca promover sua própria contribuição, criando uma ferramenta inédita adaptada para a realidade brasileira, que permite estimar o custo de abatimento setorial das emissões e identificar os impactos sobre a economia e o volume de emissões de opções de mercado de carbono, considerando as particularidades da estrutura produtiva e do uso da terra no Brasil.

CONCLUSÕES

A introdução dos mecanismos de precificação é capaz de afetar agentes e setores da economia, e seus efeitos podem ser amplificados ou anulados dentro da cadeia de inter-relações econômicas. Este estudo contribui com a literatura ao analisar opções setoriais de mitigação de emissões a partir da estimativa de curvas de MAC dos principais setores emissores no Brasil, considerando tanto as emissões pela própria atividade quanto as emissões indiretas por meio da queima de combustível e transição do uso da terra.

Em relação aos resultados observados, é possível elaborar e comparar estratégias de mitigação avaliando a importância relativa e o potencial de abatimento de cada setor nesse processo. Utilizando a abordagem de equilíbrio geral, pode-se avaliar que setores possuem menores custos (se-

toriais e agregados) para alcançar determinados níveis de abatimento. Esse valor representa o limite de custo, abaixo do qual as tecnologias que se encontrarem disponíveis seriam adotadas.

Em outras palavras, curvas MAC baseadas em modelos econômicos auxiliam a entender a relação entre o imposto sobre o carbono e os níveis de redução das emissões resultantes. Assim, os resultados ajudam a identificar que setores deveriam receber subsídios para custear o volume de abatimento desejado. Ao introduzir preços de carbono entre R$ 10 e R$ 2.000, o maior volume de redução das emissões é observado na pecuária, seguido pelo setor de transportes, uma vez que são os principais emissores. Menor volume de abatimento é observado entre as termoelétricas; porém, devido à possibilidade de substituição entre as fontes de geração de eletricidade, o aumento de custos associados a um preço de carbono relativamente baixo é suficiente para provocar queda no nível de atividade e emissões setoriais relativamente altas. Por isso, as termoelétricas a carvão, a óleo combustível, a gás natural e a óleo diesel estão entre as cinco que mais reduzem suas emissões em relação ao total de emissão do setor, com preços entre R$ 100 e R$ 500 por tonelada de CO_2e, por exemplo. Além das térmicas, outra categoria que reduz seu volume de emissões em relação ao total é a de transporte de passageiros, devido à possibilidade de alternância entre gasolina e etanol.

A análise dessas curvas pode auxiliar na criação de metas setoriais de abatimento e na decisão sobre a alocação setorial dos recursos financeiros para alcançar a NDC brasileira. Essa identificação, por sua vez, permite discutir alternativas para desenho de mercados de carbono eficientes para diferentes metas de abatimento, conforme os dados mais recentes e

as metas propostas, olhando tanto para mercados de carbono mais amplos quanto restritos a setores com menores custos de abatimento.

Os mecanismos de precificação têm efeitos encadeados em toda estrutura produtiva. Por isso, torna-se útil a construção de modelos preditivos que possam indicar que tipo de impacto econômico é esperado a partir da implementação desses mecanismos sobre a estrutura produtiva brasileira, especialmente sobre os setores energéticos, que têm participação crescente nas emissões nacionais. Entre os estudos encontrados na literatura, há divergências quanto a esses impactos. A utilização de mecanismos de precificação para alcançar metas de abatimento de emissões frequentemente exige sacrifícios em termos de PIB e emprego; no entanto, quando incorporam a reciclagem de receitas, os resultados podem ser opostos.

Os preços de carbono encontrados, ano a ano, para o mercado amplo e mercado restrito são preços sombra endogenamente determinados pelas simulações. Após a alocação inicial gratuita, os agentes comercializam suas licenças. Setores com maiores custos de abatimento preferem comprar permissões, enquanto aqueles com menores custos são incentivados a mitigar suas emissões e vender suas permissões. Assim, o mercado encontra uma forma eficiente de alcançar a meta com menor sacrifício econômico agregado.

Resultados encontrados neste artigo corroboram outros presentes na literatura, indicando que os mercados de carbono são mais eficientes que políticas de comando e controle para alcançar a meta de abatimento estabelecida pela NDC. Os resultados também mostram que um mercado de carbono abrangente, apesar de reduzir o preço de carbono necessário para alcançar a meta de abatimento, pode ter efeitos

distributivos negativos, pois envolve aumentar os custos de bens que representam uma parcela relativamente maior da renda das famílias de menor renda (como agropecuária).

Como a maior parcela do consumo nas famílias de renda mais elevada é proveniente de serviços, não associados a volumes significativos de emissões, o consumo dessas famílias seria relativamente menos impactado pela implementação de um mercado de carbono. Entretanto, apesar de ser pior para as famílias de menor renda – em termos de consumo e bem-estar –, a implementação de um mercado de carbono abrangente, que inclui setores da agropecuária, permite preços de carbono menores para alcançar a mesma meta de abatimento. Assim, pode ser atraente a utilização de compensações financeiras para as famílias, como a reciclagem da receita, que poderia ser arrecadada a partir da venda das permissões para emitir.

Em geral, os resultados desta análise também mostram que o Brasil possui elevado potencial de abatimento das emissões de GEE com reduzido custo econômico. Todavia, cabe ressaltar que se esperam mudanças do lado da demanda cujos efeitos não são efetivamente representados nos cenários estudados, embora sejam incentivados pelas precificações de carbono adotadas nos cenários.

Outro aspecto que influenciará significativamente o cumprimento das metas de emissões no Brasil é o desmatamento. Os cenários deste artigo consideram que as metas de abatimento de emissões serão cumpridas, mas isso está diretamente relacionado a decisões políticas. O aumento do desmatamento acarretaria alterações no cenário de referência, demandando maior redução das emissões setoriais, pela quei-

ma de combustíveis ou pelo nível de atividade, para alcançar a mesma meta total de emissões. Isso, em geral, aumentaria o custo total de abatimento para toda a economia. Por fim, ressalta-se que, para analisar os possíveis impactos de mecanismos de precificação de carbono no Brasil, em termos de agregados econômicos e volume de emissões – como o presente artigo buscou fazer –, é preciso levar em consideração o contexto em que as políticas ambientais devem ser construídas.

Em resumo, o artigo buscou, como contribuição principal, analisar o impacto econômico da implementação de mercados de carbono no Brasil e, como contribuição secundária, estimar as curvas MAC dos principais setores emissores do país. Espera-se que os resultados aqui encontrados possam auxiliar na formulação de metas setoriais de abatimento e nas decisões sobre a alocação dos recursos financeiros para alcançar a NDC brasileira, incentivando setores produtivos estratégicos no desenho de mercados de carbono e revertendo possíveis efeitos distributivos negativos, de modo a proteger as famílias de menor renda e garantir crescimento econômico ambientalmente sustentável e que considere especificidades nacionais.

REFERÊNCIAS

ADAMS, P. D.; HORRIDGE, M.; PARMENTER, B. R. *MMRF-GREEN*: a dynamic, multi-sectoral, multi-regional model of Australia. Melbourne: Monash University, Centre of Policy Studies, 2000.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. *Relatório de Evolução das Tarifas Residências*. Brasília, DF, 2020. Disponível em: https://portalrelatorios.aneel.gov.br/luznatarifa/basestarifas. Acesso em: 31 out. 2022.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. *Relatório V*: formação de custos e preços de geração e transmissão de energia elétrica. Brasília, DF, 2015. Disponível em: https://www.ccee.org.br/precos/conceitos-precos. Acesso em: 15 nov. 2019.

BCB – BANCO CENTRAL DO BRASIL. *Sistema de expectativas de mercado*. Brasília, DF, 2021. Disponível em: https://www3.bcb.gov.br/expectativas2/#/consultas. Acesso em: 7 jul. 2021.

BRASIL. Lei nº 10.848, de 15 de março de 2004. Dispõe sobre a comercialização de energia elétrica, altera as Leis nºs 5.655, de 20 de maio de 1971, 8.631, de 4 de março de 1993, 9.074, de 7 de julho de 1995, 9.427, de 26 de dezembro de 1996, 9.478, de 6 de agosto de 1997, 9.648, de 27 de maio de 1998, 9.991, de 24 de julho de 2000, 10.438, de 26 de abril de 2002, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*: Brasília, DF, p. 2, 16 mar. 2004.

BRASIL. Lei nº 13.576, de 26 de dezembro de 2017. Dispõe sobre a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) e dá outras providências. *Diário Oficial da União*: Brasília, DF, p. 4, 27 dez. 2017.

CABRAL, C. D. S. R.; GURGEL, A. C. Análise econômica da limitação do desmatamento no Brasil utilizando um modelo de equilíbrio geral computável. *In*: ENCONTRO NACIONAL DE ECONOMIA, 41., 2014, Palmas. *Anais* [...]. Niterói, RJ: Anpec, 2014.

CCEE – CÂMARA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA. *Resultados Consolidados*. 2019. Disponível em: https://www.ccee.org.br/mercado/leilao-mercado. Acesso em: 15 set. 2019.

CARVALHO, T. S. *Uso do solo e desmatamento nas regiões da Amazônia legal brasileira*: condicionantes econômicos e impactos de políticas públicas. 2014. Tese (Doutorado em Economia) – Faculdade de Ciências Econômicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

CARVALHO, M. M. *et al*. *Simulação dos impactos econômicos da proposta brasileira na COP21*: uma abordagem de equilíbrio geral computável. *In*: Encontro Nacional de Economia, 44., 2018, Foz do Iguaçu, PR. Anais [...]. Niterói: Anpec, 2018.

CHEN, Y.-H. H.; TIMILSINA, G. R.; LANDIS, F. Economic implications of reducing carbon emissions from energy use and industrial processes in Brazil. *Journal of Environmental Management*, Amsterdam, v. 130, p. 436-446, 2013.

CLARKE, H.; FRASER, I.; WASCHIK, R. G. How much abatement will Australia's emissions reduction fund buy? *Economic Papers*: A journal of applied economics and policy, Hoboken, v. 33, n. 4, p. 315-326, 2014.

COASE, R. H. The problem of social cost. *In*: GOPALAKRISHNAN, C. (ed.), *Classic Papers in Natural Resource Economics*. London: Palgrave Macmillan, 2000. p. 87-137.

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. *Balanço energético nacional 2016*: Ano base 2015. Rio de Janeiro: EPE, 2016.

FACCIN, F. *Impactos das metas do Acordo de Paris sobre a economia brasileira*: uma abordagem de equilíbrio geral computável. 2019. Dissertação (Mestrado em Economia) – Escola de Economia de São Paulo, Fundação Getúlio Vargas, São Paulo, 2019.

FERREIRA FILHO, J. B. S.; HORRIDGE, M. Ethanol expansion and indirect land use change in Brazil. Land Use Policy, v. 36, p. 595-604, 2014.

FIESP – FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. *Mudança do clima*: avaliação dos reflexos das metas de redução de emissões sobre a economia e a indústria brasileira. São Paulo: Fiesp, 2017.

FRANCISCO, A. X. *O impacto na economia brasileira e mundial do fim do desmatamento no Brasil*: uma abordagem econômica por meio de modelo de equilíbrio geral. 2018. Dissertação (Mestrado em Agronegócio) – Escola de Economia de São Paulo, Fundação Getúlio Vargas, São Paulo, 2018.

GROTTERA, C.; WILLS, W.; LA ROVERE, E. L. The transition to a low carbon economy and its effects on jobs and welfare: a long term scenario for Brazil. *In*: GREEN GROWTH KNOWLEDGE PLATFORM (GGKP) ANNUAL CONFERENCE, 4., 2016, Jeju Island. *Proceedings* [...]. Geneva: GGKP, 2016.

GURGEL, A. G.; PALTSEV, S. The impacts of the Brazilian NDC and their contribution to the Paris agreement on climate change. *Environment and Development Economics*, Cambridge, v. 24, n. 4, p. 395-412, 2019.

HORRIDGE, J.M. *et al*. Solution Software for Computable General Equilibrium Modeling. *In*: DIXON, P.B.; JORGENSEN, D. (ed.). *Handbook of Computable General Equilibrium modeling*. Amsterdam: Elsevier, 2012. p. 1331-1381.

HORRIDGE J.M. *et al. GEMPACK manual*. 2018. Disponível em: https://www.copsmodels.com/gpmanual.htm. Acesso em: 20 out. 2022.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Sistema de Contas Nacionais Trimestrais*. Rio de Janeiro, RJ, 1999-. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=72121. Acesso em: 10 mar. 2021.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Matriz de insumo-produto*: Brasil 2015. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2019.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua trimestral*. Rio de Janeiro, RJ, 2021. Disponível em: https://sidra.ibge.gov.br/acervo#/S/Q. Acesso em: 10 fev. 2021.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Summary for Policymakers. *In: Climate change 2021*: the physical science basis. Cambridge: Cambridge University, 2021.

LA ROVERE, E. L. *et al. Pathways to deep decarbonization in Brazil*. Paris: IDDRI, 2015.

LEFEVRE, J. *Hybridization challenges in energy-economy integrated models and representation of the low carbon transition*: an application to the Brazilian case. 2016. Tese (Doutorado em Economia e Finanças)–. Université Paris Saclay, Paris, 2016.

LUCENA, A. *et al*. Climate policy scenarios in Brazil: a multi-model comparison for energy. *Energy Economics*, Amsterdam, v. 56, p. 564-574, 2016.

MAGALHÃES, A. S. Economia de baixo carbono no Brasil: alternativas de políticas e custos de redução de emissões de gases de efeito estufa. 2013. Tese (Doutorado em Economia) – Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

MAGALHÃES, A. S.; DOMINGUES, E. P. Aumento da eficiência energética no Brasil: uma opção para uma economia de baixo carbono? *Economia Aplicada*, São Paulo, v. 20, n. 3, p. 273, 2016.

MARKAKI, M. *et al.* The impact of clean energy investments on the Greek economy: An input–output analysis (2010–2020). *Energy Policy*, Amsterdam, v. 57, p. 263-275, 2013.

MILLER, R.; BLAIR, P. *Input-Output analysis*: foundations and extensions. Hoboken, NJ: Prentice-Hall, 2009.

NORDHAUS, W. D. *A question of balance*: weighing the options on global warming policies. New Haven, CT: Yale University Press, 2008.

OCTAVIANO, C.; PALTSEV, S.; GURGEL, A. C. Climate change policy in Brazil and Mexico: results from the MIT EPPA model. *Energy Economics*, Amsterdam, v. 56, p. 600-614, 2016.

OLIVEIRA, T. D.; GURGEL, A. C.; TONRY, S. International market mechanisms under the Paris Agreement: A cooperation between Brazil and Europe. *Energy Policy*, Amsterdam, v. 129, p. 397-409, 2019.

PIGOU, A. C. *The economics of welfare*. London: Palgrave Macmillan, 2013.

RATHMANN, R. (org.). *Modelagem integrada e impactos econômicos de opções setoriais de baixo carbono*. Brasília, DF: MCTI, 2017.

RATHMANN, R. *et al.* (org.). *Trajetórias de mitigação e instrumentos de políticas públicas para alcance das metas brasileiras no acordo de Paris*. Brasília, DF: MCTI, 2017.

SILVA, D. I. *Demanda por ocupações em cenários de investimentos em geração de energia elétrica no Brasil*. 2020. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, São Paulo, 2020.

SILVA, J. G. *Essays on land-use change and greenhouse gas emissions in Brazil*. 2015. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

SEEG – SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES E REMOÇÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA. *Tabela geral de dados*: Brasil e Estados. 2021. Disponível em: http://seeg.eco.br/download. Acesso em: 15 dez. 2021.

STERN, N. *The Economics of Climate Change*: the Stern Review. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

STERN, N.; STIGLITZ, J. E. Report of the high-level commission on carbon prices. Washington, DC: Carbon Pricing Leadership Coalition, 2017. Entrevista (vídeo).

TOURKOLIAS, C.; MIRASGEDIS, S. Quantification and monetization of employment benefits associated with renewable energy technologies in Greece. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Amsterdam, v. 15, n. 6, p. 2876-2886, 2011.

UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. Nationally determined contributions under the Paris Agreement. Synthesis report. 3. ed. Glasgow: UNFCCC, 2021.

WILLS, W., LEFÈVRE, J. O impacto de um imposto sobre o carbono na economia brasileira em 2030-IMACLIM: a abordagem do modelo híbrido CGE. *In*: ISEE 2012 Conferência – Economia Ecológica e Rio + 20: Desafios e Contribuições para uma economia verde. Rio de Janeiro, 2012.

WILLS, W. *Modelagem dos efeitos de longo prazo das políticas de mitigação de gases de efeito estufa no Economia brasileira.* 2013. Tese (Doutorado em Planejamento Energético) – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

WORLD BANK. *State and Trends of Carbon Pricing 2021*. Washington, DC, 2021. Disponível em: https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/35620. Acesso em: 31 out. 2022.

ISBN: 978-65-87493-03-9

Editado pelo Departamento de Comunicação
do Gabinete da Presidência do BNDES

BNDES O banco nacional do desenvolvimento

MINISTÉRIO DA ECONOMIA

PÁTRIA AMADA BRASIL GOVERNO FEDERAL