

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE ECONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA

LUCAS DE ALMEIDA NOGUEIRA DA COSTA

**NÃO BASTA SER “TECH”: O CHOQUE DE PRODUTIVIDADE DA
SOJA TRANSGÊNICA NO DESMATAMENTO E NOS USOS DO
SOLO NO BRASIL**

RIO DE JANEIRO, MAIO DE 2022

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE ECONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA

LUCAS DE ALMEIDA NOGUEIRA DA COSTA

**NÃO BASTA SER “TECH”: O CHOQUE DE PRODUTIVIDADE DA
SOJA TRANSGÊNICA NO DESMATAMENTO E NOS USOS DO
SOLO NO BRASIL**

Dissertação de Mestrado submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Economia da Indústria e da Tecnologia do Instituto de Economia da Universidade Federal do Rio de Janeiro como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de doutor em ciências econômicas.

Orientador: Prof. Dr. Romero Cavalcanti Barreto da Rocha

Coorientador: Dr. André Albuquerque Sant’Anna

RIO DE JANEIRO, MAIO DE 2022

FICHA CATALOGRÁFICA

C837n Costa, Lucas de Almeida Nogueira da.
Não basta ser “Tech”: o choque de produtividade da soja transgênica no desmatamento e nos usos do solo no Brasil / Lucas de Almeida Nogueira da Costa. – 2022.
95 f.; 31 cm.

Orientador: Romero Cavalcanti Barreto da Rocha.
Coorientador: André Albuquerque Sant’Anna.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Economia, Programa de Pós-Graduação em Economia da Indústria e da Tecnologia, 2022.
Bibliografia: f. 86 - 91.

1. Desmatamento. 2. Uso do solo - Brasil. 3. Soja. I. Rocha, Romero Cavalcanti Barreto da, orient. II. Sant’Anna, André Albuquerque, coorient. III. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Instituto de Economia. IV. Título.

CDD 634.98

LUCAS DE ALMEIDA NOGUEIRA DA COSTA

**NÃO BASTA SER “TECH”: O CHOQUE DE PRODUTIVIDADE DA
SOJA TRANSGÊNICA NO DESMATAMENTO E NOS USOS DO
SOLO NO BRASIL**

Dissertação de Mestrado submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Economia da Indústria e da Tecnologia do Instituto de Economia da Universidade Federal do Rio de Janeiro como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de doutor em ciências econômicas.

Aprovada em 31 de maio de 2022.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Romero Cavalcanti Barreto da Rocha
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. André Albuquerque Sant’Anna
Universidade Federal Fluminense

Prof. Dr. Pedro James Frias Hemsley
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Arthur Amorim Bragança
Pontifícia Universidade Católica - Rio

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a minha família, minha mãe Christina, meu pai Heleno e minha irmã Isabela. Sem o apoio, a paciência, o exemplo e o amor de vocês de mim nada seria e deste trabalho tão pouco. Obrigado também aos meus avós Antônia, Marly e Álvaro por todo o amor e cuidado que me fazem o que sou hoje. Tudo de bom que pode haver neste trabalho e em mim se deve a vocês.

Agradeço em especial ao meu amigo Rodrigo por ser um irmão que a vida me deu e à sua família que sempre me acolheu. Ao Grupo de Economia do Meio Ambiente, mais conhecido como GEMA, agradeço em especial ao professor e amigo Cadu e ao meu amigo Marcio, além de todos que por lá passaram. Agradeço não só todos os ensinamentos e conversas que hoje possibilitam esse trabalho, mas também a amizade e a paciência de vocês. Certamente o profissional que hoje sou se deve em grande medida a vocês.

Agradeço aos meus amigos de graduação, em especial ao grupo “Xexelly” e amigos Daniel, Keth, Morgana, Zé, Michelle, Gabriel, João, Ju e Vic, que são meus maiores companheiros nessa loucura da vida acadêmica.

Aos meus companheiros de pós-graduação, agradeço pela amizade no decorrer desta caminhada. Além de Keth e Michelle, agradeço aos meus amigos Vinícius, Bruno, João, Marcelo, Maciel, Ledson, Carol, Fernanda, Fernando, Duda pelo suporte nessa caminhada do mestrado. Sem vocês o caminho certamente teria sido mais pesado e muito menos prazeroso. Agradeço também a todos os participantes da pelada da pós no campo da dona Leia, as terças eram os melhores dias do mestrado!

Agradeço a todos meus amigos de FAETEC Diego, Guilherme, Vladir, Mathias, Chico, Japinha e tantos outros – em especial à Nata do Charme –, que há mais de dez anos têm sido grandes companheiros na caminhada da vida e amadurecimento. Com vocês eu tenho crescido e amadurecido e tenho orgulho de ver a trajetória de cada um.

Agradeço também aos amigos do Codeprê Wagner, João, Paulo, Danilo, Pruda e Marcelo por terem tornado os dias de isolamento da pandemia em dias mais suportáveis. Em períodos tão complicados, vocês estavam presentes para tornar os dias menos pesados.

Agradeço também a minha namorada, Laura, pelo apoio nos últimos meses e na fase mais crucial desta dissertação – e por arranjar tempo e disposição para ajudar na correção deste texto. Com você tenho compartilhado as alegrias e as frustrações da árdua caminhada acadêmica. Sou grato pela vida ter nos colocado no mesmo caminho. Você tem sido um exemplo e uma companheira incrível.

Esse trabalho não seria possível sem o meu orientador Romero Rocha e meu coorientador André Sant’Anna. Por isso, agradeço vocês por todo o ensinamento nesses últimos anos, a paciência, o empenho e a confiança em mim para o desenvolvimento desta dissertação. Eu busquei o meu melhor em tempos complicados e assumo responsabilidade de qualquer imprecisão ou imperfeição no decorrer desta dissertação.

Aproveito para agradecer a todos os professores que contribuíram na minha formação, em especial aos docentes do PPGE/UFRJ, mas também a todos os professores presentes na minha caminhada acadêmica. Agradeço também a todo o corpo de funcionários da UFRJ e ao suporte financeiro da CAPES durante a minha pesquisa e trajetória no PPGE. Além disso, agradeço a todas as instituições que financiaram as pesquisas que pude fazer parte desde 2015, quando ingressei no Grupo de Economia do Meio Ambiente.

RESUMO

A presente dissertação discute a consolidação de usos do solo antrópicos da agropecuária nos biomas brasileiros a partir dos anos 1990, tendo como maior contribuição à inferência de efeitos de choque de produtividade da soja transgênica nesses usos do solo. Parte da bibliografia de intensificação agropecuária e transição florestal argumenta que choques de produtividade que gerem intensificação têm a capacidade de poupar terra e possibilitar a conservação e revegetação de florestas. Por outro lado, diversos estudos argumentam que essa causalidade requer que uma série de mecanismos se alinhem, impedindo externalidades negativas – em termos ambientais – desses choques de produtividade. No caso brasileiro, como é visto no decorrer desta dissertação, a conversão de vegetação nativa em usos agropecuários foi intensa a partir de 1990 – conjuntamente com o aumento da produtividade e da produção agrícola de forma geral. Além dessas conversões, principalmente na Amazônia e em partes do Cerrado, diversas transições entre usos do solo agropecuários foram verificadas no período, onde culturas mais rentáveis como soja e cana-de-açúcar passaram a ocupar diversas regiões já consolidadas por pastagem e outras agriculturas temporárias. No terceiro capítulo desta dissertação, como principal contribuição deste trabalho, buscou-se inferir efeitos causais do choque de produtividade a partir da soja transgênica na expansão dos usos do solo. Os resultados encontrados são heterogêneos entre os três principais biomas brasileiros: na Amazônia o choque de produtividade gerado pela soja transgênica teve efeito médio negativo sobre a área de floresta – apontando para a prevalência de um efeito tal qual o Paradoxo de Jevons para terra –, enquanto causou importante expansão de usos do solo de pasto e soja; no Cerrado e na Mata Atlântica, a soja se expandiu principalmente sobre áreas de pastagem e outras agriculturas temporárias – onde não foi possível identificar efeitos estatisticamente significativos sobre as áreas de vegetação natural. Os resultados sugerem a não existência de um caminho de transição florestal induzido pelo choque de produtividade gerado pela introdução da semente da soja transgênica no Brasil e nos seus biomas separadamente.

Palavras-chave: desmatamento; choque de produtividade da soja; intensificação agropecuária.

ABSTRACT

The present dissertation discusses the consolidation of anthropic agricultural land uses in Brazilian biomes from the 1990s onwards, having as a major contribution to the inference of productivity shock effects of transgenic soy in these land uses. Part of the literature on agricultural intensification and forest transition argues that productivity shocks that generate intensification have the capacity to save land and enable forest conservation and revegetation. On the other hand, several studies argue that this causality requires that a series of mechanisms align, preventing negative externalities – in environmental terms – of these productivity shocks. In the Brazilian case, as seen throughout this dissertation, the conversion of native vegetation into agricultural uses was intense from 1990 onwards – together with the increase in productivity and agricultural production in general. In addition to these conversions, mainly in the Amazon and in parts of the Cerrado, several transitions between agricultural land uses were observed in the period, where more profitable crops such as soybeans and sugarcane began to occupy several regions already consolidated by pasture and other temporary agriculture. In order to have unprecedented evidence, in the third chapter of this dissertation, we sought to infer causal effects of the productivity shock from transgenic soybeans on the expansion of land uses. The results found are heterogeneous among the three main Brazilian biomes: in the Amazon, the productivity shock generated by transgenic soy had an average negative effect on the forest area – pointing to the prevalence of an effect such as the Jevons Paradox for land – while caused an important expansion of pasture and soybean land uses; in the Cerrado and the Atlantic Forest, soybean expanded mainly over pasture areas and other temporary agriculture – where it was not possible to identify statistically significant effects on areas of natural vegetation. The results suggest the non-existence of a forest transition path induced by the productivity shock generated by the introduction of transgenic soybean seed in Brazil and in its biomes separately.

Keywords: deforestation; soybean productivity shock; agricultural intensification.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	8
1. ESTUDO DA LITERATURA	11
1.1 Impacto da intensificação no desmatamento e uso do solo	11
1.2 Transição Florestal e Heterogeneidades	15
2. ESTUDO SOBRE AS TRANSIÇÕES DO SOLO	22
2.1 Uma Matriz de Transição	23
2.1.1 Brasil: agregando um país heterogêneo.....	27
2.1.2 Mata Atlântica: transições em uma região consolidada	32
2.1.3 Cerrado: a história de uma ocupação heterogênea	37
2.1.4 Amazônia: a expansão da fronteira e uma história repetida.....	41
2.2 Análise Regional de Imagens de Satélite do Uso do Solo.....	46
3. A SOJA TRANSGÊNICA E O USO DO SOLO BRASILEIRO	56
3.1 Construção das Variáveis e Bases de Dados	57
3.1.1 Variável de Interesse: dimensão cross-section e temporal	57
3.1.2 Variáveis Dependentes	60
3.2 Estratégia Empírica.....	63
3.3 Estatísticas Descritivas	66
3.4 Resultados Principais.....	69
3.5 Tendências Pré e Pós-Tratamento	78
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	84
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86
APÊNDICE	92

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 mais 26,7% das emissões totais de GEE do Brasil – mais até do que os 18,2% das emissões de GEE do setor energético. Além dessa contribuição do setor da agropecuária brasileiro para as emissões de GEE e, conseqüentemente, 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 frequentemente associado a diversos fatores, indo desde mecanismos de mercado (ASSUNÇÃO et al., 2015), da especulação da terra, dos marcos regulatórios e políticas públicas (HARGRAVE & KIS-KATOS, 2013; BURGESS et al., 2018; GANDOUR, 2018; ASSUNÇÃO et al., 2020; SANT'ANNA & COSTA, 2021), da falta de fiscalização e governança (REYDON et al., 2020; CORREIA-SILVA & RODRIGUES, 2019). Apesar de muitos estudos contribuírem para medir e explicar o impacto desses fatores, de forma geral, a dinâmica de ocupação e transição do solo ainda não é totalmente conhecida.

Em particular, um componente importante para compreender os padrões de transição do uso do solo, das florestas e do desmatamento que muitas vezes é deixado de lado pela literatura é a importância da intensificação e de 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 lado esse efeito pode ser ambíguo dependendo do contexto – tal qual no paradoxo de Jevons, onde o uso mais eficiente de um insumo através 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 E 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 usos agrícolas, como soja e cana-de-açúcar, e de pastagem em áreas de vegetação nativa não teria se interrompido no período.

Portanto, essa dissertação visa endereçar uma pergunta de pesquisa principal: quais são os potenciais efeitos diretos de um choque de produtividade nos usos do solo no Brasil? Mais especificamente, como contribuição principal deste trabalho, busca-se estimar através de um modelo de diferenças-em-diferenças não binário – onde o tratamento consiste no choque de produtividade potencial gerado pela introdução da semente da soja transgênica – como 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 et al. (2016), que estuda os efeitos da soja transgênica na indústria e no mercado de trabalho, e das séries históricas detalhadas de uso do solo do MapBiomias 6¹.

Este trabalho busca contribuir com a literatura não só ao construir um modelo a partir de uma base de dados com alto nível de detalhamento e a partir de uma estratégia de identificação consolidada por Bustos et al. (2016), mas também ao permitir que as estimações possam levar em consideração potenciais heterogeneidades de cada bioma brasileiro. Os resultados encontrados indicam que no bioma Amazônia, o choque de produtividade da soja transgênica teve resultados significativos na diminuição de florestas e aumento de usos como pastagem e soja. Nos biomas Mata Atlântica e Cerrado, onde o uso do solo se apresenta em fases mais consolidadas, os efeitos em vegetações nativas não são significativos, mas o choque de produtividade gerou uma substituição de usos que tendem a ser menos rentáveis, como pastagem e outras agriculturas temporárias, por soja.

A fim de subsidiar as interpretações dos resultados principais desta dissertação, um objetivo secundário consiste no estudo das transições do uso do solo nos principais biomas brasileiros a partir de estatísticas descritivas e mapas construídos a partir do MapBiomias 6. Com o estudo dessas matrizes e desses mapas busca-se entender os principais movimentos ocorridos em termos de ocupação do solo nas regiões de interesse,

¹ O MapBiomias consiste em um Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil, com o propósito de entender a dinâmica do uso do solo no Brasil e disponibilizar dados georreferenciados anuais do uso do solo brasileiro.

entender o processo de consolidação de usos agropecuários e as heterogeneidades em cada região e, então, interpretar o que os resultados do choque de produtividade da soja sobre os demais usos do solo podem significar.

O presente trabalho está dividido em três capítulos principais. Primeiramente, foi realizado um estudo da literatura existente, buscando destacar a literatura diretamente correlata sobre as relações de choque de produtividade e intensificação da agricultura no desmatamento e potenciais mecanismos causais dessa relação e, além disso, os estudos que se debruçam em entender os padrões de ocupação do solo e de transição florestal. No segundo capítulo é apresentado o estudo dos padrões das transições dos usos do solo a partir dos dados primários do MapBiomas 6 com as matrizes de transição de cada bioma e com mapas da evolução do uso do solo de regiões de interesse. Por fim, são apresentados no último capítulo os principais resultados empíricos visando responder à pergunta de pesquisa, bem como a descrição das variáveis e da estratégia empírica utilizada.

1. REVISÃO DA LITERATURA

1.1 Impacto da intensificação no desmatamento e uso do solo

No Brasil, algumas evidências preliminares merecem destaque. Assunção & Bragança (2015) verificam, 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, havendo nestas regiões a substituição de pastagens por agricultura e até um aumento de áreas de floresta. Utilizando uma estratégia empírica distinta, Assunção et al. (2017) e Szerman et al. (2022) mostram que ganhos de produtividade da agricultura a partir da eletrificação de diversas regiões reduziram o desmatamento nesses municípios.² No campo teórico, esses argumentos são sustentados por modelos similares, onde um indivíduo maximizador e com considerável restrição a crédito tem que alocar seu capital em uma unidade de terra com gado ou uma unidade de terra com agricultura – sendo a primeira menos capital-intensiva do que a segunda. Após um choque de produtividade na agricultura (ou no uso do solo genérico mais capital-intensivo), a alocação deste capital se move ainda mais em direção da agricultura, tornando a produção global menos intensiva em terra – aumentando não só a área de agricultura como também a floresta secundária resultante do abandono da pastagem. Caso não houvesse restrição de capital, então o efeito deste choque de produtividade para o indivíduo maximizador seria expandir as terras da produção mais 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 através de alguns mecanismos – como Assunção et al. (2017) e Szerman et al. (2022) argumentam. Vale citar, por exemplo, a substituição de culturas menos produtivas para 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 da ocupação de mais terra para o aumento da produção; e que o progresso tecnológico pode estar correlacionado ao mesmo tempo com o aumento da intensidade

² Szerman et al. (2022) consiste em uma versão atualizada do working paper Assunção et al. (2017). Apesar de Szerman et al. (2022) ser a referência mais atualizada, muito do que foi feito neste trabalho busca discutir com Assunção et al. (2017) e por isso as duas referências acabarão sendo conjuntamente citadas.

da produção e com as 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 desenvolvida nos anos 1990 e no início dos anos 2000 (MATHER, 1992; RUDEL et al., 2005) – que será abordada em mais detalhes na subseção a seguir. Porém, como alguns autores ressaltam, a predominância desses mecanismos é altamente contexto-dependente, onde deve-se levar em conta o tipo de progresso tecnológico, os produtos agrícolas que mais se beneficiam e as elasticidades preço-demanda, o efeito no custo da produção e na lucratividade, o impacto no preço da terra, a qualidade da governança e da definição dos direitos de propriedade (EWERS et al., 2009; HORNBECK, 2010; PHELPS et al., 2013; BYERLEE et al., 2014; CEDDIA et al., 2014; GIL et al., 2018; GARRETT et al. 2018; KUBITZA et al., 2018). Isto é, apesar da ideia tentadora de que incentivos para o mercado 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.

Complementarmente, nas últimas décadas, o Brasil observou ganhos de produtividade muito significativos em culturas capital-intensivas, como a soja, paralelamente à expansão da fronteira do desmatamento com a ocupação, principalmente, de floresta por pastagens. Desta forma, no contexto macro brasileiro, as proposições teóricas propostas por Assunção & Bragança (2015), Assunção et al. (2017) e Szerman et al. (2022) não parecem ter operado como força predominante, no sentido em que ganhos expressivos de produtividade somados à restrição de capital deveriam substituir uma tendência extensiva por uma agropecuária mais intensiva. Sobre isso, vale destacar três pontos relevantes. Primeiramente, dentro do arcabouço teórico proposto por Assunção et al. (2017) e Szerman et al. (2022), os autores argumentam que é possível que exista 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.

Em segundo lugar, no Brasil, onde os direitos de propriedade não são bem definidos e a fronteira do desmatamento é, na prática, quase aberta, é especialmente interessante incorporar na função de retornos esperados da terra um componente de ganho especulativo de capital com a consolidação dos direitos de propriedade de uma "nova

terra”. Young (1996) propõe um modelo de portfólio onde o indivíduo busca maximizar o seu retorno esperado com os ativos que tem à sua disposição. Em geral, existem dois componentes principais dos ativos: um componente corrente, relacionado aos retornos da produção do ativo no presente, e um outro 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 nesta terra 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 ele pode transferir para terceiros, o retorno esperado da terra pode ser bem maior do que apenas o componente corrente da produção.

Por fim, como argumentam Assunção et al. (2020), a restrição de crédito como contrapartida de ações ilegais de desmatamento de fato tende a frear o desmatamento, dada a importância do crédito no financiamento da produção agrícola e também como financiamento da expansão de áreas agrícolas. Porém, conforme sugere Young (1996), quando se internaliza na função de retornos esperados o lucro proveniente da titulação da terra pela sua ocupação e, posteriormente, este proprietário consegue realizar este lucro vendendo esta terra para um outro produtor ainda mais capital-intensivo, então é capaz que a expansão da fronteira possa ser, em parte, financiada endogenamente. Além disso, se os proprietários secundários destas terras estão crescendo ou passam a ser agentes maiores, a restrição ao capital deixa cada vez mais de ser um fator limitador para expansão extensiva da produção.

Sendo assim, outros estudos encontram que, na verdade, a intensificação, os ganhos de produtividade e tecnológicos podem ter efeitos ambíguos sobre a conservação das florestas tropicais, como resultado de um efeito "rebote". Particularmente, no Brasil, Arima et al. (2011) apontam que ganhos de produtividade e a intensificação da produção por algumas culturas como a soja tendem a provocar a expulsão de produções menos intensivas (como o pasto de baixa produtividade) para a fronteira do desmatamento, de forma que haja um efeito indireto na mudança do uso do solo (ILUC - Indirect Land Use Change). Richards et al. (2014) e Richards (2015) exploram os mecanismos por trás das

³ Importante destacar que aqui não se considera potenciais efeitos de depreciação sobre o valor intrínseco à floresta conservada.

mudanças indiretas de uso do solo pela intensificação e argumentam que a apreciação no preço da terra e o aumento dos retornos esperados da produção têm um papel importante neste processo. Garrett et al. (2018) por sua vez encontram que a intensificação – derivada de melhores políticas de conservação – provoca uma diminuição da expansão das terras da agropecuária no curto prazo, mas que no longo prazo essa tendência se reverte, demandando políticas focalizadas de desmatamento zero.

No caso dos biocombustíveis, por exemplo, a sua promoção visa mitigar a emissão relacionada à queima de combustíveis fósseis para geração de energia, o que resultaria em um efeito negativo na emissão de gases do efeito estufa (GEE). Porém, por outro lado, é possível que haja um aumento na demanda por terra (o que pode gerar aumento do desmatamento e das emissões de GEE) visando atender o aumento da demanda por produtos agrícolas necessários para a produção destes biocombustíveis. Neste sentido, há uma literatura relevante que estuda os potenciais efeitos ambíguos da promoção de biocombustíveis na produção de gases de efeito estufa através de diferentes mecanismos potenciais (SEARCHINGER et al., 2008; LAPOLA et al., 2010; WALKER et al., 2011; de SÁ et al., 2013; FERREIRA FILHO & HORRIDGE, 2014).

A internalização de potenciais efeitos de mudanças indiretas no uso da terra são relevantes para o entendimento dos efeitos globais de vetores do desmatamento, uma vez que os efeitos diretos sobre desmatamento podem ter sentido contrário aos efeitos totais no desmatamento de determinada política pública, avanço tecnológico ou qualquer mudança de paradigma. Neste estudo, apesar dos principais resultados empíricos se limitarem a efeitos diretos, é importante ter noção de potenciais efeitos indiretos para o subsídio na interpretação de resultados heterogêneos das regiões consolidadas frente às regiões de fronteira do desmatamento.

1.2 Transição Florestal e Heterogeneidades

Nos anos noventa, com a contribuição seminal de Mather (1992), se consolidou o conceito de Transição Florestal: consiste na inflexão das taxas de desmatamento para uma nova etapa de expansão das áreas de floresta.⁴ Mather (1992) observa e discute as diversas experiências recentes à época de transição florestal em países desenvolvidos, buscando identificar variáveis comuns entre os casos notáveis que poderiam estar associadas com essa reversão das taxas de desmatamento e, dessa forma, subsidiar a discussão sobre o desmatamento de florestas tropicais – Walker (1993) já utilizava a discussão da transição florestal ainda embrionária para abordar com mais destaque o desmatamento em florestas tropicais.

Em uma descrição simplificada e genérica do processo de transição florestal proposta por Mather (1992), em um momento inicial, a expansão de áreas agrícolas ocorre como uma resposta à expansão acelerada da demanda por produtos agrícolas, dado o crescimento da população – isto é, se a taxa de crescimento da demanda por produtos agrícolas cresce acima da produtividade, então o desmatamento persiste. Períodos depois, com a diminuição da taxa de crescimento da população e com as revoluções agrícolas que provocam consideráveis ganhos de produtividade, a taxa de desmatamento cai até um ponto em que há mais área agrícola do que o necessário para atender a demanda corrente – ao mesmo tempo em que a demanda por produtos e serviços florestais começam a subir. Neste sentido, os ganhos de produtividade são essenciais para que seja possível “poupar” terra e permitir que as transições florestais se estabeleçam – em consonância com os modelos teóricos propostos por Assunção & Bragança (2015), Assunção et al. (2017) e Szerman et al. (2022) para o Brasil.⁵

Porém, se o ganho de produtividade é condição necessária para diminuir o desmatamento ou até gerar 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. Isto porque “fatores complicadores” como a

⁴ Experiências históricas de transição florestal já eram conhecidas e estudadas anteriormente, porém Mather (1992) se torna contribuição seminal ao construir o termo e um modelo a partir dessa generalização empírica.

⁵ Paralelamente a isso, Mather (1992) também reconhece que com o desenvolvimento dessas regiões, há o crescimento relativo de uma população urbana e da demanda por serviços ecossistêmicos (apesar do termo ser um anacronismo).

urbanização, a política de uso da terra e os padrões de comércio podem desviar a trajetória de uma transição florestal – alguns dos fatores que também explicam heterogeneidades entre as trajetórias de países temperados e tropicais, como já argumentava Walker (1993). Portanto, a condição necessária de aumento da produtividade para atender a 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.

Complementarmente, outros estudos e modelos surgiram nos anos seguintes aprofundando a contribuição seminal de Mather (1992). Grainger (1995) e, posteriormente, Barbier (2010), por exemplo, buscaram separar a primeira fase de desmatamento da segunda fase de reflorestamento da transição florestal, onde os motivos que encerram a primeira não devem necessariamente serem os mesmos que iniciam a segunda. Isto é, o fim do desmatamento líquido não necessariamente levará à transição florestal, apesar de ser necessário estabelecer as políticas para frear o desmatamento para então se introduzir as condições necessárias que levem ao reflorestamento. Nesse sentido, essas contribuições são relevantes para entender que não é natural que o alto nível de desmatamento chegue a um ponto de saturação onde necessariamente levará à transição florestal. Esses processos têm componentes e causas próprias, apesar de ser condição necessária da transição florestal o fim do desmatamento líquido.

Rudel et al. (2005) e Lambin & Meyfroidt (2010) são outras importantes contribuições que buscaram aprofundar as principais causas e mecanismos presentes nos exemplos de transição florestal – e os motivos pelos quais elas também não ocorram sempre. Segundo Rudel et al. (2005), existem dois caminhos principais que levam à transição florestal. O primeiro consiste em um caminho de desenvolvimento econômico, onde o abandono da terra e posterior reflorestamento se daria pelo aumento dos custos através dos ganhos salariais de trabalhadores rurais – que passam a ser cada vez mais escassos com processos de urbanização. Nesse processo, o governo poderia facilitar o processo de transição florestal ao criar ou estimular a criação de parques e áreas protegidas nessas áreas abandonadas. O segundo consiste no caminho de escassez florestal, onde a preço de produtos e serviços ecossistêmicos aumentam, tornando florestas mais rentáveis do que as áreas agrícolas marginais. Políticas que criam mercados onde o valor desses bens e serviços passam a ser internalizados são meios de induzir a este caminho.

Os autores mostram que algumas experiências europeias nos anos 1990 estão mais relacionadas ao caminho de desenvolvimento econômico, enquanto algumas experiências asiáticas no mesmo período estariam associadas ao caminho da escassez florestal. De modo antagônico, discutem que alguns outros países experenciaram no período taxas positivas de desmatamento por conta de armadilha de pobreza⁶ e por conta da expansão dos mercados agrícolas, como em países de florestas tropicais como Brasil, Indonésia e Camarões. Nestes casos, as elites agrícolas continuam aferindo rendas excepcionais com a expansão de terras agricultáveis, não possibilitando que as políticas apropriadas de conservação e reflorestamento sejam implementadas ou gerem efeito líquido positivo na área de floresta – apesar de alguns casos de reflorestamento em recortes regionais específicos.

Na mesma linha de Rudel et al. (2005), Lambin & Meyfroidt (2010) aprofundam o estudo dos principais mecanismos das transições florestais, destacando dois principais: mecanismos socio-econômicos, de caráter exógeno às transições de uso do solo; e mecanismos de feedback socio-ecológicos, com perfil endógeno aos processos de transição de uso do solo. Esses mecanismos podem ser aprofundados em alguns outros mais específicos, como, por exemplo, crescimento limitado de recursos, escassez de terra/intensificação e ajustes no uso do solo como mecanismos de feedback socio-ecológico (endógenos) e modernização econômica, acesso a mercados, propriedade da terra, comércio internacional e difusão de princípios conservacionistas como mecanismos de mudanças socioeconômicas (exógenos). Dentro do arcabouço de Lambin & Meyfroidt (2010), esses mecanismos podem estar associados a cinco caminhos específicos de transição florestal: o caminho de escassez de floresta, de políticas do Estado, de desenvolvimento econômico, de globalização e o caminho da intensificação do pequeno proprietário. Portanto, este arcabouço complexo desenvolvido pelos autores estabelece quais os mecanismos viáveis para promover os diferentes tipos de transição florestal, possibilitando estabelecer políticas apropriadas para os caminhos possíveis dentro de determinado contexto – ou entender por que processos de transição florestal não ocorreram mesmo com a atuação de determinado mecanismo.

Dentro do arcabouço teórico de Lambin & Meyfroidt (2010), o choque de produtividade e a intensificação agrícola só podem levar à transição florestal pelos

⁶ Principalmente em alguns países africanos, onde atividades agrícolas são uma das poucas opções de sobrevivência e a queima de lenha é, em certos contextos, a única fonte energética.

caminhos da escassez florestal ou da intensificação do pequeno produtor rural. Porém, como os próprios autores sugerem sobre o mecanismo da intensificação agrícola, quando a intensificação não ocorre por meio da escassez de terra, o efeito sobre uma potencial transição florestal pode ser ambígua, a depender como esse choque de produtividade afeta o mercado de trabalho e a imigração, ou se a produção é voltada para abastecimento local ou global, ou se a produção agrícola se torna mais lucrativa e como as políticas conservacionistas acompanham essa intensificação (ver também RUDEL et al., 2009). Portanto, buscando interpretar os modelos desenvolvidos por Assunção & Bragança (2015), Assunção et al. (2017) e Szerman et al. (2022) a partir desse arcabouço, é improvável que os ganhos de produtividade observados no Brasil levem automaticamente a um caminho de transição florestal através da escassez de terra – já que essa não é uma questão no Brasil – ou através da intensificação do pequeno produtor rural – uma vez que a concentração rural no Brasil é uma questão não superada (SANT’ANNA, 2017).

De fato, no caso brasileiro, o mecanismo da intensificação da produção agrícola não resulta da escassez de terra e não parece ter levado a uma transição florestal pelos caminhos da escassez florestal ou da intensificação do pequeno produtor. Ao contrário disso, o Brasil passou a ter papel crescente no fornecimento de grãos e outros produtos agrícolas para o mundo, sem resolver questões históricas do direito de propriedade da terra – apesar de avanços em políticas conservacionistas na década de 2000. A importância do comércio internacional para as experiências de transição florestal em um mundo cada vez mais globalizado já era levantada por Mather (1992) e por autores que o seguiram. Neste sentido, uma das contribuições mais importantes foi a de Lambin & Meyfroidt (2011), onde os autores chamam atenção para a importância de se ter uma visão global sobre os processos de transição florestal – quando os estudos, em geral, se restringem à escala nacional ou regional.

Segundo os autores, o processo de globalização das últimas décadas, entendido na forma de liberalização comercial, progresso tecnológico dos transportes e a revolução das tecnologias de informação, admite que haja uma reorganização global na produção de produtos agrícolas, de modo que em alguns países isso se reflita em um processo de transição florestal local, mas em outros o desmatamento se aprofunde. Para entender por que o processo de transição florestal não se consolida em diversos países e em escala global, Lambin & Meyfroidt (2011) destacam quatro efeitos: efeito deslocamento ou

vazamento, efeito rebote, efeito cascata e efeito remeça. Desses quatro, os três primeiros valem maior atenção para este estudo.

O efeito deslocamento ou vazamento consiste no deslocamento da produção de uma região para outra por conta de alguma política ambiental ou zoneamento que dificulte a produção na primeira. Enquanto alguns países passam a enxergar a importância de se ter mais florestas, dos serviços ecossistêmicos derivados e passam a adotar políticas conservacionistas mais sérias, por outro lado, países principalmente tropicais, que se beneficiaram dos avanços tecnológicos mais recentes na produção agrícola, podem aumentar a sua escala de produção e, caso seja economicamente vantajoso, até expandir a área agrícola – dada também a maior fragilidade das legislações ambientais e das políticas de comando e controle. Como os autores argumentam, países desenvolvidos que estabeleceram políticas para aumentar suas áreas de conservação também aumentaram em muito a importação de cereais no período – enquanto o Brasil parece ter facilitado a transição florestal em muitos países ao absorver cada vez mais a demanda mundial de carne, soja e madeira.

Outro efeito importante para o caso brasileiro é o efeito rebote: consiste em uma resposta dos agentes a uma mudança significativa na tecnologia. Isso pode ocorrer por conta de um choque de produtividade que reduza os preços e, portanto, aumente a renda disponível e a demanda para outros produtos agrícolas – tal qual o paradoxo de Jevons – , ou então através de um choque de produtividade que aumente os lucros dos produtores agrícolas e eles enxerguem isso como um incentivo para expandir a área agrícola. Em diversas experiências nacionais, choques de produtividade não estiveram diretamente ligados com um efeito de “*land sparing*”, isto é, a redução de uso agropecuário da terra pelo aumento da produtividade por hectare, sugerindo que esse efeito possa ocorrer em muitos casos e ser potencializado em um mundo globalizado – especialmente importante para a expansão da soja no Brasil.

O efeito cascata consiste em um desencadeamento de mudanças indiretas no uso do solo a partir de determinado choque. Como já mencionado na subseção anterior, no caso brasileiro esse efeito pode ser exemplificado a partir do caso dos biocombustíveis: em um primeiro momento ocorre um aumento da demanda por produtos agrícolas que servem de insumo para produção de biocombustíveis. A substituição do produto de um lugar para atender esse aumento de demanda pode interferir em diversos outros produtos agrícolas, como um efeito cascata. Se determinado lugar substitui sua produção de

alimento para atender o mercado de biocombustíveis, então há uma diminuição na oferta dos produtos alimentícios, que gera aumento dos preços e pressão para a produção destes produtos em outro local (próximo ou longe), desencadeando um efeito cascata.

Em escala regional, Walker (2012) discute a ambiguidade de se abordar a trajetória do uso do solo na Mata Atlântica como uma suposta transição florestal. Para isso, constrói um modelo teórico de equilíbrio geral (Thunen), considerando a Mata Atlântica como uma região industrial mais desenvolvida e a Amazônia como uma região agrícola menos desenvolvida. Nesse contexto, qualquer característica de transição florestal que possa existir na Mata Atlântica nas últimas décadas não pode ser vista desconectada da trajetória na fronteira do desmatamento amazônica. Utilizando a contribuição de Lambin & Meyfroidt (2011) para discutir os resultados de Walker (2012),⁷ é possível identificar: (i) efeito deslocamento, onde na região mais desenvolvida passa a se valorizar mais serviços ambientais e a fiscalização tende a ser mais eficiente, gerando um deslocamento parcial da produção agropecuária para a região menos desenvolvida e com fronteira parcialmente aberta; (ii) efeito rebote, uma vez que a tecnologia agrícola desenvolvida nas últimas décadas viabilizou e aumentou a produtividade agrícola do Cerrado e da Amazônia (Amazônia Legal), tornando a produção agropecuária nessas regiões mais atrativa; (iii) e um claro efeito cascata, onde produtos como a cana-de-açúcar e a soja na Mata Atlântica e no Cerrado fora da Amazônia Legal passaram a ocupar outras produções agropecuárias, gerando uma série de efeitos indiretos em cascata – no próximo capítulo, no estudo das transições do solo nas últimas décadas dos biomas brasileiros, esses movimentos serão novamente abordados. Portanto, de forma agregada, não há qualquer indício de transição florestal líquida, apenas de uma reorganização espacial dos usos do solo.

Um exemplo dentro da própria Mata Atlântica (e parte do Cerrado) é a trajetória do uso do solo no estado de São Paulo a partir de 1960, como aborda Calaboni et al. (2018). Até 1970, a expansão da produção se dava principalmente através da conversão de floresta em áreas agrícolas. A partir da década de 1980, onde boa parte do estado já observava taxas baixíssimas de remanescentes florestais, os autores observam a substituição de culturas menos produtivas por outras mais produtivas – em geral culturas

⁷ A contribuição de Lambin & Meyfroidt (2011) foca nos casos entre diferentes países e dá atenção para o comércio internacional, que não é o caso de Walker (2012). De todo modo, os efeitos descritos pelos autores podem ser extrapolados para contextos regionais em um mesmo país sem perdas significativas.

“*export-oriented*”, com importante incentivo à mecanização e fertilização através de políticas de crédito.⁸ Com isso, áreas marginais de menor produtividade, com relevo menos propício à produção, passam a ser abandonadas e transformadas em áreas de proteção ambiental, havendo ainda nos anos 1980 um primeiro indício de revegetação natural em alguns municípios do estado. Porém, em municípios com maior potencial agrícola (relevo propício e solo capaz de reter água), até 1996 se observa perdas de floresta para o estabelecimento principalmente de soja e cana-de-açúcar. Portanto, o aumento da produtividade com a promoção dessas duas culturas teria possibilitado uma tendência de “*land sparing*” de forma agregada, mas apenas por conta das já baixas taxas de remanescentes florestais no estado e de políticas ambientais visando promover áreas protegidas, principalmente áreas marginais de baixa produtividade – havendo ainda assim regiões que perderam floresta com o aumento da produtividade e outras regiões que observaram ganhos nas áreas de floresta.

Portanto, apesar da possibilidade de aumentar a eficiência produtiva global a partir da especialização e dos potenciais produtivos de cada país, a globalização pode potencializar alguns efeitos perversos, botando em xeque a existência de uma tendência de transição florestal em nível global – levando em conta também outras características da globalização potencialmente problemáticas, como a influência de grandes empresas do agrobusiness e de grandes fluxos financeiros internacionais que impactam localmente no uso do solo (ver CEDDIA, 2020).

⁸ Os autores destacam também que já no final da década de 1970 já é possível observar o aumento da soja – por conta da tecnologia que adaptou a cultura para as condições do Cerrado – e da cana-de-açúcar, no contexto do PROÁLCOOL, que aumentou a sua demanda e a rentabilidade.

2. ESTUDO SOBRE AS TRANSIÇÕES DO SOLO

Tendo como objetivo desta dissertação o estudo do efeito da soja transgênica e do seu potencial ganho de produtividade nos usos do solo, é de suma importância estar familiarizado com os movimentos recentes do uso do solo nos principais biomas brasileiros. No Capítulo I, alguns aspectos teóricos da relação de intensificação/aumento da produtividade com o uso do solo foram apresentados para subsidiar os resultados do Capítulo III, juntamente com uma discussão embrionária sobre aspectos do uso do solo e transição florestal no contexto brasileiro. No Capítulo II, por sua vez, pretende-se caracterizar descritivamente os usos e transições do solo entre 1990 e 2020 nos três principais biomas brasileiros a partir dos dados do MapBiomas 6 visando o complementar o subsídio estatístico para a análise proposta no Capítulo 3.

Na seção 2.1 essa caracterização será feita através de matrizes de transição do solo, construídas a partir das tabelas de transição de uso do solo por UF e bioma, disponibilizados pelo MapBiomas;⁹ na seção 2.2 a evolução do uso do solo no período entre 1990 e 2020 será apresentada através de mapas construídos a partir de dados georreferenciados do MapBiomas,¹⁰ focando em regiões que experimentaram importantes mudanças nos usos agropecuários e florestais nas últimas três décadas.

⁹ 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

¹⁰ https://code.earthengine.google.com/?accept_repo=users%2Fmapbiomas%2Fuser-toolkit&scriptPath=users%2Fmapbiomas%2Fuser-toolkit%3Amapbiomas-user-toolkit-lulc.js

2.1 Uma Matriz de Transição

Primeiramente é crucial entendermos o conceito de uma matriz de transição: se trata de uma forma de organizar dados categorizados que evoluem de um período t_0 para um período t_1 em formato matricial. Nesse caso, deseja-se construir uma matriz com as respectivas áreas das categorias de uso do solo em t_0 (1990) e para quais categorias essas áreas transitaram no período t_2 (2020). Para simplificar a explicação e apresentação das matrizes de transição, a Figura 1 exemplifica uma matriz de transição simples entre o período t_0 e t_2 de quatro categorias de uso do solo diferentes (A, B, C e D).

Figura 1. Exemplo de matriz de transição genérica entre períodos t_0 e t_2 .

		Transições de t_0 para t_2				<i>Soma</i>
		t_2				
t_0	A	25	12	31	4	72
	B	0	4	20	0	24
	C	2	1	5	0	8
	D	1	14	4	24	43
	<i>Soma</i>	28	31	60	28	147

Fonte: Elaboração própria.

Como é possível identificar na Figura 1, os elementos dessa matriz correspondem à área de cada categoria que transitou entre os períodos t_0 e t_2 , de forma que na diagonal principal temos as áreas que permaneceram na mesma categoria. Por exemplo, a partir do primeiro elemento (A->A), é possível identificar que de t_0 para t_2 25 hectares permaneceram na categoria A, enquanto no elemento da segunda linha e terceira coluna (B->C) é possível verificar que 20 hectares de B em t_0 se converteram em C em t_2 . Nesse exemplo, é possível observar também que a soma em cada linha corresponde à área de cada categoria em t_0 , enquanto a soma em cada coluna corresponde a área de cada categoria em t_2 ; a soma de todos os elementos da matriz corresponde à área total analisada. Portanto, considerando esse exemplo, é possível notar que entre t_0 e t_2 a categoria A perdeu mais da metade de sua área, enquanto a categoria C passou da menos representativa para a mais representativa (crescendo principalmente a partir das áreas da categoria A e da categoria B).

Como se pode observar também na Figura 1, é possível que duas categorias de uso do solo possam ter convertido áreas entre elas de forma simultânea no período (como, por exemplo, os elementos de A->C e C->A são maiores que zero). Portanto, é importante

apresentar também uma matriz de transição de uso do solo líquida, isto é, uma matriz de transição que considera a área perdida em determinada transição e a área recebida pela transição oposta. Desse modo, é possível saber se determinada transição entre duas categorias é deficitária ou não. Algebricamente, isso nada mais é do que uma operação de subtração entre a matriz de transição e a transposta dessa matriz de transição, conforme exemplificado na Figura 2.

Figura 2. Exemplo do cálculo de matriz de transição líquida.

Matriz de transição líquida: matriz de transição de t0 para t2 subtraída da sua transposta																		
		t2						t0						t2				
		A	B	C	D			A	B	C	D			A	B	C	D	
t0	A	25	12	31	4		A	25	0	2	1		t0	A	0	12	29	3
	B	0	4	20	0	-	B	12	4	1	14	=		B	-12	0	19	-14
	C	2	1	5	0		C	31	20	5	4			C	-29	-19	0	-4
	D	1	14	4	24		D	4	0	0	24			D	-3	14	4	0

Fonte: Elaboração própria.

Primeiramente, é importante notar que a matriz resultante dessa subtração tem características específicas: os elementos da diagonal principal serão sempre zero (uma vez que a transição líquida entre a mesma categoria sempre será zero) e a soma de todos os elementos dessa matriz também equivale a zero. Deste modo, elementos da matriz opostos ao outro (como, por exemplo, os elementos A->B e B->A) sempre terão mesmo valor com sinal oposto, dado que se houve ganho líquido entre A->B, então houve uma perda líquida de mesma magnitude entre B->A. Sendo assim, a partir da Figura 2 é possível notar que as categorias B e C são recebedores líquidos da categoria A, do mesmo modo que a categoria B é recebedor líquido de D e a categoria C é recebedor líquido de B.

Por fim, é importante destacar também que ao considerar matrizes de transição em grandes períodos de tempo – como no caso deste estudo, com matrizes de transição entre 30 anos –, é provável que se perca informações sobre transições intermediárias, isto é, transições múltiplas que ocorreram em um mesmo local no decorrer destes 30 anos.¹¹ Para tentar minimizar esse problema, foi calculada uma outra matriz de transição líquida

¹¹ A título de exemplo, se um hectare de floresta em 1990 se converteu em soja em 2020, mas entre esses 30 anos esse mesmo hectare teria sido primeiramente convertido em pastagem, depois em alguma agricultura temporária diferente de soja e apenas por fim em soja.

de uso do solo a partir da soma das transições intermediárias entre cada janela de 5 anos entre o período 1990 e 2020. Dessa forma, se categorias foram utilizadas como uma transição intermediária, o valor dessa transição na matriz deverá ser maior do que o valor na matriz de transição líquida tradicional.¹² Seguindo o mesmo exemplo das figuras anteriores, a Figura 3 demonstra o cálculo simples considerando os períodos intermediários entre t0 e t1 e entre t1 e t2.

Figura 3. Exemplo do cálculo da matriz de transição líquida pela soma de matrizes intermediárias entre t0->t1 e t1->t2.

Soma das matrizes de transição intermediárias entre t0 e t2 (t0->t1 + t1->t2)																			
		t1						t2						t2					
		A	B	C	D			A	B	C	D			A	B	C	D		
t0	A	35	23	10	4	+	t1	A	25	8	7	3	=	t0	A	60	31	17	7
	B	2	12	8	2			B	3	18	27	0			B	5	30	35	2
	C	0	3	5	0			C	0	4	22	0			C	0	7	27	0
	D	6	10	3	24			D	0	1	4	25			D	6	11	7	49
Cálculo da matriz de transição líquida da soma das matrizes intermediárias																			
		t2						t2						t2					
		A	B	C	D			A	B	C	D			A	B	C	D		
t0	A	60	31	17	7	-	t1	A	60	5	0	6	=	t0	A	0	26	17	1
	B	5	30	35	2			B	31	30	7	11			B	-26	0	28	-9
	C	0	7	27	0			C	17	35	27	7			C	-17	-28	0	-7
	D	6	11	7	49			D	7	2	0	49			D	-1	9	7	0
Comparação entre a matriz líquida da soma das matrizes intermediárias (1) e a matriz de transição líquida (2)																			
		t2						t2											
		A	B	C	D			A	B	C	D								
t0	A	0	26	17	1	(1) versus (2)	t0	A	0	12	29	3							
	B	-26	0	28	-9			B	-12	0	19	-14							
	C	-17	-28	0	-7			C	-29	-19	0	-4							
	D	-1	9	7	0			D	-3	14	4	0							

Fonte: Elaboração própria.

Portanto, como exemplifica a Figura 3, para o cálculo dessa terceira matriz de transição, basta somar as transições intermediárias (no caso do exemplo são apenas duas, mas nas subseções a seguir são seis transições intermediárias a cada 5 anos) e depois fazer o cálculo da transição líquida a partir da subtração da matriz de transição transposta. Comparando essa matriz com a matriz calculada na Figura 2, é possível notar que as transições de A->B e de B->C são mais relevantes na soma das matrizes intermediárias

¹² Reparar que, quanto menor for o tamanho das janelas utilizadas para calcular as transições intermediárias, maiores tendem a ser as transições intermediárias calculadas.

do que na matriz direta, enquanto a transição de A-> C é maior na matriz direta do que na soma das matrizes intermediárias. Isso indica que no período completo, de t_0 para t_2 , houve grande conversão de A pra C, mas que existe uma importante transição inicial e intermediária de A para B para, em seguida, haver a transição de B para C. Sendo assim, a análise dessas duas matrizes de transição líquidas em conjunto contribui para não só contar a história estática das transições entre dois períodos, mas para adicionar de forma simples um caráter dinâmico, onde nem sempre as transições se dão de forma direta. Para facilitar a análise das transições intermediárias a partir da comparação das matrizes (1) e (2) apresentada na Figura 3, foram incluídas na matriz (1) a diferença de cada valor correspondente da matriz (2) abaixo da célula. Nesse caso, valores positivos, em azul, significam que houve mais transição intermediária líquida do que transição líquida total no período, enquanto valores negativos, em vermelho, sinalizam que aquela transição foi menos intermediária e mais direta.

Nas subseções a seguir serão apresentadas essas três matrizes de transição do uso do solo (transição direta do uso do solo, transição líquida do uso do solo e transição líquida da soma das transições intermediárias de 5 em 5 anos) para quatro recortes espaciais: para o Brasil inteiro, para a Mata Atlântica, para o Cerrado e para a Amazônia. Esses recortes regionais dos biomas foram escolhidos por serem os mais representativos em termos espaciais, por agruparem as maiores áreas da agropecuária e por caracterizarem etapas diferentes da transição do uso do solo. As categorias de uso do solo usadas são Agricultura Temporária (todas as agriculturas temporárias exceto cana-de-açúcar e soja), Água, ANV (Áreas Não Vegetadas, incluindo uso urbano, estradas, mineração e etc), Cana, Floresta (inclui também Savana e Mangue), FNNF (Formações Naturais Não Florestais, como formações campestres, apicum e afloramentos rochosos), FP+AgPer (Florestas Plantadas e Agricultura Perene, como citrus e café), Mosaico (áreas que se observam pastagem e outras agriculturas), Pasto e Soja.¹³ Para facilitar a apresentação das matrizes, foram selecionadas nas categorias de uso do solo das colunas (categorias de destino das transições) apenas os usos agropecuários, que são de maior interesse para esse estudo. As unidades de todas as áreas estão em hectares.

¹³ No decorrer dos Capítulos II e III, os usos do solo serão destacados por letra inicial maiúscula. Desse modo, por exemplo, quando se destacar o uso do solo da “Soja” será possível diferenciar de uma passagem onde se fala genericamente da cultura da soja.

2.1.1 Brasil: agregando um país heterogêneo

Para um panorama geral, primeiramente destaco nessa subseção as transições do solo para os principais usos agropecuários no Brasil entre 1990 e 2020.¹⁴ Esse recorte do país inteiro é interessante para compreender os movimentos do uso do solo nas últimas três décadas. Porém, ao agregar regiões em estágios distintos de consolidação do uso da terra acaba-se perdendo detalhes e especificidades interessantes. De todo modo, na Tabela 1 é possível observar as transições diretas do uso do solo nesses trinta anos. A partir da soma das linhas e da soma das colunas,¹⁵ pode-se notar como as principais culturas agrícolas ganharam território entre 1990 e 2020: a cana passou de 2,5 milhões de hectares para 9,4 milhões em 2020, enquanto a soja expandiu de 5,9 milhões de hectares para 35,5 milhões, um crescimento de 497%. Por sua vez, as demais agriculturas temporárias perderam cerca de 41% de sua área de 1990, chegando aos 9,0 milhões de hectares em 2020. As áreas de pastagem cresceram cerca de 23% em termos relativos, mas em termos absolutos a expansão foi de 29,4 milhões de hectares – assim como os mosaicos de pastagem e agricultura, que passaram de 42,6 milhões de hectares para 45,3 milhões.

Tabela 1. Matriz de transição dos usos do solo agropecuários do Brasil, 1990-2020.

	Transição 1990 -> 2020					Total (1990)
	AgTemp	Cana	Mosaico	Pasto	Soja	
AgTemp	2,862,008	959,440	2,100,241	994,115	6,890,772	15,324,096
Água	22,295	415	271,201	251,548	1,633	19,267,965
ANV	43,046	6,263	239,276	225,432	87,102	4,645,634
Cana	14,980	2,141,012	184,136	46,343	57,194	2,513,969
Floresta	1,685,753	272,998	9,418,214	60,132,975	8,965,992	571,313,033
FNNF	997,805	39,970	1,933,079	3,207,562	3,381,302	61,375,524
FP+AgPer	20,101	27,723	151,909	158,690	99,313	2,507,336
Mosaico	1,354,952	1,403,801	15,191,956	10,416,328	2,735,380	42,598,669
NA	44	408	44	424	30	10,816
Pasto	1,848,879	4,398,199	15,747,156	78,959,983	7,967,941	125,122,012
Soja	194,577	109,019	104,756	92,864	5,363,777	5,951,045
Total (2020)	9,044,438	9,359,247	45,341,967	154,486,264	35,550,437	850,630,100

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6.

¹⁴ O intervalo 1990-2020 foi escolhido por se tratar do período próximo ao do estudo empírico do Capítulo III.

¹⁵ Notar que a soma das linhas da matriz não é equivalente a soma da linha da tabela porque na tabela apresentada selecionamos apenas algumas colunas de interesse, mas a soma é realizada antes dessa seleção.

A partir da Tabela 1 é possível perceber também a composição dos usos do solo que deram origem para os 35,5 milhões de hectares da soja em 2020: 12,3 milhões de hectares de vegetação nativa (entre floresta e FNMF), 8,0 milhões de hectares de pasto, 6,9 milhões de hectares de outras agriculturas temporárias e 2,7 milhões de hectares de mosaico agropecuário. Sendo assim, é possível perceber um padrão do avanço da soja em áreas já consolidadas em 1990, mas também que 34,6% da área de soja em 2020 está em áreas que eram de vegetação nativa em 1990 – o que ajuda a desmistificar que a soja não tem participação na ocupação de florestas apenas por não ocorrer de forma imediata. A cana-de-açúcar, por sua vez, se expandiu nesse período muito mais sob as áreas já consolidadas em 1990 – como consequência também da menor importância da cana nas regiões da Amazônia Legal.

No caso das outras agriculturas temporárias (*AgTemp*), do mosaico agropecuário e da pastagem, é possível perceber alguns padrões interessantes: primeiro, esses usos do solo têm valores relativamente menores em sua diagonal principal¹⁶ frente ao valor da soma das linhas. Isso indica que mesmo usos que tenham ganhado área no período como Mosaico e Pasto não ocupam boa parte das áreas de *Mosaico* e *Pasto* de 1990. Apesar das outras agriculturas temporárias terem perdido área no período, dos 15,3 milhões de hectares de 1990, apenas 2,9 milhões compõem os 9,0 milhões de hectares de *AgTemp* de 2020. Os três usos se também se expandiram consideravelmente sobre áreas que em 1990 eram de vegetação nativa. Por fim, uma outra característica importante é que esses três usos são importantes “receptores” de outros usos ao mesmo tempo que são importantes “doadores” para outros usos. Mesmo no caso das outras agriculturas temporárias, que encolheu em termos de área no período, é possível notar que diversos usos como Floresta, FNMF, Pasto, Mosaico cederam áreas de 1990 para a *AgTemp* em 2020. Nesse caso, para auxiliar a análise, é importante também considerar a Tabela 2, que apresenta a matriz de transição líquida do uso do solo.

¹⁶ Note que, como as tabelas são recortes das matrizes, a diagonal principal das matrizes não são as diagonais principais da tabela. Os valores das diagonais principais estão marcados em negrito.

Tabela 2. Matriz de transição líquida do uso do solo do Brasil, 1990-2020.

	Transição Líquida 1990 -> 2020				
	AgTemp	Cana	Mosaico	Pasto	Soja
AgTemp	0	944,460	745,289	-854,764	6,696,195
Água	-10,613	-961	84,066	-35,885	-82
ANV	-63,871	-27,036	-247,747	-468,538	63,769
Cana	-944,460	0	-1,219,666	-4,351,856	-51,825
Floresta	1,326,983	259,259	1,017,865	48,914,609	8,948,952
FNNF	331,264	38,667	610,268	2,061,506	3,361,091
FP+AgPer	-331,489	7,136	-946,996	-2,694,430	75,561
Mosaico	-745,289	1,219,666	0	-5,330,828	2,630,623
NA	-753	408	15	-485	30
Pasto	854,764	4,351,856	5,330,828	0	7,875,078
Soja	-6,696,195	51,825	-2,630,623	-7,875,078	0
Total	-6,279,658	6,845,278	2,743,298	29,364,252	29,599,391

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6.

A partir da Tabela 2 percebe-se que AgTemp, Mosaico e Pasto continuam sendo importantes “receptores” líquidos dos usos naturais Floresta e FNNF, mas que os valores líquidos recebidos são consideravelmente menores do que os valores da Tabela 1 – o que indica que há revegetação de algumas áreas desses usos agropecuários, provavelmente por abandono, como ocorre em alguns casos de transição florestal. No caso das outras agriculturas temporárias percebe-se também que apenas Pasto continua sendo um doador líquido, à medida que agricultura cedeu mais áreas para Mosaico do que recebeu. Enquanto isso, o uso de Pasto é um doador líquido para todos os usos antropizados – apesar de ter expandido consideravelmente sua área, crescendo em cima de áreas florestais de 1990. No caso da cana-de-açúcar e da soja, a Tabela 2 não acrescenta muito ao observado na Tabela 1, uma vez que esses usos praticamente só recebem terras, de modo que as transições líquidas sejam similares às transições diretas entre 1990 e 2020.

Essas diversas transições “de” e “para” AgTemp, Pasto e Mosaico podem ser indicadores de que esses usos de solo sejam importantes intermediários entre usos do solo naturais para usos finais, como pode ocorrer para a soja e a cana-de-açúcar. Como as duas tabelas anteriores apresentam os valores diretos e diretos líquidos das transições entre 1990 e 2020, não é possível saber, por exemplo, se os 8,9 milhões de hectares que a soja ocupa em 2020 e que em 1990 eram de floresta foram convertidos diretamente de floresta para soja. Para tanto, foi construída também uma matriz líquida da soma das matrizes intermediárias de 5 em 5 anos, exposta na Tabela 3. Sendo assim, se, por exemplo, a

transição de floresta para soja tiver um uso intermediário como a pastagem, então na soma das matrizes intermediárias constará uma transição de Floresta->Soja menor que na Tabela 2 e uma transição Pasto->Soja maior que na Tabela 2.

Tabela 3. Matriz de transição líquida da soma das matrizes intermediárias de 5 em 5 anos para o Brasil, 1990-2020.

	Transição Líquida das matrizes intermediárias de 5 em 5 anos				
	AgTemp	Cana	Mosaico	Pasto	Soja
AgTemp	0 0	923,709 -20,751	-1,732,049 -2,477,338	-1,157,089 -302,325	10,378,156 3,681,962
Água	-23,057 -12,444	-1,459 -498	104,178 20,112	-103,291 -67,406	-3,495 -3,413
ANV	309 64,180	-25,900 1,137	-269,910 -22,164	-349,804 118,734	183,282 119,513
Cana	-923,709 20,751	0 0	-2,882,506 -1,662,840	-2,748,554 1,603,301	-202,108 -150,283
Floresta	2,087,002 760,019	95,975 -163,284	1,577,237 559,372	53,319,111 4,404,501	2,849,895 -6,099,057
FNNF	261,120 -70,144	29,002 -9,666	1,795,039 1,184,771	2,173,812 112,306	2,483,097 -877,994
FP+AgPer	-191,403 140,086	-10,673 -17,810	-1,526,972 -579,975	-2,122,580 571,850	-57,237 -132,797
Mosaico	1,732,049 2,477,338	2,882,506 1,662,840	0 0	-10,552,150 -5,221,322	4,873,876 2,243,253
Pasto	1,157,089 302,325	2,748,554 -1,603,301	10,552,150 5,221,322	0 0	9,093,826 1,218,749
Soja	-10,378,156 -3,681,962	202,108 150,283	-4,873,876 -2,243,253	-9,093,826 -1,218,749	0 0

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomass 6.

Contrastando os valores de transição para a soja da Tabela 2 e da Tabela 3 – ou seguindo os valores da diferença entre essas duas matrizes, em azul e vermelho, abaixo de cada célula –, é possível notar que as categorias AgTemp e Mosaico são importantes usos intermediários, seguidos do uso Pasto, para converter Floresta e FNNF em Soja. Isso porque há mais áreas convertidas em intervalos de 5 anos desses usos para soja do que a conversão direta entre 1990 e 2020, enquanto para Floresta e FNNF esses valores são menores. Isso indica que a soja não é exatamente um uso do solo que abre a fronteira do desmatamento, mas que ocupa áreas consolidadas, mesmo que parte dessas áreas consolidadas fossem de vegetação natural 30 anos antes.

Como foi possível perceber na Tabela 1, o uso cana-de-açúcar, diferente da soja, se expandiu majoritariamente em áreas que teriam sido consolidadas antes de 1990. Mesmo assim a Tabela 3 traz uma informação adicional sobre a cana: a conversão direta

de pasto para cana é maior do que quando se considera as transições de 5 em 5 anos, enquanto a transição de mosaico é consideravelmente maior. Nesse caso, o uso Mosaico pode ser entendido como um intermediário entre Pasto e Cana-de-Açúcar, provavelmente pela conversão gradual entre Pasto e Cana, que em algum momento pode ser entendida como um mosaico agropecuário. Por fim, é interessante notar também que na Tabela 3 os valores de transição de Floresta para AgTemp, Pasto e Mosaico é maior do que na Tabela 2, o que indica novamente que esses usos são importantes intermediários, principalmente para a Soja, uma vez que não retém no período de 30 anos todas as áreas de florestas que foram convertidas para eles em intervalos de 5 anos.

2.1.2 Mata Atlântica: transições em uma região consolidada

O bioma da Mata Atlântica, presente em quase todo o litoral brasileiro e que abriga as maiores concentrações populacionais do país, é um bioma que sofre da consolidação de florestas primárias por áreas antropizadas desde a ocupação do território brasileiro por colonizadores europeus. Sendo assim, dos três maiores biomas, é o que conta com a menor taxa de remanescentes florestais, de tal modo que algumas regiões saturadas pela ocupação já experienciaram uma espécie de transição florestal de áreas menos produtivas (CALABONI et al., 2018) – considerando também a importância do relevo acidentado na conservação dessas áreas. Portanto, espera-se que a análise das matrizes de transição desse bioma para os usos agropecuários reflita o estágio avançado da consolidação dessa região, uma vez que nesse período espera-se uma maior importância das transições antropizadas entre si do que entre usos naturais e usos agropecuários.

Na Tabela 4 é possível identificar as transições diretas de todos os usos de 1990 para os usos agropecuários principais de 2020 para a Mata Atlântica. A partir da comparação entre a soma das linhas e a soma das colunas, é possível identificar o aumento de 184% da área de cana-de-açúcar e de 276% da área de soja – as duas principais culturas do bioma. Em comparação, as áreas das outras agriculturas temporárias encolheram 63%, passando de 7,6 milhões de hectares em 1990 para 2,8 milhões de hectares em 2020. No mesmo sentido, a área de pastagem encolheu 30,4% ou 12,4 milhões de hectares em termos absolutos, enquanto a área de mosaico agropecuário acrescentou 2,8 milhões de hectares totais.

Tabela 4. Matriz de transição dos usos do solo agropecuários da Mata Atlântica, 1990-2020.

	Transição 1990 -> 2020					Total (1990)
	AgTemp	Cana	Mosaico	Pasto	Soja	
AgTemp	996,157	473,070	1,332,155	665,734	3,435,110	7,583,804
Água	4,861	276	135,711	33,362	293	2,027,288
ANV	2,676	459	27,345	13,946	424	1,728,882
Cana	11,415	1,853,559	157,374	42,586	47,721	2,168,338
Floresta	190,956	60,217	2,978,941	1,643,668	380,370	31,730,078
FNNF	72,506	907	192,824	194,775	184,718	3,406,052
FP+AgPer	8,774	16,592	103,265	95,824	57,311	1,373,082
Mosaico	541,832	931,341	7,030,039	3,191,694	854,927	17,315,011
NA	1	2	23	2	0	325
Pasto	884,088	2,785,245	8,137,255	22,553,034	1,985,229	40,890,377
Soja	71,519	32,407	49,949	22,911	2,226,401	2,438,513
Total (2020)	2,784,786	6,154,074	20,144,880	28,457,538	9,172,505	110,661,750

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6.

Considerando as transições diretas da Tabela 4, é possível notar como a soja de 2020 ocupa quase metade da área total de outras agriculturas temporárias de 1990 (3,4 milhões de hectares), além de ter crescido consideravelmente sobre as áreas de pastagem e de mosaico agropecuário. A ocupação de florestas por soja entre 1990 e 2020 até pode ser notada, mas a importância certamente é bem menos significativa do que a verificada na Tabela 1 para o Brasil inteiro. Por sua vez, o uso *Cana* avançou principalmente sobre as áreas de pastagem e de mosaico, com menor importância das outras agriculturas temporárias e importância quase nula de usos naturais. Os usos *Pasto* e *Mosaico*, apesar do primeiro ter encolhido consideravelmente e o segundo expandido, parecem manter a mesma característica observada para o Brasil: são usos que transferem e recebem uma quantidade considerável de área, indicando que talvez sejam importantes usos intermediários. É possível notar também que outras agriculturas temporárias (*AgTemp*) manteve apenas 13,1% da área que já ocupava em 1990 e passou ocupar áreas novas de pastagem e de mosaico agropecuário, mas sendo um importante doador líquido, como é possível entender melhor na Tabela 5.

Tabela 5. Matriz de transição líquida do uso do solo da Mata Atlântica, 1990-2020.

	Transição Líquida 1990 -> 2020				
	AgTemp	Cana	Mosaico	Pasto	Soja
AgTemp	0	461,654	790,323	-218,353	3,363,591
Água	-13,781	-982	39,468	-82,923	-525
ANV	-70,549	-28,426	-248,511	-288,049	-12,432
Cana	-461,654	0	-773,967	-2,742,658	15,314
Floresta	-84,522	48,808	-649,887	-830,413	372,261
FNNF	13,162	308	61,760	-21,649	183,031
FP+AgPer	-246,103	3,061	-529,903	-1,340,903	45,454
Mosaico	-790,323	773,967	0	-4,945,561	804,978
NA	-9	2	3	-11	0
Pasto	218,353	2,742,658	4,945,561	0	1,962,318
Soja	-3,363,591	-15,314	-804,978	-1,962,318	0
Total	-4,799,018	3,985,736	2,829,869	-12,432,840	6,733,991

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6.

Novamente, nos casos das transições para *Cana* e *Soja*, a tabela com as transições líquidas pouco acrescenta: esses usos quase não cedem área para outros usos, de modo que as transições absolutas da Tabela 4 são similares as transições líquidas da Tabela 5. No caso do *Pasto*, é possível identificar que, apesar desse uso ter ocupado áreas de diversos outros usos de 1990, ele é um doador líquido para todos os usos, significando que ele perdeu mais para todos os usos do que recebeu. *AgTemp* também é um doador líquido majoritário, onde podemos confirmar a importância desse uso como um grande doador líquido para a *Soja*. O uso Mosaico, apesar de ser receptor líquido de *AgTemp* e *Pasto*, cede área para os demais usos, indicando que esse talvez seja um importante uso intermediário de, por exemplo, *AgTemp* e *Pasto*, para *Soja* e *Cana*. Para entender melhor os processos intermediários da transição do uso do solo, pode-se utilizar a Tabela 6, que apresenta a matriz de transição líquida da soma das matrizes intermediárias de 5 anos para a Mata Atlântica.

Tabela 6. Matriz de transição líquida da soma das matrizes intermediárias de 5 em 5 anos da Mata Atlântica, 1990-2020.

	Transição Líquida das matrizes intermediárias de 5 em 5 anos				
	AgTemp	Cana	Mosaico	Pasto	Soja
AgTemp	0 0	414,114 -47,541	-74,443 -864,766	154,007 372,360	3,996,671 633,080
Água	-16,926 -3,146	-1,424 -442	58,973 19,505	-85,089 -2,166	-974 -449
ANV	-75,881 -5,331	-24,222 4,204	-317,887 -69,376	-249,597 38,452	-16,129 -3,697
Cana	-414,114 47,541	0 0	-1,804,187 -1,030,220	-1,784,774 957,884	-1,913 -17,227
Floresta	-85,004 -482	15,113 -33,695	-1,003,796 -353,908	-375,071 455,342	69,201 -303,061
FNNF	29,884 16,723	-491 -799	138,153 76,393	-10,073 11,576	74,145 -108,885
FP+AgPer	-160,736 85,367	-8,234 -11,295	-736,047 -206,144	-881,472 459,431	-18,652 -64,106
Mosaico	74,443 864,766	1,804,187 1,030,220	0 0	-7,920,443 -2,974,882	1,351,337 546,358
Pasto	-154,007 -372,360	1,784,774 -957,884	7,920,443 2,974,882	0 0	1,280,302 -682,016
Soja	-3,996,671 -633,080	1,913 17,227	-1,351,337 -546,358	-1,280,302 682,016	0 0

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6.

Na Tabela 6 é possível notar dois padrões importantes: primeiro que a transição intermediária de Pasto->Cana e Pasto->Soja é menor do que a transição direta da Tabela 5; o segundo é que a transição intermediária de Pasto->Mosaico é cerca de 60% maior que a transição direta da Tabela 5, ao passo que as transições intermediárias de Mosaico->Cana e Mosaico->Soja também são consideravelmente maiores. Intuitivamente é possível considerar que Mosaico é um uso intermediário entre Pasto->Soja e Pasto->Cana. No Caso da Soja, é possível identificar que a soma das transições intermediárias de AgTemp->Soja é maior que na transição direta, indicando que alguns usos que se transformaram em soja de 1990 e 2020 se converteram em alguma outra agricultura temporária antes de se consolidar o uso da Soja.

Em relação às Florestas, na Tabela 5 é possível observar que apenas o uso Soja ocupou de forma líquida áreas de Florestas de 1990, enquanto os outros usos parecem ter cedido áreas para Florestas – indicando possivelmente abandono de terras antes consolidadas, serem por serem pouco rentáveis ou por terem sido alvo de políticas públicas. Porém, na Tabelas 6, as somas das transições intermediárias de Floresta->Soja são consideravelmente menores, indicando que essa transição não se dá de forma direta,

necessitando de um uso intermediário. Nesse caso, um intermediário possível é o Pasto, uma vez que o Pasto é doador líquido para Floresta, mas na soma das transições intermediárias o valor doado é bem menor do que nas transições diretas (isto é, Pasto cede área para Floresta, no período, mas também ocupa Floresta e depois cede para áreas que se estabelecem como Soja). Através da Tabela 6 também possível identificar que a soma das transições intermediárias de Mosaico->Floresta é maior do que o total da transição direta, ao passo que, como visto, as transições intermediárias de Pasto->Floresta são menores do que as transições diretas. Dois possíveis motivos para isso ocorrer merecem destaque: é possível que produtores, antes de abandonarem uma terra, tentam buscar alternativas e cultivar outros produtos agropecuários; ou o processo de revegetação e estabelecimento lento de floresta secundária possa ser interpretado em alguns períodos pelo geoprocessamento das imagens de satélite como uma espécie de mosaico agropecuário.

2.1.3 Cerrado: a história de uma ocupação heterogênea

O bioma do Cerrado fornece uma regionalização com características heterogêneas: ao mesmo tempo que ocupa 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, ao mesmo tempo contendo algumas das características que foram observadas para Mata Atlântica e algumas das características que serão vistos na próxima subseção da Amazônia.

A partir da soma das linhas e colunas da matriz de transição exposta na Tabela 7 é possível identificar a relevante expansão da cana-de-açúcar e da soja no Cerrado entre 1990-2020. O uso da Cana, antes quase inexistente no bioma, cresceu mais de 8 vezes a sua área, ocupando cerca de 3 milhões de hectares. Por sua vez, a soja, que já era relevante na região, cresce 621%, passando a ocupar 17,6 milhões de hectares – ou 8,9% de todo o território do bioma. Os usos Mosaico e Pasto também expandem, mas em ritmo menos acelerado, enquanto outras agriculturas temporárias (AgTemp), assim como na Mata Atlântica, perde consideravelmente sua área entre 1990 e 2020 – redução de 44%.

Tabela 7. Matriz de transição dos usos do solo agropecuários do Cerrado, 1990-2020.

	Transição 1990 -> 2020					Total (1990)
	AgTemp	Cana	Mosaico	Pasto	Soja	
AgTemp	264,062	486,203	232,392	311,940	2,356,324	3,812,077
Água	208	55	32,344	30,978	217	1,186,845
ANV	9,291	5,327	50,560	73,190	79,670	1,141,809
Cana	3,552	264,855	26,612	3,634	9,473	322,131
Floresta	702,666	197,178	3,614,067	13,472,135	4,872,672	108,453,911
FNNF	361,395	23,963	410,800	1,288,265	1,720,060	22,819,413
FP+AgPer	9,706	11,112	46,030	58,882	41,981	904,458
Mosaico	190,118	467,922	4,048,400	4,589,773	1,728,203	13,206,133
NA	39	406	2	82	19	2,543
Pasto	512,664	1,549,215	5,919,842	27,099,880	4,706,659	44,154,441
Soja	83,113	76,538	42,110	67,711	2,150,612	2,448,441
Total (2020)	2,136,813	3,082,772	14,423,159	46,996,471	17,665,890	198,452,201

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomas 6.

A partir da Tabela 7 é possível identificar diversas características próximas do observado para Mata Atlântica. Primeiro que a Soja passa ocupar mais da metade da área

de outras agriculturas temporárias de 1990, crescendo expressivamente também sobre o que em 1990 era Pasto e Mosaico. No caso da Cana, há também um importante crescimento sobre AgTemp e Mosaico, mas mais da metade do crescimento da cana-de-açúcar ocorre sobre áreas de Pasto de 1990. Outra característica próxima ao observado para a Mata Atlântica é que AgTemp retém pouco da área que ocupava em 1990 – caso não tivesse avançado sobre outros usos, como Floresta, FNNF e Pasto, o uso AgTemp teria mantido apenas 6,9% de sua área. Porém, diferentemente da Mata Atlântica, as áreas de Floresta e FNNF cedidas para os usos agropecuários são muito mais expressivas: dos 17,7 milhões de hectares de soja em 2020, 6.6 milhões de hectares vieram de usos naturais de 1990, enquanto metade de AgTemp de 2020 também veio dos usos naturais Floresta e FNNF. A conversão desses usos naturais para Pasto e Mosaico também é muito relevante, principalmente em termos absolutos, mas a Tabela 7, onde está apresentada a matriz de transição líquida, pode indicar se essas perdas absolutas realmente resultaram em perdas líquidas de Floresta e FNNF para Pasto e Mosaico.

Tabela 8. Matriz de transição líquida do uso do solo do Cerrado, 1990-2020.

	Transição Líquida 1990 -> 2020				
	AgTemp	Cana	Mosaico	Pasto	Soja
AgTemp	0	482,651	42,274	-200,724	2,273,212
Água	-432	4	-8,187	-50,417	-57
ANV	-15,106	982	-40,588	-117,374	70,603
Cana	-482,651	0	-441,310	-1,545,581	-67,065
Floresta	680,396	195,036	2,019,497	11,092,886	4,865,832
FNNF	299,166	23,523	266,414	846,506	1,717,786
FP+AgPer	-41,130	4,083	-265,050	-1,213,561	32,079
Mosaico	-42,274	441,310	0	-1,330,069	1,686,093
NA	-745	406	1	-688	19
Pasto	200,724	1,545,581	1,330,069	0	4,638,948
Soja	-2,273,212	67,065	-1,686,093	-4,638,948	0
Total	-1,675,264	2,760,641	1,217,026	2,842,030	15,217,449

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6.

Pela Tabela 8 é possível perceber que de fato há perda líquida de Floresta e FNNF para todos os usos agropecuários considerados, havendo apenas uma pequena redução para Pasto em relação a transição absoluta e uma redução maior em termos percentuais na transição Mosaico->Floresta em comparação com o a transição observada na Tabela 7. Isto é, apesar de parecer revegetação de algumas áreas de Mosaico e Pasto, majoritariamente todos os usos se expandem sobre os usos naturais que estavam

estabelecidos em 1990. Na relação entre Pasto e Mosaico, apesar de haver importante transição entre esses usos nos dois sentidos, é possível observar que Mosaico é receptor líquido de Pasto, assim como AgTemp que também mantém saldo positivo com Pasto. No caso da Soja e da Cana, como esses usos parecem ser “receptores” finais, não há importantes transferências deles para demais usos, de modo que a Tabela 8 não acrescenta muita informação adicional.

Como observado, a conversão de usos naturais para usos antropizados e de usos antropizados como Pasto e AgTemp para usos associados a maior rentabilidade, como Cana e Soja, foi consideravelmente relevante no bioma. Desse modo, como já discutido, é importante também entender se essas conversões se dão de forma majoritariamente direta ou se ocorrem por meio de usos intermediários – principalmente no caso da conversão de usos naturais serem intermediadas por usos mais fáceis de se estabelecer, como Pasto e Mosaico. Desse modo, a Tabela 9 apresenta a matriz de transição líquida da soma das matrizes intermediárias de 5 anos para o bioma Cerrado.

Tabela 9. Matriz de transição líquida da soma das matrizes intermediárias de 5 em 5 anos do Cerrado, 1990-2020.

	Transição Líquida das matrizes intermediárias de 5 em 5 anos				
	AgTemp	Cana	Mosaico	Pasto	Soja
AgTemp	0 0	492,120 9,469	-1,185,334 -1,227,608	52,339 253,064	4,331,553 2,058,341
Água	-1,478 -1,046	-52 -56	-15,104 -6,917	-62,661 -12,244	-1,503 -1,446
ANV	63,270 78,376	-1,968 -2,949	-7,280 33,308	-44,718 72,657	194,646 124,043
Cana	-492,120 -9,469	0 0	-1,073,086 -631,776	-906,970 638,611	-208,639 -141,574
Floresta	1,231,351 550,954	72,447 -122,590	2,945,936 926,439	12,010,831 917,945	2,235,581 -2,630,251
FNNF	792,223 493,057	10,397 -13,127	499,852 233,438	866,988 20,482	1,233,421 -484,365
FP+AgPer	-69,054 -27,923	-2,447 -6,530	-573,437 -308,387	-985,793 227,768	-28,561 -60,640
Mosaico	1,185,334 1,227,608	1,073,086 631,776	0 0	-3,518,524 -2,188,456	2,893,045 1,206,952
Pasto	-52,339 -253,064	906,970 -638,611	3,518,524 2,188,456	0 0	4,567,823 -71,125
Soja	-4,331,553 -2,058,341	208,639 141,574	-2,893,045 -1,206,952	-4,567,823 71,125	0 0

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6.

No caso da Soja é possível notar que AgTemp e Mosaico são os usos intermediários mais relevantes, uma vez que, apesar desses usos transferirem diretamente para soja no período uma área consideravelmente grande, os valores das somas das transições a cada 5 anos é bem maior do que os observados na Tabela 8 de transições líquidas diretas. Esse resultado, também observado no caso da Mata Atlântica, faz sentido considerando que a existência prévia de uma outra agricultura temporária (AgTemp) pode diminuir os custos e facilitar uma transição posterior para a Soja. Nesse caso, esses usos parecem intermediar principalmente a conversão de usos naturais para Soja – apesar de não dar para descartar que a transição direta de Floresta e de FNNF também é relevante.¹⁷ No caso da Cana, o uso intermediário mais relevante é o Mosaico, mas que parece intermediar principalmente a transição de Pasto para Cana, já que Cana não passa a ocupar muitas áreas que eram de Floresta ou FNNF em 1990. Como AgTemp e Mosaico são importantes intermediários para Soja, é possível notar também na Tabela 9 que esses dois usos podem ser interpretados como intermediários primários (onde recebem diretamente de usos naturais como Floresta e FNNF) ou usos intermediários secundários (que recebem área da Floresta que se converteu em Pasto para, em seguida se converter em AgTemp ou Mosaico, podendo finalmente se converter em Soja ou até mesmo Cana).

¹⁷ É possível que intermediações entre transição de uso do solo em janelas menores de tempo ocorram e não estejam sendo totalmente capturadas nesse exercício.

2.1.4 Amazônia: a expansão da fronteira e uma história repetida

Por fim, o bioma Amazônia caracteriza uma região de densa floresta tropical, com importante capacidade de armazenamento de carbono, 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, com baixa concentração populacional, as áreas de florestas consolidadas em áreas antropizadas são menores. Ao mesmo tempo, nas últimas décadas, o desmatamento na região tem sido acelerado e a fronteira do desmatamento tem sido cada vez mais empurrada para adentro. Portanto, neste caso, espera-se da análise das transições do solo da Amazônia um retrato das características de um bioma estritamente na fronteira da ocupação antrópica, onde boa parte da expansão agropecuária se dá em áreas que antes não estavam consolidadas.

Assim, na Tabela 10, é possível observar as transições diretas entre 1990 e 2020 no bioma Amazônia. A partir da comparação entre a soma das linhas e das colunas, é possível notar a expansão de 152% do Pasto, que passa de 22,5 milhões de hectares para 56,6 milhões em 2020. Em 1990, o Pasto era o único uso antrópico expressivo no bioma. Somados, AgTemp, Cana e Soja não tinham mais do que 200 mil hectares no bioma amazônico inteiro. Desses três usos, AgTemp e Cana até se expandem consideravelmente em termos percentuais, mas não chegam a ser representativos em 2020 – alcançando 806 mil hectares em 2020 somados. Por sua vez, a Soja, antes quase inexistente no período, alcança 5,2 milhões de hectares no bioma Amazônia em 2020, representando 14,6% de toda a área de Soja no Brasil.

Tabela 10. Matriz de transição dos usos do solo agropecuários da Amazônia, 1990-2020.

	Transição 1990 -> 2020					Total (1990)
	AgTemp	Cana	Mosaico	Pasto	Soja	
AgTemp	6,449	163	0	14,035	81,762	106,105
Água	2,991	0	0	74,074	106	11,762,780
ANV	26	0		3,997	1	286,886
Cana	2	61		24	1	103
Floresta	462,022	9,265	0	38,595,762	3,677,375	369,995,901
FNNF	61,641	11,706	0	833,867	147,850	16,043,337
FP+AgPer	3	0		58	0	68,571
Mosaico	0		0	0	0	0
NA	2	0		258	11	4,572
Pasto	191,845	59,486	0	17,121,211	1,272,597	22,479,025
Soja	1,010	74	0	2,218	18,166	21,569
Total (2020)	725,991	80,756	1	56,645,505	5,197,870	420,768,847

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6.

Dos três principais usos agropecuários da Amazônia em 2020, mais da metade da área que todos eles ocupam em 2020 eram áreas de Floresta em 1990: 70,7% da área Soja em 2020 eram florestas em 1990, enquanto para Pasto e AgTemp eram 68,1% e 63,6% respectivamente. Além disso, Soja também se expande consideravelmente sobre áreas que eram de Pasto em 1990 e se expande sobre quase toda a área de AgTemp de 1990 – apesar de não ser uma área expressiva. AgTemp, apesar de continuar não ocupando uma área tão expressiva em 2020, também se expandiu sobre áreas de Pastagem – além da expansão sobre Florestas e FNNF. Para identificar os saldos das transições entre cada uso, na Tabela 11 é possível observar a matriz de transição líquida.

Tabela 11. Matriz de transição líquida do uso do solo da Amazônia, 1990-2020.

	Transição Líquida 1990 -> 2020				
	AgTemp	Cana	Mosaico	Pasto	Soja
AgTemp	0	162	0	-177,810	80,752
Água	2,973	0	0	11,626	106
ANV	-217	0		-78,799	-16
Cana	-162	0		-59,462	-74
Floresta	460,888	9,264	0	35,145,115	3,677,341
FNNF	59,377	11,692	0	679,261	147,801
FP+AgPer	-33	0		-83,233	0
Mosaico	0		0	0	0
NA	2	0		161	11
Pasto	177,810	59,462	0	0	1,270,380
Soja	-80,752	74	0	-1,270,380	0
Total	619,886	80,653	1	34,166,479	5,176,301

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6.

Como o bioma Amazônia era um bioma praticamente composto por Floresta e outros usos naturais como FNNF e Água em 1990, transições com o sinal oposto não são tão comuns quanto no Cerrado e Mata Atlântica. A informação mais relevante é que a partir da comparação entre a transição Floresta->Pasto das Tabelas 10 e 11, é possível perceber que parece ter havido a revegetação de cerca de 3,4 milhões de hectares de Pasto de 1990. Apesar disso, o saldo do Pasto em relação a Floresta ainda é positivo e muito expressivo, onde é possível notar que o Pasto converteu cerca de 9,5% de toda Floresta Amazônica no período. Para os demais usos, as transições líquidas não são tão distintas das transições absolutas da Tabela 10, dado que as transições acontecem praticamente em um sentido apenas.

Na Tabela 12 é apresentada a matriz de transição líquida das matrizes de transição intermediárias para a Amazônia. Dessa forma, será possível observar se toda as transições de usos naturais, principalmente do uso Floresta, são diretamente convertidos nos usos do solo finais de 2020 ou se histórias intermediárias devem ser levadas em conta.

Tabela 12. Matriz de transição líquida da soma das matrizes intermediárias de 5 em 5 anos da Amazônia, 1990-2020.

	Transição Líquida das matrizes intermediárias de 5 em 5 anos				
	AgTemp	Cana	Mosaico	Pasto	Soja
AgTemp	0 0	17,465 17,304	0 0	-1,036,511 -858,702	1,268,370 1,187,618
Água	651 -2,322	5 5	0 0	-23,791 -35,417	-163 -269
ANV	-1,330 -1,113	0 0		-108,289 -29,490	-485 -469
Cana	-17,465 -17,304	0 0		-52,936 6,526	8,439 8,513
Floresta	793,412 332,524	3,051 -6,213	0 -0	38,079,692 2,934,578	532,310 -3,145,031
FNNF	78,076 18,699	15,650 3,958	0 0	714,830 35,569	126,029 -21,771
FP+AgPer	-1,602 -1,568	-15 -15		-164,336 -81,103	-615 -616
Pasto	1,036,511 858,702	52,936 -6,526	0 0	0 0	3,242,403 1,972,023
Soja	-1,268,370 -1,187,618	-8,439 -8,513	0 -0	-3,242,403 -1,972,023	0 0

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6.

A partir da Tabela 12 é possível notar algumas características que reforçam a hipótese de algumas transições intermediárias já vistas nas subseções anteriores. Primeiro, é importante notar que Pasto não parece ter um uso intermediário na conversão de Floresta para o próprio Pasto e recebe mais Floresta nas transições intermediárias do que na transição total do período. Ao mesmo tempo, a Soja recebe nas transições intermediárias muito menos de Floresta e muito mais de AgTemp e Pasto. Por sua vez, AgTemp recebe mais intermediariamente de Floresta e de Pasto do que nas transições diretas de 1990-2020. Deste modo, parece que as principais trajetórias para a Floresta se converter em Soja nesses 30 anos são principalmente: Floresta->Pasto->Soja, Floresta->Pasto->AgTemp->Soja e Floresta->AgTemp->Soja. Obviamente, como Pasto e AgTemp também crescem sobre Floresta, então as transições finais Floresta->AgTemp e Floresta->Pasto são recorrentes no período.

Desse modo, é possível notar que principalmente o Pasto tem papel importante na consolidação das áreas de vegetação natural em um bioma de antropização mais recente. A pastagem é o principal uso para abrir a vegetação natural, abrindo espaço para usos mais rentáveis, como a soja, ou podendo ser ele o uso do solo final dessa consolidação. Como argumenta Alvarenga Jr. (2014), a abertura de pastagem na fronteira

do desmatamento brasileiro é um componente importante para que o diferencial de rentabilidade entre a soja e o pasto seja realizado, viabilizando o deslocamento de capital (em forma de cabeça de gado) para novas áreas de floresta. De todo modo, apesar de o Pasto ser o uso mais responsável pelo desmatamento, o estudo dessas transições intermediárias é relevante para entendermos que os usos finais, como é o caso da Soja, não sejam tratados com menos importância ao se abordar as perdas de florestas.

2.2 Análise Regional de Imagens de Satélite do Uso do Solo

Para ilustrar de forma gráfica e espacial as transições finais discutidas na seção anterior, essa seção destaca cinco cortes regionais, apresentando a evolução do uso do solo nesses recortes entre 1985 e 2015¹⁸. Dois dos recortes apresentados, na região Sul do Brasil e outro focando na região central de Goiás e Minas Gerais, buscam representar a trajetória espacial dos usos do solo em regiões que já estavam consideravelmente consolidadas em 1985. Os outros três recortes, no Mato Grosso, no MATOPIBA e no Pará, tendem a representar a evolução do uso do solo em regiões da fronteira do desmatamento, entre os biomas Amazônia e Cerrado – levando em conta que, apesar de estarem na fronteira, as consolidações dessas regiões se encontram em estágios distintos.

A Figura 4 apresenta a legenda da categorização dos usos do solo que foram utilizadas nas demais figuras desta seção. Essas categorias seguem a mesma agregação utilizada na seção anterior das matrizes de transição exceto pelo fato de que Pasto e Mosaico foram agregados em uma mesma categoria. Isso porque como há considerável transição nos dois sentidos entre essas categorias, a visualização e comparação entre os mapas acaba sendo dificultada sem que muita informação seja agregada. Além disso, como há alguma dificuldade em interpretar exatamente o que é um mosaico agropecuário, é conveniente que se faça essa simplificação ao agregar, considerando que os dois usos não têm diferenças tão significativas para a nossa análise. Além da classificação destes oito usos do solo, é importante notar que nas figuras que serão apresentadas as Unidades da Federação (UFs) estão delimitadas por uma linha preta, enquanto os biomas estão delimitados por uma linha branca.

¹⁸ O período usado não é exatamente o mesmo da seção anterior (1990-2020) porque essas figuras já tinham sido produzidas para o período 1985-2015 e a atualização para o período 1990-2020 iria acrescentar um tempo de processamento considerável sem adicionar tantas informações importantes às figuras.

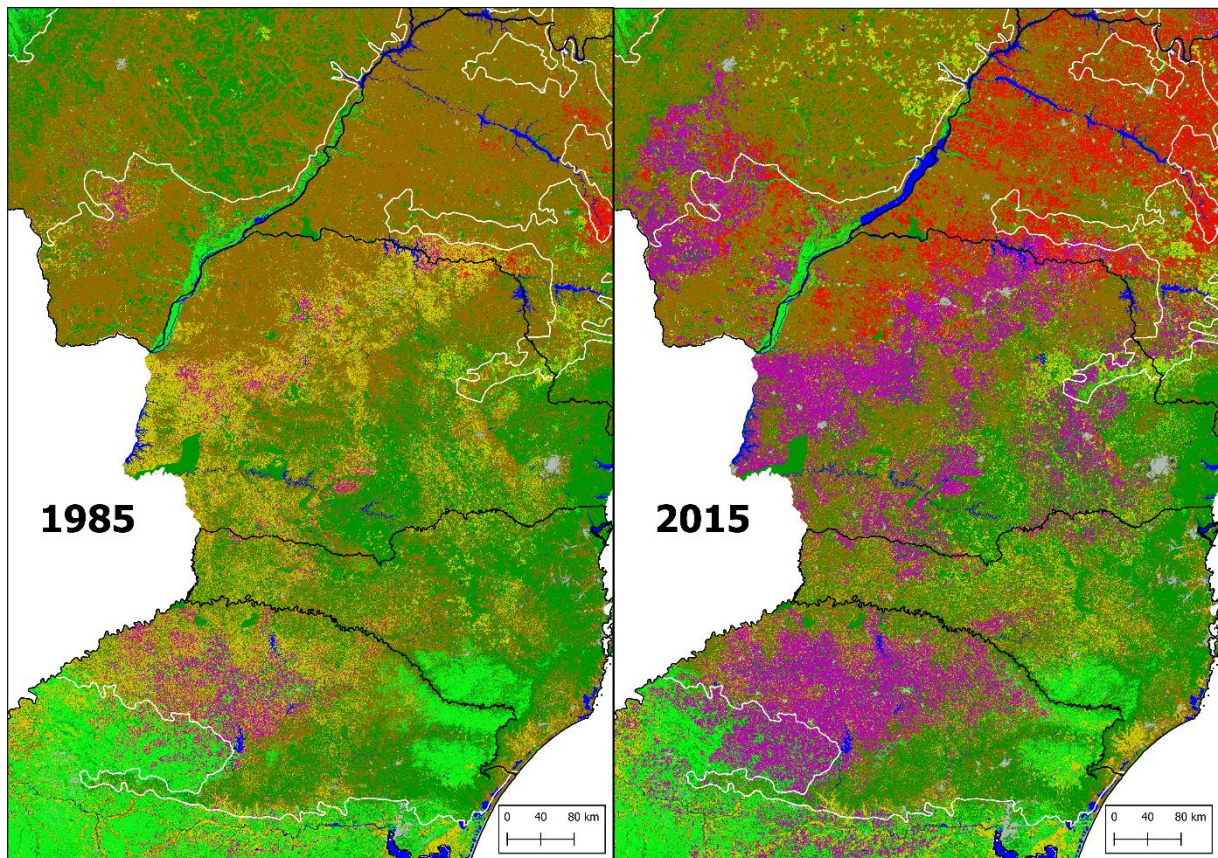
Figura 4. *Legenda do uso do solo das figuras apresentadas a partir da agregação de classes do MapBiomas 6.*



Fonte: Elaboração própria.

Primeiramente, no recorte do Sul, é possível visualizar o RS no extremo sul da Figura 5, que vai até os estados de SP e MS no extremo norte da figura, passando por Santa Catarina e Paraná. Como é possível identificar neste recorte proposto, a Soja e outras agriculturas temporárias (AgTemp) tinham grande relevância na região já em 1985 – sendo essa uma das regiões onde essas culturas eram mais bem sucedidas à época. Ainda assim, o uso da pastagem era o mais predominante neste recorte, principalmente no Norte do Paraná, no Oeste de São Paulo e no Sul do Mato Grosso do Sul.

Figura 5. *Principais usos do solo na região Sul do Brasil em 1985 e 2015.*

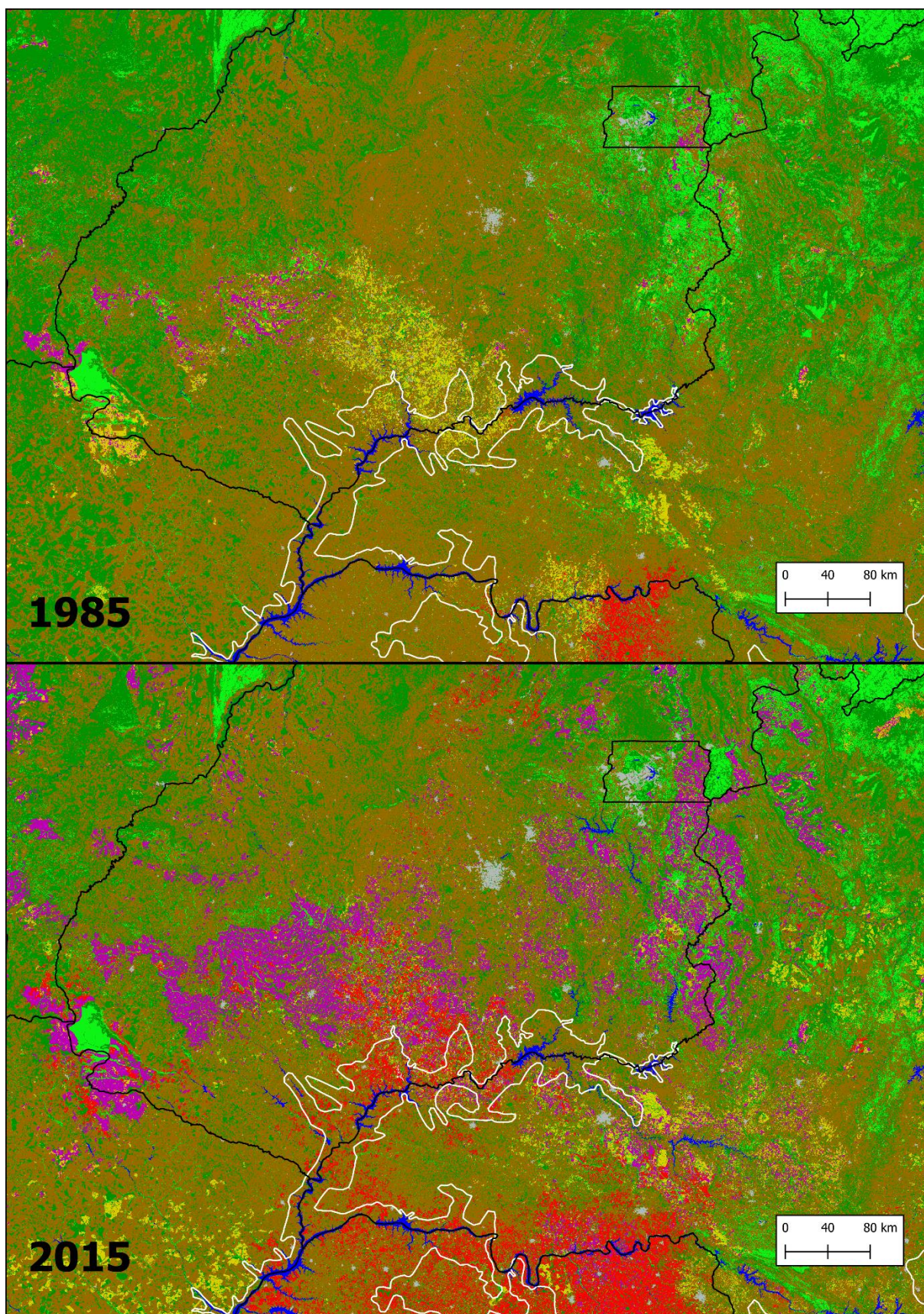


Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomas 6.

A partir da comparação entre as imagens de 1985 e 2015 é possível identificar como a Soja e a Cana se expandiram na região. A Soja passa a ocupar quase todas as áreas de outras agriculturas temporárias de 1985 nos três estados do Sul – com menor conversão de Pasto->Soja nesses estados. No Sul do Mato Grosso do Sul a Soja também se expande sobre áreas de AgTemp, mas nesse estado a maior parte da expansão ocorre em áreas de Pasto. No trecho do Rio Grande do Sul que faz parte do bioma Pampa é possível perceber também que a Soja se expande principalmente em áreas de FNNF (campos principalmente). No caso da Cana a expansão ocorre principalmente no Oeste de São Paulo, e um pouco menos no Norte do Paraná e no Sul/Leste do Mato Grosso do Sul, ocorrendo nestes três casos majoritariamente sobre o uso Pasto/Mosaico. É possível identificar também no Leste do Mato Grosso do Sul, nos limites do Cerrado com a Mata Atlântica, uma expansão de Agricultura temporária sobre áreas de Pasto e um pouco sobre áreas de Floresta. De forma geral não se destacam perdas tão consideráveis nos remanescentes florestais já escassos, exceto pela expansão do Pasto que ocorre no Oeste do Paraná e, em menor escala, no Leste paranaense. Outras perdas consistentes de Floresta não são tão fáceis de serem notadas pois ocorrem em áreas menores. As grandes porções de Floresta, principalmente nos remanescentes de Mata Atlântica, a leste do recorte, perto do litoral, se mantêm em parte pela dificuldade física imposta pelo relevo e pela presença de áreas protegidas.

Por sua vez, a Figura 6 apresenta os mapas centrados em MG e GO, mas cobrindo também parcialmente o MT no noroeste da figura, parcialmente o MS no extremo sudoeste e o norte de SP no extremo sul da figura. Em 1985 é possível perceber como a região coberta pela figura é majoritariamente ocupada por pastagem, com alguns trechos difusos de Floresta e FNNF – com maior concentração de vegetação nativa no Noroeste mineiro, norte de Goiás e no sudeste do Mato Grosso. Além disso, é possível notar uma inicial ocupação da soja no Sul do estado de Goiás, onde também se encontravam outras agriculturas temporárias dividindo espaço com áreas de pastagem. O norte do estado de São Paulo era ocupado principalmente por pastagem, mas em 1985 a Cana já parece estar ganhando algum terreno na região.

Figura 6. Principais usos do solo na região MG & GO em 1985 e 2015.

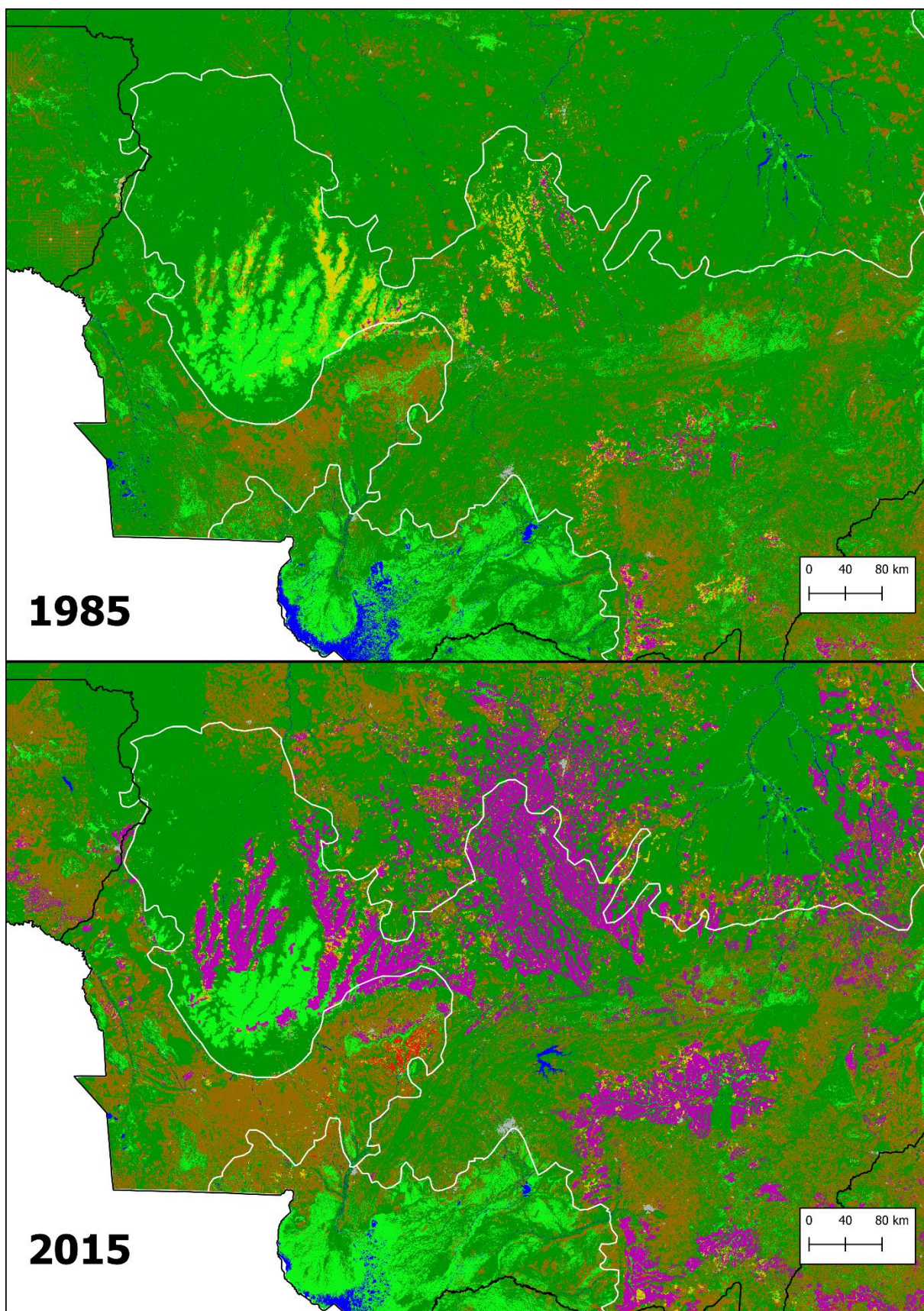


Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6.

Observando a evolução entre 1985 e 2015, é nítida a expansão da Soja na região da figura: no sul de Goiás a Soja avança principalmente sobre áreas de AgTemp e em alguns trechos de Pastagem, enquanto no Leste de Goiás, na fronteira com MG e no DF o avanço parece ter ocorrido principalmente sobre áreas de FNNF. É possível notar também uma considerável expansão da Soja no Noroeste do Mato Grosso, onde em 1985 a cultura parecia ainda incipiente. Por sua vez, a Cana avança também sobre as áreas de AgTemp e de Pasto do Sul de Goiás, dividindo agora espaço com a Soja. Porém, o principal avanço da Cana ocorre no Norte de São Paulo e na fronteira com MG, onde a cultura se expande sobre quase toda as áreas de Pasto que dominavam a região – e um pouco também sobre as áreas de AgTemp. As áreas de outras agriculturas temporárias (AgTemp) perderam diversas áreas para Cana e Soja e se apresentam no mapa de 2015 de forma muito mais difusa e espaçada, tendo avançado de forma nítida apenas no Leste do Mato Grosso do Sul sobre algumas áreas de Pasto. Por fim, o uso do solo Pasto, apesar de ter cedido áreas para Soja, Cana e até um pouco para AgTemp no MS, parece ter se expandido sobre áreas de Floresta no Sudeste do Mato Grosso, em diversos trechos no Oeste de Goiás, no Leste do Mato Grosso do Sul e, de forma mais difusa, em trechos de FNNF em Minas Gerais.

Na Figura 7 destaca-se boa parte do estado do Mato Grosso, focando principalmente na fronteira entre Amazônia, Cerrado e Pantanal (no Sul do MT) que corta o estado, sendo possível também visualizar um pequeno trecho do Sul do estado de Rondônia no extremo Noroeste da Figura. Diferentemente das duas figuras anteriores, é possível perceber que nesse recorte existia em 1985 uma presença muito mais substancial de vegetação nativa, com um avanço ainda difuso de Pasto no Oeste e no Sudeste do MT e no Sul de Rondônia e com um avanço tímido de AgTemp no centro do Mato Grosso. É possível também notar que a Soja já iniciava um avanço no Cerrado do Mato Grosso em 1985, mas em trechos pequenos de área – estando próxima dos *plots* de AgTemp.

Figura 7. Principais usos do solo no estado do MT em 1985 e 2015.

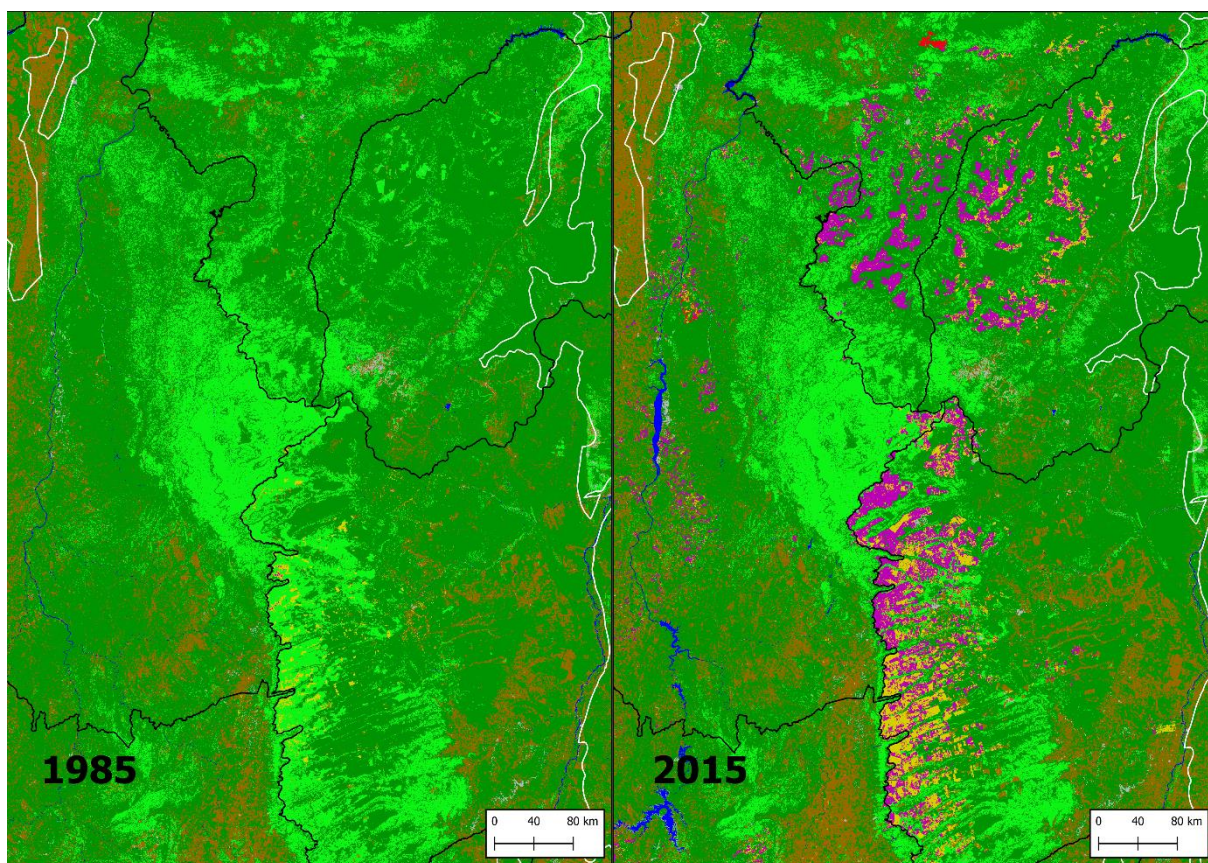


Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6.

Comparando os cenários entre 1985 e 2015 fica evidente como a Soja tomou conta da região: ela avança ocupando vários trechos de terra em todas as regiões do Mato Grosso e, diferentemente dos recortes anteriores dos estados do Sul do País e do recorte MG & GO, a Soja avança majoritariamente sobre regiões de Floresta e de FNNF – também ocupando quase que a totalidade das áreas de outras agriculturas temporárias (AgTemp) do MT e áreas de Floresta no Sul de Rondônia. O Pasto, por sua vez, também avança sobre áreas de Floresta na região do recorte da figura, suprimindo boa parte dos remanescentes do Cerrado e da Amazônia e, em partes, do Norte do Pantanal. Portanto, nessa Figura, temos uma exemplificação espacial do avanço e das transições diretas do uso do solo em áreas da fronteira do desmatamento – nesse caso sem considerar potenciais transições intermediárias, como na subseção anterior.

Esse recorte contém a fronteira quadrupla entre Piauí, ao Nordeste, Tocantins, à Oeste, Maranhão, ao Norte, e Bahia, ao Leste. Essa fronteira está situada em um corredor no Norte do Cerrado, que fica entre o bioma Amazônia e o bioma Caatinga. Ao Sul da Figura também é possível notar o Norte do estado de Goiás. Na imagem de 1985 a região destacada na figura pode ser caracterizada como uma região majoritariamente de vegetação nativa, com uma baixa ocupação de pastagem no norte de Goiás, no Sul e Centro do Tocantins e no centro baiano. Áreas de agricultura não eram comuns na região, apenas com uma ocupação muito difusa no Oeste da Bahia – onde podem ser notados pequenos *plots* de Soja.

Figura 8. Principais usos do solo na região do MATOPIBA em 1985 e 2015.



Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomas 6.

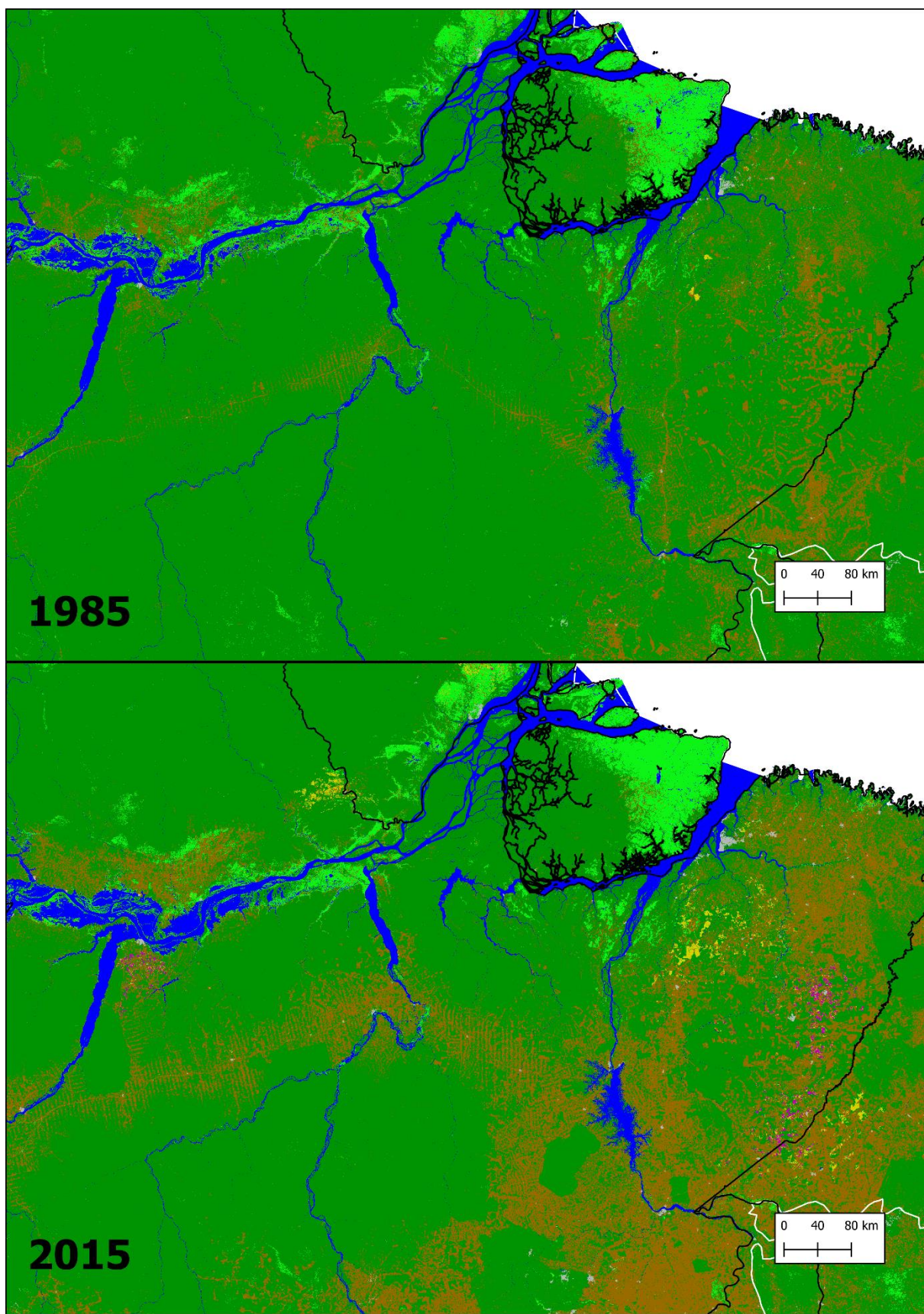
Pulando de 1985 para 2015, é possível notar como a vegetação nativa passa a ser substituída por usos antrópicos – cenário que caracteriza a região como fronteira do desmatamento. Há o avanço da soja no corredor central do Tocantins, de forma mais substancial no extremo Oeste da Bahia e um avanço relevante no Sul do Maranhão e no Oeste do Piauí. A Soja passa a dividir com o Pasto o protagonismo da ocupação antrópica na região. É possível notar também que em vários trechos o avanço da Soja parece ocorrer junto com o avanço de áreas de AgTemp – uso esse que pode estar abrindo vegetação nativa para uma posterior ocupação da Soja, como um uso intermediário. Na região central do Maranhão e no Tocantins também é possível notar avanços tímidos da Cana. O Pasto, que, em 1985, era o único uso relevante no recorte proposto, parece ter expandido em áreas de Floresta próximo às áreas que o Pasto já ocupava – no centro da Bahia, no Norte de Goiás e também na região central do Tocantins.

Por fim, o último recorte proposto para exibição dos usos do solo especialmente é um recorte da região central e Nordeste do Pará, onde também é possível visualizar no extremo Leste da figura o Oeste do Maranhão e ao Norte da figura o Sul do Amapá. Essa

região em 1985 era caracterizada pela presença majoritária de Floresta, com altíssimas taxas de remanescentes florestais amazônicos. A presença de Pasto na região era o único uso antrópico com algum destaque, mas mesmo assim ainda era muito difuso, tendo alguma relevância apenas no extremo nordeste do Pará e no Oeste do Maranhão – outros trechos difusos de pastagem são mais facilmente achados perto de estradas e de corpos hídricos.

Em 2015 o cenário encontrado na imagem já é bem distinto: o Pasto se expande por quase todo o trecho do Pará destacado, principalmente próximo dos *plots* onde já era possível ver o avanço do pasto em 1985. A partir da comparação entre essas imagens é possível perceber como essa região compõe uma outra fronteira do desmatamento, fechando o arco desta fronteira pelo nordeste amazônico. Em 2015 já é possível perceber no mapa o avanço da Soja na região, principalmente no Nordeste do Pará e mais a Oeste da Figura – próximo à região de Santarém/PA. O uso do solo AgTemp também se expande em alguns trechos pequenos do Nordeste do Pará, no Oeste do Maranhão e na fronteira do Amapá com o Pará. Em contraste com as demais figuras apresentadas nessa subseção, é possível notar que a trajetória experienciada em outras regiões parece condizente com o que está por vir no Pará: um avanço tímido da Soja e de outras agriculturas temporárias parece preceder um avanço posterior sobre outras áreas já consolidadas de Pasto, de modo que o Pasto continue avançando sobre a floresta e empurrando a fronteira.

Figura 9. Principais usos do solo do Pará em 1985 e 2015.



Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6.

3. A SOJA TRANSGÊNICA E O USO DO SOLO BRASILEIRO

O presente capítulo visa endereçar o principal objetivo e maior contribuição deste trabalho: como o choque de produtividade gerado pela implementação da semente transgênica da soja pode ter afetado a supressão de florestas e outras mudanças no uso do solo? Para tanto, partimos da contribuição metodológica de Bustos et al. (2016) e da série histórica de uso do solo do MapBiomas para construir uma base de dados detalhada que permita que respostas empíricas sejam dadas para responder essa pergunta de pesquisa. Nas seções que se seguem, apresento (1) a descrição detalhada das variáveis propostas e das bases de dados usadas, (2) a estratégia empírica utilizada para responder essas questões, (3) uma breve exposição das estatísticas descritivas da base de dados construída, (4) os principais resultados empíricos desta dissertação e, por fim, (5) os *event-studies* das principais especificações usadas nos resultados principais.

3.1 Construção das Variáveis e Bases de Dados

Essa seção detalha como as variáveis de interesse, dependentes e de controle foram calculadas para que se construísse a base de dados que subsidia os resultados empíricos deste trabalho. É importante notar em primeiro lugar que a base de dados se trata de um painel de ano por grid, cobrindo um período de vinte anos, indo de 1993 até 2012.¹⁹ Esse grid (de 9km x 9km) foi escolhido como unidade de análise por se tratar da menor agregação possível que a variável de interesse do choque de produtividade da soja transgênica pode ser estimada – seguindo os dados disponibilizados pelo Global Agro-Ecological Zones (GAEZ/FAO v3.0). O período escolhido contempla vinte anos, com seis anos de observações pré-tratamento e quatorze anos de observações pós-tratamento – e não foi estendido pelos fatos de adicionar ainda mais tempo de processamento da base de dados e porque quanto mais anos inclusos maiores são as chances de outros fatores estarem interferindo nos resultados.

3.1.1 Variável de Interesse: dimensão cross-section e temporal

Para identificar efeitos da introdução da soja transgênica no uso do solo no Brasil é preciso primeiramente construir uma variável de interesse exógena capaz de representar heterogeneamente o impacto da soja transgênica em cada região. Para isso, seguimos uma estratégia de identificação semelhante à de Bustos et al. (2016), onde 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 soja transgênica passa a ser um fator da produção agrícola.

No corte *cross-section*, seguindo inteiramente a proposição de Bustos et al. (2016), eu utilizei a base *Global Agro-Ecological Zones (GAEZ/FAO v3.0)*²⁰ 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 9km por 9km, utilizando diversos dados primários para o período entre 1960 e

¹⁹ Optou-se pelo período de 1993 até 2012 por ser um período consideravelmente extenso, seja no pré-tratamento, com seis anos de observações, e ainda mais no pós-tratamento, com quatorze 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 a amostra, mas isso dificultaria ainda mais o processamento dos dados, e a adição de mais anos pouco acrescentaria no *timing* do tratamento e poderia trazer para a amostra outros episódios que acabassem sujando o resultado.

²⁰ <https://www.gaez.iiasa.ac.at>

1990. Dessa forma, para cada grid/pixel, a base georreferenciada informa o potencial de produtividade da soja (e de outras culturas) em toneladas por hectare a partir da utilização de *low-level inputs (traditional crops)*²¹ e da utilização de *high-level inputs (advanced management)*²². 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 estabelecimento do período 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 a 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 apenas em 2005 foi estabelecida uma nova legislação que permitia a comercialização de soja transgênica sem a necessidade de relatórios de EIA/RIMA. Sob o argumento legal da medida provisória de 2003, Bustos et al. (2016) definem esse ano para delimitar o corte temporal. Apesar disso, a estratégia empírica de Bustos et al. (2016) 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, tendo os primeiros registros das primeiras sementes de soja transgênica em território nacional em 1997, provenientes da Argentina (CASTRO, 2006). Em 1998 é quando se tem registro das primeiras apreensões de soja transgênicas colhidas em território nacional e é quando a CTNbio (Comissão Técnica Nacional de Biossegurança) dá o primeiro parecer favorável, autorizando o plantio com as sementes transgênicas RR²³

²¹ “Under the low input, traditional management assumption, the farming system is largely subsistence based and not necessarily market oriented. Production is based on the use of traditional cultivars (if improved cultivars are used, they are treated in the same way as local cultivars), labor intensive techniques, and no application of nutrients, no use of chemicals for pest and disease control and minimum conservation measures.”

²² “Under the high input, advanced management assumption, the farming system is mainly market oriented. Commercial production is a management objective. Production is based on improved high yielding varieties, is fully mechanized with low labor intensity, and uses optimum applications of nutrients and chemical pest, disease and weed control.”

²³ A semente transgênica RR (Roundup Ready) tornava planta mais resistente a herbicidas como o glifosato.

da Monsanto sem a necessidade de EIA/RIMA. Porém, ainda em 1998, uma liminar impedindo esta autorização foi concedida, e o plantio da semente não chegou a ser comercialmente permitido. Porém, algumas estimativas indicam que em 1998 cerca de 6,2% da área plantada de soja no Brasil já era de sementes transgênicas (CROPLIFE, 2018), principalmente no Sul do país, de forma que a maior parte dessa produção era ilegal e seus derivados não eram discriminados no rótulo. As disputas jurídicas 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 até 50% em 2003 – ver Castro (2006) para o contexto da soja transgênica no período anterior a aprovação de 2003. Portanto, apesar de os principais marcos legais sobre a soja transgênica datarem de 2003 e 2005, considera-se que 1998 tenha sido o ano de introdução da soja transgênica no país (CROPLIFE, 2018; CÉLERES, 2018) – inclusive com diversas reportagens de comemoração dos 20 anos desta data em 2018.²⁴

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 cujo os anos forem após 1998, como na Equação (1) a seguir.

$$Choque\ de\ Produtividade_{it} = \begin{cases} 0 & se\ t < 1999 \\ high\ input_i - low\ input_i & se\ t \geq 1999 \end{cases} \quad (1)$$

Onde para cada grid i em cada ano t a variável *Choque de Produtividade_{it}* assume o valor 0 se a observação for anterior a 1999 e assume o valor equivalente a diferença entre *high input_i* e *low input_i* se a observação for a partir de 1999.

Além disso, é interessante que variáveis independentes 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 se 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 & Willmont (2018) e da aplicação dessa base realizada

²⁴ <https://exame.com/brasil/20-anos-depois-da-aprovacao-transgenico-se-torna-regra-no-campo/>

por Costa et al. (2021), eu pude extrapolar²⁵ as médias e desvios em relação à média histórica de temperatura e precipitação para cada *grid* a partir das observações meteorológicas mais próximas – dado que essas variáveis meteorológicas podem afetar desmatamento e uso do solo (Aragão et al., 2018). Por fim, dada a importância de áreas protegidas em conservar florestas e restringir tipos de usos do solo (GANDOUR, 2018; NOLTE, et al., 2013; NEPSTAD et al., 2006), a partir do *shapefile* disponibilizado pelo Ministério do Meio Ambiente,²⁶ 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, principalmente na Amazônia (BENYISHAY et al., 2017). Porém, a base o *shapefile* disponível de TIs não informa o ano de criação dessas áreas, dificultando a criação de uma série histórica.

3.1.2 Variáveis Dependentes

Para se estimar os efeitos do potencial da produtividade da soja transgênica nos usos do solo é crucial que se estime as áreas de cada uso do solo de interesse para o estudo. A contribuição do Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (MapBiomias) representa uma inovação disruptiva nesse sentido, uma vez que permite acompanhar a evolução do uso do solo de 1985 até os dias atuais, em uma resolução consideravelmente alta (pixel de 30x30m) com a categorização de mais de vinte categorias – na versão utilizada MapBiomias 6.²⁷ Para o presente estudo, essas vinte e quatro categorias foram agregadas em nove categorias de interesse – utilizando o *Map Calculator*, do *software Dinamica Ego*, para simplificação da apresentação dos resultados deste trabalho, conforme a Tabela 13.

²⁵ A partir dos vizinhos mais próximos entre os grids e os pontos das estimativas de Matsuura & Willmont (2018).

²⁶ <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>

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

Tabela 13. Categorias de uso do solo do MapBiomias 6 e usos do solo agregados.

Código	Categoria do MapBiomias 6	Uso do solo Agregado
3	Formação Florestal	Floresta
4	Formação Savânica	Floresta
5	Mangue	Floresta
49	Restinga Arborizada	Floresta
9	Floresta Plantada	FP (AgPerene)
11	Campo Alagado e Área Pantanosa	FNNF
12	Formação Campestre	FNNF
32	Apicum	FNNF
29	Afloramento Rochoso	FNNF
13	Outras Formações não Florestais	FNNF
15	Pastagem	Pasto
39	Soja	Soja
20	Cana	Cana
40	Arroz	Arroz (AgTemp)
41	Outras Lavouras Temporárias	AgTemp
46	Café	Café (AgPerene)
47	Citrus	Citrus (AgPerene)
21	Mosaico de Agricultura e Pastagem	Mosaico (Pasto)
23	Praia e Duna	ANV
24	Infraestrutura Urbana	ANV
30	Mineração	ANV
25	Outras Áreas Não Vegetadas	ANV
33	Rio, Lago e Oceano	Água
31	Aquicultura	Água
27	Não observado	NA

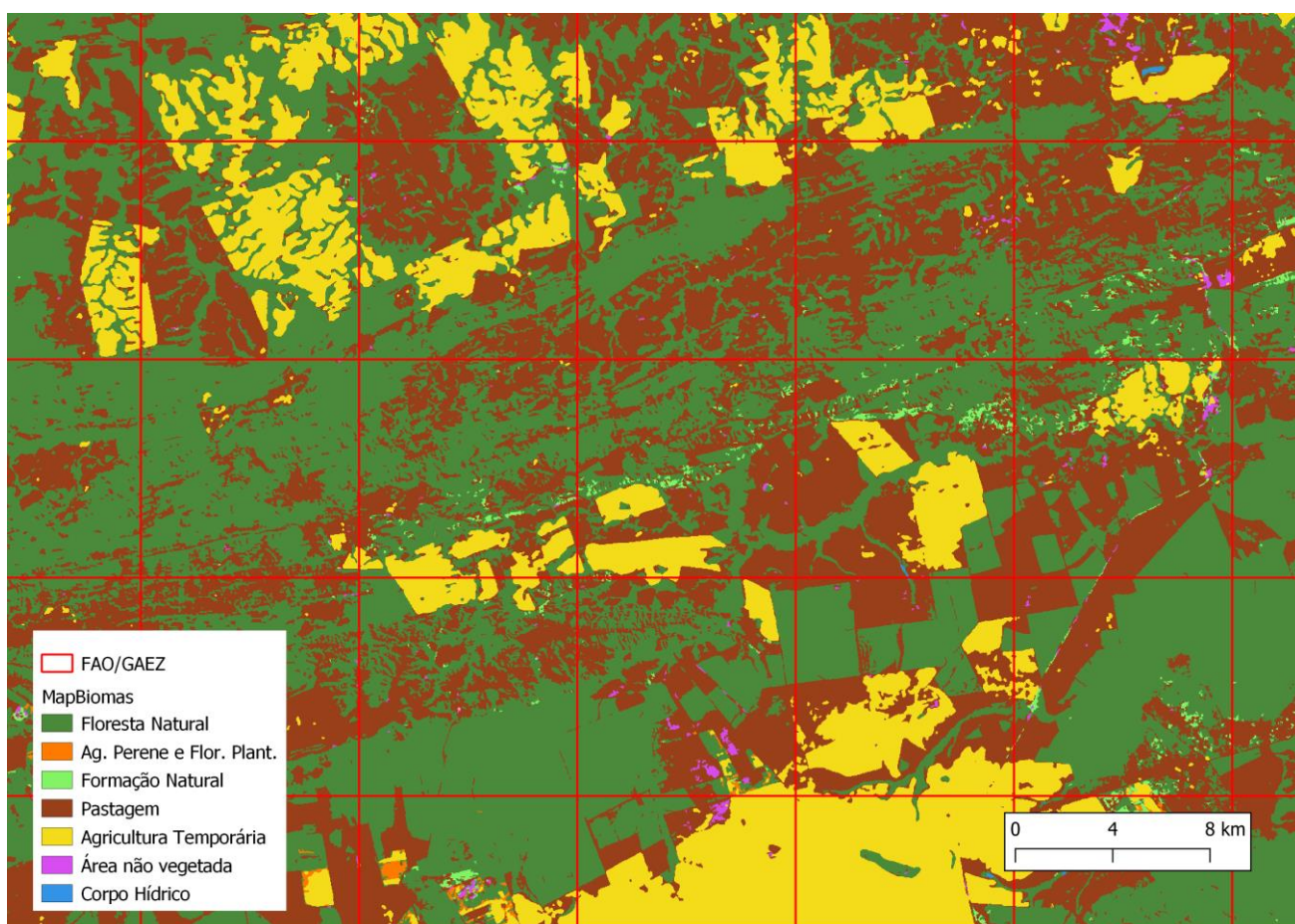
Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6.

As categorizações propostas nessa agregação seguem em boa parte as agregações em diferentes níveis do MapBiomias, onde as categorias 3, 4, 5 e 49 são formações naturais florestais (Florestas), as categorias 11, 12, 32, 29 e 13 são Formações Naturais Não Florestais (FNNF), as categorias 23, 24, 30, 25 são Áreas Não Vegetadas (ANV), as categorias 33 e 31 são Corpos Hídricos (Água). As exceções criadas são nesse caso 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).

Por fim, é importante destacar que para compatibilização dos dados do MapBiomias com os grids da base GAEZ/FAO v3.0, foi necessário realizar uma estatística por zona de cada uso agregado do MapBiomias a partir de uma máscara de identificação

onde cada *grid* da base GAEZ/FAO corresponde a uma unidade de análise. Isto é, para cada pixel de 9km x 9km da GAEZ/FAO eu realizei a soma da área de cada cobertura para cada ano – e o mesmo vale para as áreas de Unidades de Conservação.²⁸ Na Figura 10 é possível visualizar um exemplo, onde 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 10. Exemplo da sobreposição entre a máscara da base da GAEZ/FAO e MapBiomias.



Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6 e GAEZ/FAO.

²⁸ Para a realização do geoprocessamento destas contas, eu utilizei o *software Dinamica EGO* e suas calculadoras de *raster* e os *functores* de estatística por zona

3.2 Estratégia Empírica

No primeiro capítulo desta dissertação, foi mostrado que algumas hipóteses levantadas por outros estudos apontam para a importância de ganhos de produtividade e da intensificação da agropecuária para o chamado *land sparing* – em consonância com algumas das proposições da teoria de transição florestal. Por outro lado, outros estudos apresentados no Capítulo I ponderam que essa tendência requer uma série de requisitos e não é necessariamente um caminho automático. No Capítulo II a trajetória do uso da terra no Brasil e nos seus principais biomas foi descrita, destacando as principais transições para agropecuária e como nas últimas décadas não é possível verificar em escala nacional um movimento na direção de mais florestas. Essas descrições, sejam teóricas ou descritivas, são importantes para subsidiar a interpretação do cenário brasileiro recente, mas não permitem a atribuição de causalidade no sentido de que choques de produtividade realmente foram ou 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 ocorreram a expansão das suas áreas cultivadas. Porém, para avaliar na prática se ganhos de produtividade foram capazes de “poupar terra” é importante também que se construa um contrafactual, buscando observar se a existência desse choque pode evitar um cenário ainda mais grave em termos de ocupação da terra.

Portanto, o objetivo deste capítulo e principal objetivo desta dissertação consiste em partir da contribuição metodológica de Bustos et al. (2016) para identificar como o choque de produtividade da soja atrelado à inovação da semente transgênica afetou os diferentes usos do solo nos diferentes biomas brasileiros dentro do próprio grid – isto é, os resultados se restringem a efeitos causais diretos dentro da mesma unidade de análise. Diferentemente deste trabalho, Bustos et al. (2016) se aprofunda em potenciais transformações estruturais na indústria a partir dos efeitos heterogêneos da introdução da soja transgênica em diferentes municípios – e outros estudos, como Dias et al. (2019), que, através de metodologia semelhante, identificam os *outcomes* em saúde do aumento no uso de glifosato. Porém, a partir da contribuição metodológica de como se estimar exogenamente o choque de produtividade gerado pela introdução da soja transgênica, eu busco neste estudo extrapolar essa contribuição para identificar efeitos sobre a ocupação de diferentes usos do solo gerados pela introdução da soja transgênica.

Para isso, a estratégia empírica adotada consiste em modelo em painel de observações anuais com efeitos fixos para um período de vinte anos. 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 et al. (2016), o presente trabalho consegue um detalhamento na base de dados ainda maior por conseguir usar a menor unidade de análise possível (*grid* ao invés de municípios) e observações anuais (ao invés de observações decenais, a partir dos censos agropecuários e demográficos). Esse avanço só foi possível pela contribuição da base de dados georreferenciada e anual disponibilizada pelo MapBiomass e pelo processamento desses dados anuais, agregando-os em uma unidade de análise pequena como os *grids* de 9km por 9km. O modelo empírico genérico pode ser observado na Equação (2) a seguir.

$$Cobertura_{it} = \alpha + \beta * (high_i - low_i) * pós1998_t + \sum_{n=1}[\rho_n * X_{itn}] + \lambda_t + \mu_i + \varepsilon \quad (2)$$

Onde i é a unidade de análise do *grid* de 9km por 9km e t é o ano. A variável dependente genérica $Cobertura_{it}$ pode assumir a área (em hectares ou logaritmo natural da área em hectares mais um) de qualquer uso do solo em cada *grid* i e ano t . Por sua vez, o β corresponde ao coeficiente de interesse da variável independente que mede o potencial de produtividade gerado pelo choque da semente transgênica da soja nos diferentes usos do solo. Como visto anteriormente, essa variável independente nada mais é do que a 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 ρ_n capta os efeitos dos controles n , que consistem nas variáveis meteorológicas – precipitação e temperatura anual e por *grid* –, nas áreas das Unidades de Conservação (discriminadas por US e PI) em cada *grid* i e ano t . Posteriormente, foram incluídos também variáveis que buscam captar tendências específicas de UF e controles adicionais que representem 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 (CROPLIFE, 2018; CÉLERES, 2018).

Esse modelo genérico foi replicado separadamente para os três principais biomas brasileiros em termos de área: Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica. Isso porque, como visto no Capítulo II, o estágio de ocupação do uso do solo nesses biomas não caminha em paralelo, de modo que é importante destacar potenciais heterogeneidades do efeito da soja

transgênica dado os diferentes níveis de consolidação dessas áreas.²⁹ A fim de tentar corrigir correlações nos erros padrões dos coeficientes estimados também foram adicionados ao modelo uma correção dos erros padrões a partir da *clusterização* na unidade de análise e a partir de um *two-way cluster* na unidade de análise e no nível UF-ano³⁰. Na Seção 5 do presente capítulo, foi realizado uma série de *event-studies* para avaliar a robustez do contrafactual criado a partir do *timing* da implementação da soja transgênica.

O grande detalhamento da base de dados construída, por um lado, contribui ao captar da melhor forma possível a variância das variáveis utilizadas e permitir a estimação mais precisa do coeficiente do choque de produtividade na área dos diferentes usos do solo. Porém, o tamanho dessa base de dados e a dimensão espacial e temporal das observações dificulta a inclusão de outras variáveis de controle e também de outras estratégias empíricas (e 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 et al. (2016), com observações detalhadas no nível do pixel dos dados da GAEZ/FAO, 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 nesta dissertação seja válida para a recuperação dos efeitos propostos. Portanto, este capítulo estabelece uma contribuição relevante para a discussão de temas como efeitos diretos no uso do solo de choques de produtividade, de transição florestal no Brasil e da existência de um Paradoxo de Jevons no ativo terra no Brasil, podendo também abrir caminho para outras aplicações cada vez mais robustas que visam endereçar esses objetos de estudo.

²⁹ 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 e optou-se pela apresentação por biomas.

³⁰ Um *cluster* para cada grid que está no mesmo UF e no mesmo ano.

3.3 Estatísticas Descritivas

Antes da exposição dos resultados empíricos encontrados a partir da aplicação do modelo sugerido na Seção 3.3, é importante que se tenha um dimensionamento das principais variáveis utilizadas no cálculo dos coeficientes de interesse. No Capítulo II foi possível apresentar diversos dados dos usos do solo e da evolução recente, ajudando também na contextualização dessas variáveis. Porém, na Tabela 14 serão apresentadas as estatísticas descritivas de todas as variáveis utilizadas no modelo, para todo o Brasil, calculadas a partir da unidade de análise do grid, separando as estatísticas entre pré e pós-tratamento. As Tabelas A.1, A.2 e A.3 apresentam as mesmas estatísticas descritivas filtrando apenas os biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica, respectivamente.

Tabela 14. Estatísticas descritivas das principais variáveis utilizadas.

Variáveis	Pré-Tratamento				Pós-Tratamento				
	Média	Max	Min	Desvio	Média	Max	Min	Desvio	
1	Area	8479.17	8638.98	0.00	853.89	8479.17	8638.98	0.00	853.91
2	Floresta	5475.44	8638.98	0.00	2956.04	5209.14	8638.98	0.00	2975.84
3	FNNF	612.94	8621.99	0.00	1483.62	602.56	8622.89	0.00	1467.95
4	Soja	71.34	8329.83	0.00	450.32	183.89	8564.19	0.00	796.76
5	Cana	30.09	7796.03	0.00	325.60	53.16	7846.19	0.00	420.63
6	Pasto	1424.17	8583.43	0.00	2079.46	1599.45	8578.75	0.00	2176.56
7	Mosaico	411.75	8063.47	0.00	760.91	414.86	8171.52	0.00	765.47
8	AgTemp	174.06	8528.86	0.00	637.88	119.66	8107.43	0.00	440.40
9	Arroz (AgTemp)	4.22	5028.14	0.00	72.30	7.23	5817.51	0.00	97.04
10	Cafe (AgPer)	2.71	2901.48	0.00	30.39	4.74	3062.03	0.00	49.85
11	Citrus (AgPer)	0.48	2906.51	0.00	21.64	1.08	4340.80	0.00	35.64
12	FP	31.48	7186.09	0.00	249.63	46.16	7103.29	0.00	299.35
13	ln_floresta	8.28	9.06	0.00	1.12	8.22	9.06	0.00	1.12
14	ln_fnnf	3.57	9.06	0.00	2.78	3.57	9.06	0.00	2.75
15	ln_soja	0.40	9.03	0.00	1.52	0.86	9.06	0.00	2.16
16	ln_cana	0.15	8.96	0.00	0.96	0.25	8.97	0.00	1.24
17	ln_pastagem	4.64	9.06	0.00	3.25	4.85	9.06	0.00	3.30
18	ln_mosaico	2.89	9.00	0.00	3.19	2.88	9.01	0.00	3.18
19	ln_agtemp	1.15	9.05	0.00	2.36	1.20	9.00	0.00	2.27
20	ln_agperene	0.49	8.88	0.00	1.44	0.65	8.87	0.00	1.68
21	PI	207.87	8647.83	0.00	1223.63	381.24	8647.83	0.00	1644.57
22	US	293.67	8665.85	0.00	1442.11	726.51	8665.85	0.00	2230.03
23	Precipit	1693.34	5293.60	66.90	658.14	1789.60	4702.40	181.60	675.32
24	Temp	24.66	30.90	11.00	2.70	24.78	31.50	10.60	2.66
25	low_soja	0.21	1.10	-0.01	0.16	0.21	1.10	-0.01	0.16
26	high_soja	1.97	4.93	-0.01	0.86	1.97	4.93	-0.01	0.86
27	CP_soja	0.00	0.00	0.00	0.00	1.75	4.47	-0.90	0.77
28	CP_milho	0.00	0.00	0.00	0.00	0.99	11.56	-2.94	1.68
29	CP_algodão	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	1.11	-0.19	0.21

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6, GAEZ/FAO, MMA, Matsuura & Willmont (2018).

As estatísticas descritivas dos *grids* do Brasil inteiro apresentadas na Tabela 14 foram separadas para os 6 anos pré-tratamento (1993 até 1998) e para os quatorze anos pós-tratamento (1999 até 2012). A primeira linha apresenta a variável Área, que nada mais é do que a soma de todas as variáveis de uso do solo, o que corresponde ao tamanho da área do grid. Aqui é possível perceber que há uma diferença no tamanho de alguns grids devido a ajustes que tiveram que ser feitos no georreferenciamento desses grids para possibilitar o geoprocessamento entre os grids e a base de pixels do MapBiomias.³¹ As 11

³¹ Como alguns grids foram cortados porque ficam na fronteira do país, então também existem grids com tamanho muito menor do que o padrão.

linhas seguintes dessa tabela correspondem às estatísticas descritivas dos usos do solo (em hectares), enquanto as linhas 13 até 20 correspondem ao logaritmo natural da área (somadas a um, para evitar problemas com logaritmo natural de zero) dos usos do solo.³² As linhas 21 e 22 correspondem as áreas (em hectare) de UC de Proteção Integral e Uso Sustentável e as linhas 23 e 24 correspondem às variáveis de precipitação (mm/ano) e temperatura (graus Celsius médio do ano). As linhas 25 e 26 correspondem às variáveis do GAEZ/FAO v3.0 de *low-level input* e *high-level input* e, por fim, as variáveis *CP_soja*, *CP_milho* e *CP_algodao* correspondem às variáveis de choque potencial de produtividade após a introdução da respectiva semente transgênica de cada cultura – repare que pré-tratamento a variável *CP_soja* não tem observações diferentes de zero.

Nas variáveis de uso do solo, é importante destacar como houve um crescimento significativo da área média dos usos agropecuários (tirando outras agriculturas temporárias e Mosaico) após o tratamento – enquanto os usos naturais Floresta e FNNF reduziram suas áreas médias. Em contrapartida, as áreas de Unidades de Conservação cresceram muito no período, justificando a sua inclusão como variáveis de controle uma vez que têm o potencial de impedir a expansão de usos antrópicos sobre formações naturais. Nas linhas 25 e 26 é possível identificar as estatísticas descritivas das variáveis do GAEZ/FAO, permitindo o dimensionamento da distância entre o potencial produtivo com *low-level input* e *high-level input* – que dão origem à variável *CP_soja* no pós-tratamento, uma vez que a diferença entre *low-level input* e *high-level input* é interagida com uma *dummy* de tempo pós 1998.

³² Alguns usos podem ser mais desagregados, mas que por não acrescentarem muito de forma desagregada, acabaram sendo agregados para o cálculo dos resultados principais na próxima seção – como o caso do arroz, que acabou sendo somado a categoria de outras agriculturas temporárias, ou o caso do Café, Citrus e Floresta Plantada, que foram agregados em uma única categoria (*FP+AgPer*).

3.4 Resultados Principais

Nesta seção serão apresentados os resultados empíricos que visam endereçar a principal pergunta desta dissertação: como o choque de produtividade provocado pela soja transgênica afetou diretamente os usos do solo? Para isso, como explicada nas primeiras seções deste capítulo, uma extensa base de dados foi construída, com variáveis de uso do solo e de potencial produtivo sob *low-level input* e *high-level input*, para possibilitar a aplicação da estratégia empírica proposta. Portanto, as tabelas desta seção apresentam os coeficientes das especificações propostas a partir desta estratégia empírica, com resultados a partir dos recortes da Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica.

Primeiramente, a Tabela 15 apresenta os efeitos do choque de produtividade da soja (em toneladas por hectare) para a área de cada uso do solo (em %) da Amazônia. Nessa especificação foram utilizados os principais controles propostos (nível de precipitação e temperatura e as áreas de UCs) e os erros padrões foram corrigidos através de um *two-way cluster*, tanto no *grid* quanto nos grupos de UF/ano, buscando verificar se os coeficientes mantêm sua significância mesmo sob uma correção de erros padrão mais restritiva – vale destacar que as significâncias com um cluster tradicional apenas por *grid* não indicam interpretações diferentes das que se seguem a partir da Tabela 15.

Tabela 15. Regressão do choque de produtividade da soja nos usos do solo do bioma Amazônia controlando por chuva, temperatura e efeitos fixos.

VARIABLES	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
	Soja (%)	Floresta (%)	FNNF (%)	Pasto (%)	Ag. Temp. (%)	Cana (%)	FP e AgPerene (%)
<i>Painel A: Controles meteorológicos e de UC e two-way cluster por grid de UF-ANO</i>							
Choque Produtividade Soja (t/ha)	0.364*** (0.085)	-0.057*** (0.009)	-0.002 (0.007)	0.277*** (0.053)	0.246*** (0.058)	0.003* (0.002)	-0.001 (0.002)
Observations	988,260	988,260	988,260	988,260	988,260	988,260	988,260
R-squared	0.643	0.976	0.993	0.949	0.717	0.769	0.920
Efeitos Fixos	S	S	S	S	S	S	S
Periodicidade	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual

Fonte: Elaboração própria.

No caso da Amazônia, a Tabela 15 sugere alguns resultados importantes: o primeiro, na coluna (1), sugere que o aumento de uma tonelada por hectare provocado pelo choque da soja transgênica no *grid i* gerou um aumento médio de 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 previsível – principalmente em uma região onde a soja não era tão relevante em termos de área até a introdução da soja transgênica.

No mesmo sentido, o choque de uma tonelada por hectare provocado pela soja transgênica também parece ter expandido, em média, a área de Pasto (e Mosaico) e AgTemp em 27,6% e 24,5%, respectivamente – os dois coeficientes significativos em ambas as especificações. Esse resultado, a princípio, pode parecer menos óbvio. Porém, levando em conta o aprendizado a partir das matrizes de transição expostas no Capítulo II, é possível que o choque da soja transgênica tenha incentivado a ocupação das áreas potencialmente mais beneficiadas, seja com Pasto ou com outras culturas, dado que a consolidação na Amazônia em geral parece ocorrer por meio desses usos e não do uso Soja.

Por outro lado, se esses usos do solo agropecuários 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. O coeficiente encontrado é, a princípio, menor, mas é importante 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 (ver Tabela A.1) – onde deve se destacar 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 uma substituição de áreas de Floresta por Soja, outras agriculturas temporárias (AgTemp) e, principalmente, Pasto – ao contrário do que sugerem os resultados encontrados por Assunção & Bragança (2015), Assunção et al. (2017) e Szerman et al. (2022). Efeitos significativos para os demais usos não foram encontrados, o que faz sentido frente à menor participação desses usos na área total do bioma. Para se ter maior confiança nesses resultados, outras duas especificações foram testadas na Tabela 16, visando estressar os coeficientes para avaliar se eles mantêm suas significâncias e seus sentidos. No Painel A foram adicionados controles por tendência de UF (que visa capturar variáveis omitidas que apresentaram crescimento constante no tempo em cada UF), enquanto no Painel B foram adicionadas duas variáveis de controle construídas nos moldes do Choque de Produtividade da Soja, só que para os casos do Algodão e do Milho. No caso do Painel B, é importante destacar que “Choque de Produtividade do Algodão e do Milho” são variáveis de controle e seus coeficientes não têm necessariamente um valor para esse estudo – sendo importante verificar apenas se o

coeficiente do “Choque de Produtividade da Soja” mantém tanto seu sentido quanto sua significância.

Tabela 16. Regressão do choque de produtividade da soja nos usos do solo do bioma Amazônia controlando por chuva, temperatura, tendência de UF, outros choques de produtividade e efeitos fixos.

VARIABLES	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
	Soja (%)	Floresta (%)	FNNF (%)	Pasto (%)	Ag. Temp. (%)	Cana (%)	FP e AgPerene (%)
<i>Painel A: Controlando por tendência de UF e two-way cluster por grid e UF-ano</i>							
Choque Produtividade Soja (t/ha)	0.213*** (0.057)	-0.032*** (0.004)	0.007 (0.005)	0.122*** (0.033)	0.132*** (0.037)	-0.003** (0.001)	0.002 (0.002)
<i>Painel B: Controlando por tendência de UF e outros choques com cluster por grid e tendência de UF</i>							
Choque Produtividade Soja (t/ha)	0.193*** (0.059)	-0.033*** (0.005)	-0.001 (0.005)	0.166*** (0.033)	0.081** (0.039)	-0.003** (0.001)	0.000 (0.002)
Choque Produtividade Algodão (t/ha)	0.665*** (0.134)	-0.389*** (0.047)	-0.117*** (0.030)	-0.232 (0.162)	1.372*** (0.129)	0.012 (0.010)	-0.030 (0.019)
Choque Produtividade Milho (t/ha)	0.014 (0.018)	0.024*** (0.004)	0.023*** (0.005)	-0.088*** (0.017)	0.048*** (0.016)	0.000 (0.001)	0.005** (0.002)
Observations	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.

Como é possível reparar na Tabela 16, todos os coeficientes de interesse que eram significativos na Tabela 15 continuam significativos e com mesmo sinal nesta tabela – exceto no caso de Cana, onde o sinal inverte, apesar da magnitude do efeito ser mínima. A diferença é que a magnitude desses coeficientes é menor nessas duas novas especificações. No caso da soja, os resultados do Painel A e B ficam, em média, entre 21,3% e 19,3% para cada tonelada por hectare de produtividade gerado pelo choque da soja, enquanto para o Pasto os resultados ficaram entre 12,2% e 16,6% e para AgTemp entre 13,2% e 8,1%. No caso do uso do solo Floresta, os resultados encontrados na Tabela 16 mostram que, em média, o choque de produtividade da soja transgênica de uma tonelada por hectare gera uma redução média anual de 3,3% na área de floresta de um *grid* da Amazônia. Desse modo, é possível entender que os efeitos encontrados na Tabela 15 talvez tenham algum viés de sobre estimação, mas que o sentido da interpretação desses efeitos parece ter resistido aos acréscimos dessas novas especificações.

A Tabela 17 apresenta os coeficientes calculados a partir das mesmas especificações da Tabela 15, com os controles meteorológicos, de área de UC, e *two-way cluster* por *grid* e pelos grupos de UF/ano. Porém, neste caso, os resultados estão

considerando apenas o bioma Cerrado, um bioma que tem, em partes, características de fronteira do desmatamento nos municípios que também estão na Amazônia Legal e, em partes, regiões consideradas consolidadas – como já caracterizado no Capítulo II. Dessa forma, os resultados esperados devem refletir um cenário misto entre Amazônia e Mata Atlântica, onde a expansão de soja e de outros usos agropecuários a partir do choque de produtividade da soja devem se expandir majoritariamente sobre usos agropecuários menos produtivos, mas que também é possível que gerem perdas em usos de vegetação natural, como florestas e formações naturais não florestais.

Tabela 17. Regressão do choque de produtividade da soja nos usos do solo do bioma Cerrado controlando por chuva, temperatura e efeitos fixos.

VARIABLES	(1) Soja (%)	(2) Floresta (%)	(3) FNNF (%)	(4) Pasto (%)	(5) Ag. Temp. (%)	(6) Cana (%)	(7) FP e AgPerene (%)
<i>Painel A: Controles meteorológicos e de UC e two-way cluster por grid e UF-ANO</i>							
Choque Produtividade Soja (t/ha)	0.385*** (0.028)	-0.018*** (0.004)	-0.026*** (0.007)	-0.183*** (0.028)	-0.290*** (0.049)	0.170*** (0.026)	0.036*** (0.013)
Observations	492,520	492,520	492,520	492,520	492,520	492,520	492,520
R-squared	0.839	0.983	0.981	0.970	0.850	0.867	0.898
Efeitos Fixos	S	S	S	S	S	S	S
Periodicidade	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual

Fonte: Elaboração própria.

Interpretando os coeficientes da Tabela 17, é possível identificar efeitos positivos do choque de produtividade de uma tonelada/hectare da soja transgênica na área média de Soja (38,5%), de 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 sobre os efeitos positivos sobre as áreas de Cana e FP + AgPerene. Nesses casos, os resultados encontrados podem sugerir que haja uma certa complementariedade entre a expansão da Soja com os usos FP+AgPerene e, principalmente Cana – ou que haja alguma variável omitida associada à expansão desses usos que também seja correlacionada com o choque de produtividade da soja. De todo modo, é importante saber se esses coeficientes mantêm sua significância nos testes realizados nas especificações seguintes (Tabela 18).

Ainda na Tabela 17, é preciso destacar os efeitos negativos do choque de produtividade da soja transgênica tanto em usos agropecuários que tendem a ser menos rentáveis (como Pasto + Mosaico e AgTemp) como em usos de vegetação natural (Floresta e FNNF). Florestas perdem, em média, 1,8% da sua área por 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 de 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 uma perda média de 29,0% da área de AgTemp por ano e de 18,3% da área de Pasto (e 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 também uma região em parte consolidada, uma vez que parece que os usos estimulados pelo choque de produtividade da soja parecem ocupar tanto Floresta e FNNF (em menor escala), quanto Pasto (e Mosaico) e outras agriculturas temporárias (AgTemp), que tendem a apresentar menor rentabilidade por hectare.

Tabela 18. Regressão do choque de produtividade da soja nos usos do solo do bioma Cerrado controlando por chuva, temperatura, tendência de UF, outros choques de produtividade e efeitos fixos.

VARIABLES	(1) Soja (%)	(2) Floresta (%)	(3) FNNF (%)	(4) Pasto (%)	(5) Ag. Temp. (%)	(6) Cana (%)	(7) FP e AgPerene (%)
<i>Painel A: Controlando por tendência de UF e two-way cluster por grid e UF-ano</i>							
Choque Produtividade Soja (t/ha)	0.414*** (0.035)	-0.007** (0.003)	-0.029*** (0.006)	-0.108*** (0.017)	-0.089*** (0.024)	0.134*** (0.029)	0.006 (0.013)
<i>Painel B: Controlando por tendência de UF e outros choques com cluster por grid e tendência de UF</i>							
Choque Produtividade Soja (t/ha)	0.455*** (0.037)	-0.008*** (0.003)	-0.022*** (0.007)	-0.105*** (0.017)	-0.043* (0.025)	0.120*** (0.027)	0.006 (0.013)
Choque Produtividade Algodão (t/ha)	-1.140*** (0.172)	0.074*** (0.018)	-0.237*** (0.071)	-0.136* (0.078)	-0.971*** (0.096)	-0.526*** (0.102)	-0.154*** (0.056)
Choque Produtividade Milho (t/ha)	-0.032* (0.017)	-0.002 (0.001)	-0.002 (0.006)	0.002 (0.008)	-0.057*** (0.014)	0.073*** (0.014)	0.009 (0.009)
Observations	492,500	492,500	492,500	492,500	492,500	492,500	492,500
R-squared	0.841	0.983	0.981	0.972	0.859	0.873	0.900
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.

Assim como na Tabela 16, a Tabela 18 acrescenta controles por tendência específica de UF e as variáveis de choque de produtividade do algodão e do milho, porém filtrando para o bioma Cerrado. Contrastando com os resultados da Tabela 17, é possível notar que o único coeficiente que tem uma mudança de significância é o do choque de produtividade da soja transgênica para FP + AgPerene, que passa a ser não significativo. No caso do efeito do choque de produtividade da soja na área média da Soja há um pequeno aumento da magnitude do efeito, porém com manutenção do sentido e significância do efeito. Os demais coeficientes (da coluna 2 até a 6) mantêm suas

significâncias e sentidos, apesar de reduzirem sua magnitude – onde se deve destacar principalmente as reduções no efeito do choque da soja transgênica na área de Floresta e de AgTemp. Portanto, os testes da Tabela 18 mantêm a os resultados apresentados pela Tabela 17, exceto pelo fato de que o efeito do choque de produtividade da soja transgênica parece apenas incentivar a expansão da própria área de Soja e da área de Cana – sem aumento significativo da área de floresta plantada e agriculturas perenes.

Partindo para a última parte desta seção, a Tabela 19 apresenta as especificações análogas propostas nas Tabelas 15 e 17, porém filtrando apenas o bioma Mata Atlântica. A partir do que foi visto no Capítulo II e das estatísticas descritivas da Mata Atlântica (Tabela A.3), espera-se que os resultados a seguir corroborem com as características de uma região altamente consolidada, onde há importante proteção dos remanescentes florestais e, em alguns casos, até abandono de áreas ocupadas que geram o aparecimento de florestas secundárias – como sugerido por Calaboni et al. (2018) e, possivelmente, um cenário mais próximo das proposições de Assunção & Bragança (2015), Assunção et al. (2017) e Szerman et al. (2022).

Tabela 19. Regressão do choque de produtividade da soja nos usos do solo do bioma Mata Atlântica controlando por chuva, temperatura e efeitos fixos.

VARIABLES	(1) Soja (%)	(2) Floresta (%)	(3) FNNF (%)	(4) Pasto (%)	(5) Ag. Temp. (%)	(6) Cana (%)	(7) FP e AgPerene (%)
<i>Painel A: Controles meteorológicos e de UC e two-way cluster por grid e UF-ANO</i>							
Choque Produtividade Soja (t/ha)	0.433*** (0.043)	0.010** (0.004)	-0.015** (0.007)	-0.079*** (0.010)	-0.376*** (0.054)	0.374*** (0.049)	-0.107*** (0.028)
Observations	281,980	281,980	281,980	281,980	281,980	281,980	281,980
R-squared	0.926	0.984	0.988	0.973	0.948	0.891	0.910
Efeitos Fixos	S	S	S	S	S	S	S
Periodicidade	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual	Anual

Fonte: Elaboração própria.

Seguindo os resultados apresentados na Tabela 19, 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. Assim como no Cerrado, os resultados sugerem que na Mata Atlântica há uma complementariedade ou algum efeito *spillover* entre as culturas de soja e cana de açúcar – ou alguma variável omitida que pudesse estimular a expansão de Cana e estivesse correlacionada com o choque de produtividade da soja transgênica. Outro efeito positivo encontrado – corroborando com os resultados preliminares de Assunção & Bragança

(2015) e Szerman et al. (2022) – foi na área do uso Floresta, que, para cada uma tonelada por hectare provocado pelo choque, aumenta, em média, 1,0%. Esse resultado destaca a importância de se analisar heterogeneamente as regiões e os biomas, e pode refletir tanto uma saturação na ocupação de florestas na região, ou até mesmo as proposições teóricas de Walker (2012) – que sugere em seu modelo que trajetórias de transição florestal na Mata Atlântica ocorrem em detrimento do deslocamento do desmatamento para a fronteira.

Por outro lado, a área de FNNF, em média, perde 1,5% por ano a cada tonelada por hectare provocado pelo 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 – mesmo ambos estando saturados no bioma, como é possível observar na Tabela A.3. Porém, os principais usos que cedem suas áreas para os demais que se expandiram são Pasto (e 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% – onde, novamente, é preciso destacar que a área de Pasto + Mosaico representa cerca de metade de um *grid i* genérico da Mata Atlântica.

Tabela 20. Regressão do choque de produtividade da soja nos usos do solo do bioma Mata Atlântica controlando por chuva, temperatura, tendência de UF, outros choques de produtividade e efeitos fixos.

VARIABLES	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
	Soja (%)	Floresta (%)	FNNF (%)	Pasto (%)	Ag. Temp. (%)	Cana (%)	FP e AgPerene (%)
<i>Painel A: Controlando por tendência de UF e two-way cluster por grid e UF-ano</i>							
Choque Produtividade Soja (t/ha)	0.219*** (0.027)	0.020*** (0.003)	-0.019** (0.009)	-0.037*** (0.008)	-0.224*** (0.042)	0.188*** (0.038)	-0.070*** (0.025)
<i>Painel B: Controlando por tendência de UF e outros choques com cluster por grid e tendência de UF</i>							
Choque Produtividade Soja (t/ha)	0.234*** (0.030)	0.018*** (0.003)	-0.014 (0.009)	-0.035*** (0.008)	-0.174*** (0.038)	0.099*** (0.029)	-0.059** (0.024)
Choque Produtividade Algodão (t/ha)	0.041 (0.103)	0.060*** (0.017)	0.087* (0.047)	0.065 (0.047)	-1.305*** (0.146)	0.896*** (0.171)	0.004 (0.125)
Choque Produtividade Milho (t/ha)	-0.038*** (0.011)	0.000 (0.002)	-0.018*** (0.006)	-0.008** (0.004)	-0.043 (0.030)	0.161*** (0.031)	-0.028* (0.015)
Observations	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.

A Tabela 20 busca aplicar as outras duas especificações propostas nas Tabelas 16 e 18 para as observações da Mata Atlântica. Nesse caso, em contraste com os resultados da Tabela 19, a única mudança de significância fica por conta do efeito sobre a área de FNNF, onde no Painel B da Tabela 20 apresenta ser nulo. Em relação às demais colunas, os coeficientes parecem ter menor magnitude – assim como nos casos de Cerrado e Amazônia –, mas não parecem ter sentidos ou interpretações distintas dos coeficientes apresentados na Tabela 19. Na segunda coluna, inclusive, é possível perceber que o resultado para Floresta nessas duas especificações parece ser ainda maior: um choque de produtividade da soja de uma tonelada por hectare no bioma Mata Atlântica parece ter gerado, em média, um aumento de 2,0% ou 1,8% na área de Floresta, seguindo as especificações do Painel A e B da Tabela 20 – reforçando a heterogeneidade para a Mata Atlântica, que pode se aproximar das hipóteses levantadas por Assunção & Bragança (2015), Assunção et al. (2017) e Szerman et al. (2022).

Por fim, algumas discussões sobre a heterogeneidade dos resultados entre os biomas merecem atenção: (i) primeiro, o efeito do choque de produtividade da soja tem resultados mais expressivos no Cerrado e na Mata Atlântica do que na Amazônia – tanto em termos percentuais quanto se consideramos que esses percentuais se aplicam sobre uma área mais relevante de soja nos dois primeiros biomas. É possível que isso se deva ao fato de que é mais vantajoso economicamente expandir o uso da Soja em áreas que já estão consolidadas e que estão mais próximas de eixos econômicos e mercados internacionais do que na fronteira do desmatamento. A expansão da Soja na fronteira pode ser demorada, mesmo na ocorrência de um choque de produtividade da soja, se há a necessidade primeira de consolidação dessa fronteira;

(ii) Os resultados para a Amazônia são importantes para descrever o processo de consolidação de área de fronteira e trazer para discussão que choques de produtividade em áreas de fronteira aberta podem sim gerar desmatamento. Nesse caso, é possível dizer que a introdução de uma tecnologia capaz de ser mais eficiente em uso de terra para a produção de uma *commodity* agrícola acaba expandindo a ocupação de terra, como um Paradoxo de Jevons para o fator de produção terra. No mesmo sentido, choques de produtividade em regiões com usos naturais saturados, apesar de poderem ter alguma influência em poupar terra (*land sparing*), não necessariamente levam a uma trajetória consistente de transição florestal sem o aparato de política pública necessário – como visto na revisão da literatura no Capítulo I;

(iii) Os resultados para Mata Atlântica, exceto pela mudança no sinal no efeito sobre Florestas e no efeito negativo sobre a área de FP + AgPerene, é consideravelmente próximo aos observados no Cerrado. Algumas das diferenças entre os dois biomas também fazem sentido se consideramos que o bioma Cerrado abriga diversas áreas de fronteira do desmatamento;

(iv) Os efeitos no uso do solo Cana verificados no Cerrado e 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 e nem tanto para usos como a Cana – nesse caso não faz sentido acreditar que a Cana é um uso intermediário para a Soja. Apesar disso, nos mapas regionais apresentados é possível visualizar que em algumas regiões esses usos parecem se expandir conjuntamente – como no Norte do Paraná, no Sul do Mato Grosso do Sul, no centro-sul do Goiás, na fronteira tripla entre GO, MS e MT e no trecho em que a Cana se expandiu no Mato Grosso. Portanto, é possível que existe alguma espécie de *spillover* da expansão da Soja sobre a área de Cana e merece atenção de futuros trabalhos;

(v) É importante destacar que os coeficientes estimados refletem efeitos líquidos observados nas regiões e nos anos pós-tratamento. É possível, por exemplo, que, em certa medida, o choque de produtividade da soja aumente a área de pastagem ao incentivar a consolidação de áreas na fronteira ao mesmo tempo que tenha algum outro efeito negativo sobre pastagem ao estimular a substituição de pastagem por soja. Portanto, nesse caso, o sinal e a significância do coeficiente encontrado dependem da força desses dois efeitos em cada região. Do mesmo modo, esses efeitos podem aumentar ou diminuir no tempo, podendo ser que, em um primeiro momento, o choque de produtividade estimule a área de pasto pela expansão da fronteira, mas que, após determinado período, o pasto pare de se expandir para dar lugar a Soja ou outros usos mais rentáveis;

(vi) Por fim, é importante destacar novamente a importância de se abordar esses efeitos a partir das heterogeneidades regionais que surgem como fruto do estágio de consolidação de áreas antrópicas e do padrão de ocupação do solo. Os resultados heterogêneos encontrados nesta dissertação refletem, em sua maioria, resultados esperados a partir de determinadas características regionais, de forma que generalizações sobre os efeitos de choques de produtividade e de intensificação na agropecuária devem levar a interpretações equivocadas.

3.5 Tendências Pré e Pós-Tratamento

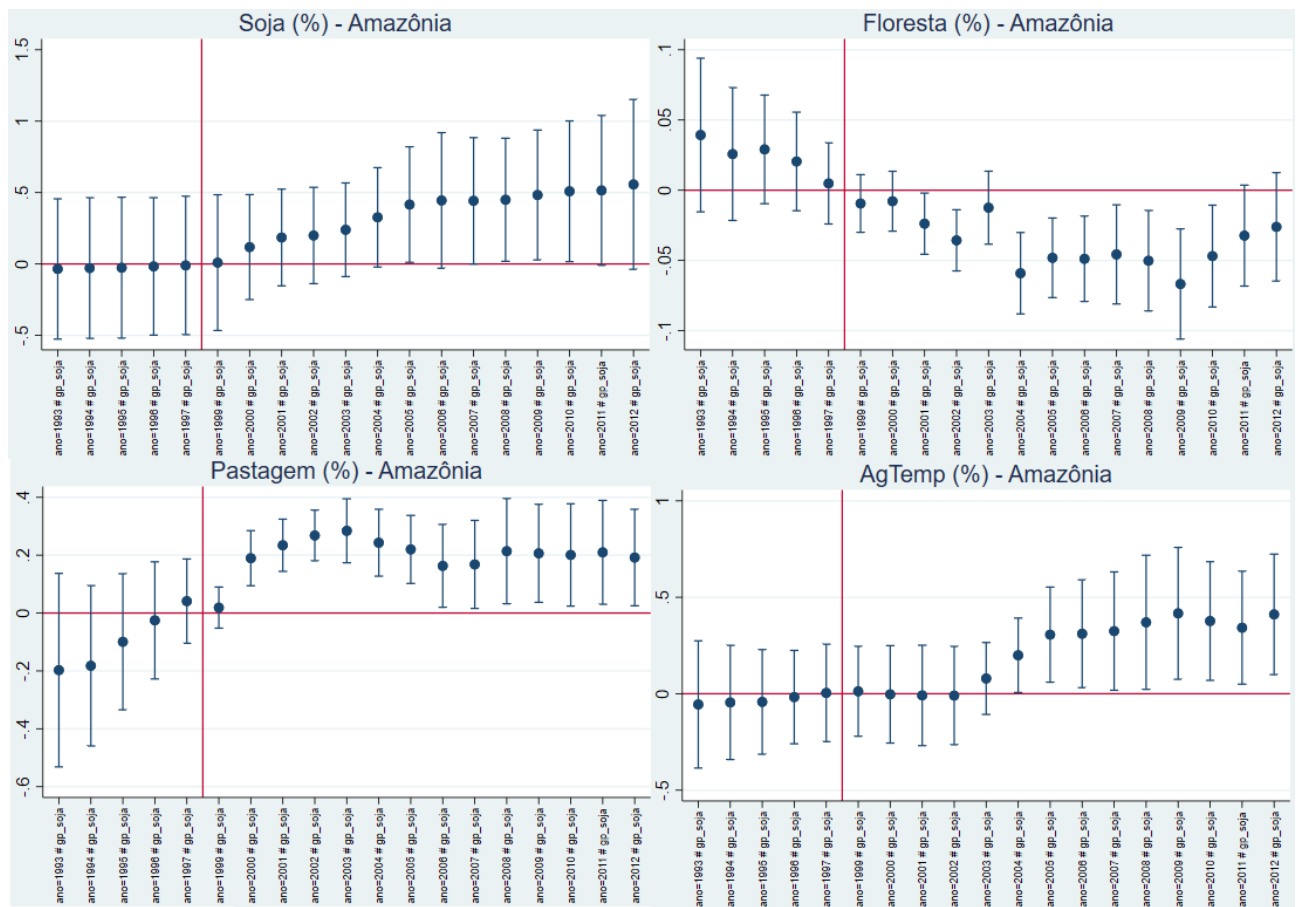
A estratégia empírica adotada na inferência dos efeitos do choque de produtividade da soja transgênica nos diferentes usos do solo assume, por hipótese, que o efeito provocado por esse choque só seja percebido – isto é, seja estatisticamente diferente de zero – após o ano em que o tratamento se inicia. Isso 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 uma tendência existente previamente. Em uma estratégia empírica onde o *timing* da variável de interesse é fundamental – apesar de não ser tão óbvio, já que a introdução das sementes transgênicas da soja não ocorre necessariamente de forma lícita e instantânea – é extremamente relevante que se realize algum teste de robustez para avaliar a existência de tendência pré-tratamento.

Para isso, essa derradeira seção apresenta os *event-studies* para cada uso do solo e bioma considerados na seção anterior de resultados principais. Para a realização dos *event-studies* a especificação selecionada corresponde ao Painel A das Tabelas 16, 18 e 20, conforme a equação (3) a seguir.

$$C_{it} = \alpha + \sum_{t=1993}^{1997} [\beta_t * (high_i - low_i)] + \sum_{t=1999}^{2012} [\beta_t * (high_i - low_i)] + \rho * X_{it} + \lambda_t + \mu_i + \varepsilon \quad (3)$$

Primeiramente, é importante notar que é calculado um coeficiente β para cada ano t exceto pelo ano 1998 – último ano pré-tratamento, que se optou por emitir 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 (antes da linha vermelha) 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. Na Figura 11 são apresentados os *event-studies* para as observações do bioma Amazônia para os principais usos considerados neste estudo: Soja, Floresta, Pasto (e Mosaico) e AgTemp.

Figura 11. Event-study dos quatro principais usos do solo para Amazônia



Fonte: Elaboração própria.

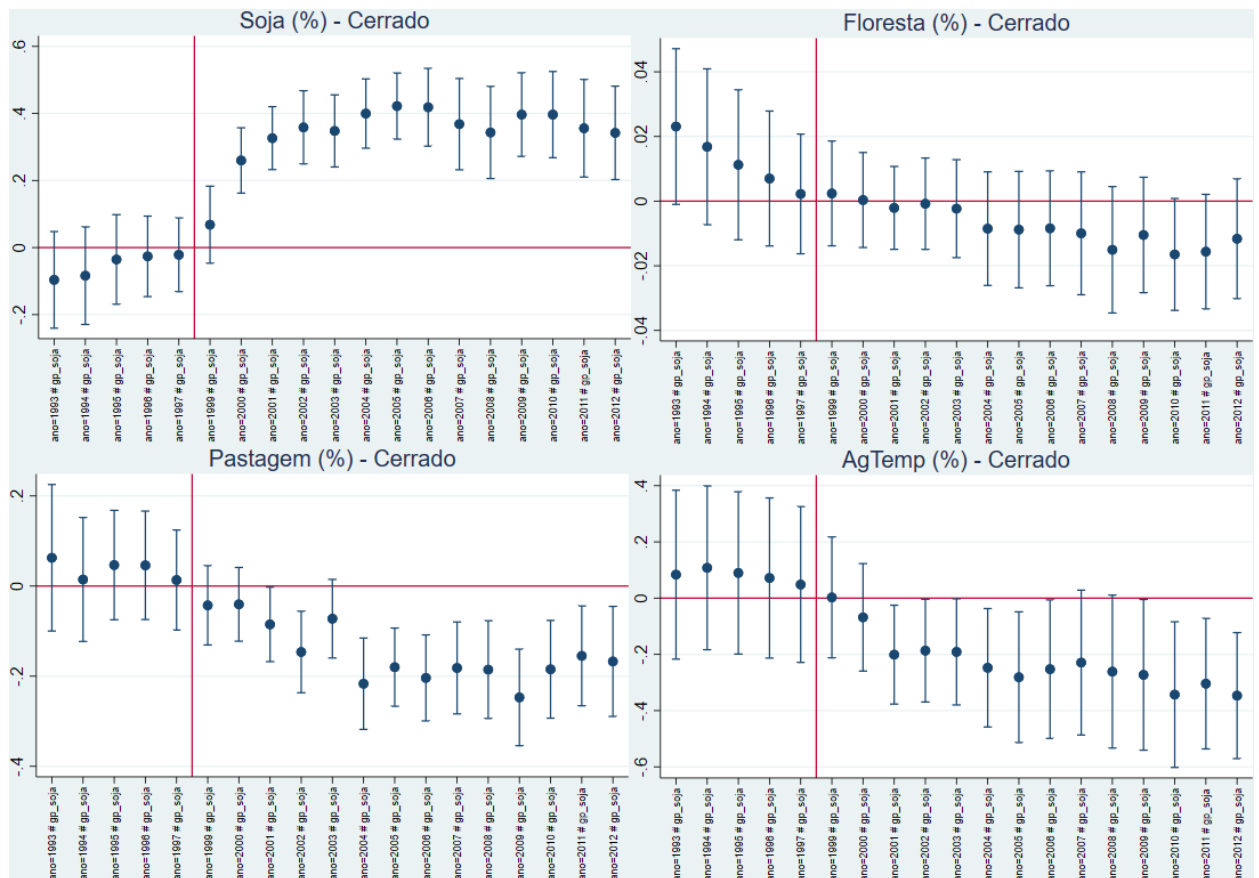
Na Figura 11 é possível notar que a tendência pré-tratamento nos quatro usos são estatisticamente iguais a zero – apesar de um comportamento declinante e não significativo no caso de Florestas e ascendente e não significativo no caso de Pasto. Após o tratamento os efeitos são percebidos (estatisticamente diferentes de zero) em todos os usos considerados, mesmo que com importantes defasagens: no caso da soja a tendência ascendente pós-tratamento existe, mas não é tão significativa considerando os coeficientes ano a ano; na AgTemp há uma importante defasagem de cinco anos após o tratamento; e nos usos Pasto e Floresta as defasagens são bem menores, de um e dois anos, respectivamente.

Como visto no Capítulo II, é importante considerar também que possíveis defasagens no efeito de um choque de produtividade da Soja na Amazônia devem ser esperados, uma vez que a transição para usos como soja e outras agriculturas temporárias não são imediatos e podem requerer um tempo para ocorrer. Dado o choque de produtividade da soja, a resposta aparenta ser mais rápida na diminuição de Floresta e 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 – repare também que parece haver uma diminuição no efeito em Pasto, dado que é possível que após determinado período o Pasto, que abriu parte da fronteira, esteja sendo ocupado pela Soja.

As Figuras 12 e 13 apresentam os *event-studies* dos quatro principais usos do solo analisados neste Capítulo para Cerrado e Mata Atlântica, respectivamente. No caso desses dois biomas, como há muitas similaridades, é possível interpretar os coeficientes e as tendências dos *event-studies* conjuntamente. Primeiramente, é importante destacar que, nos quatro painéis das duas figuras, todos os coeficientes pré-tratamento são estatisticamente iguais a zero – apesar de uma tendência declinante importante no uso de Floresta no Cerrado.

Figura 12. *Event-study dos quatro principais usos do solo para o Cerrado*

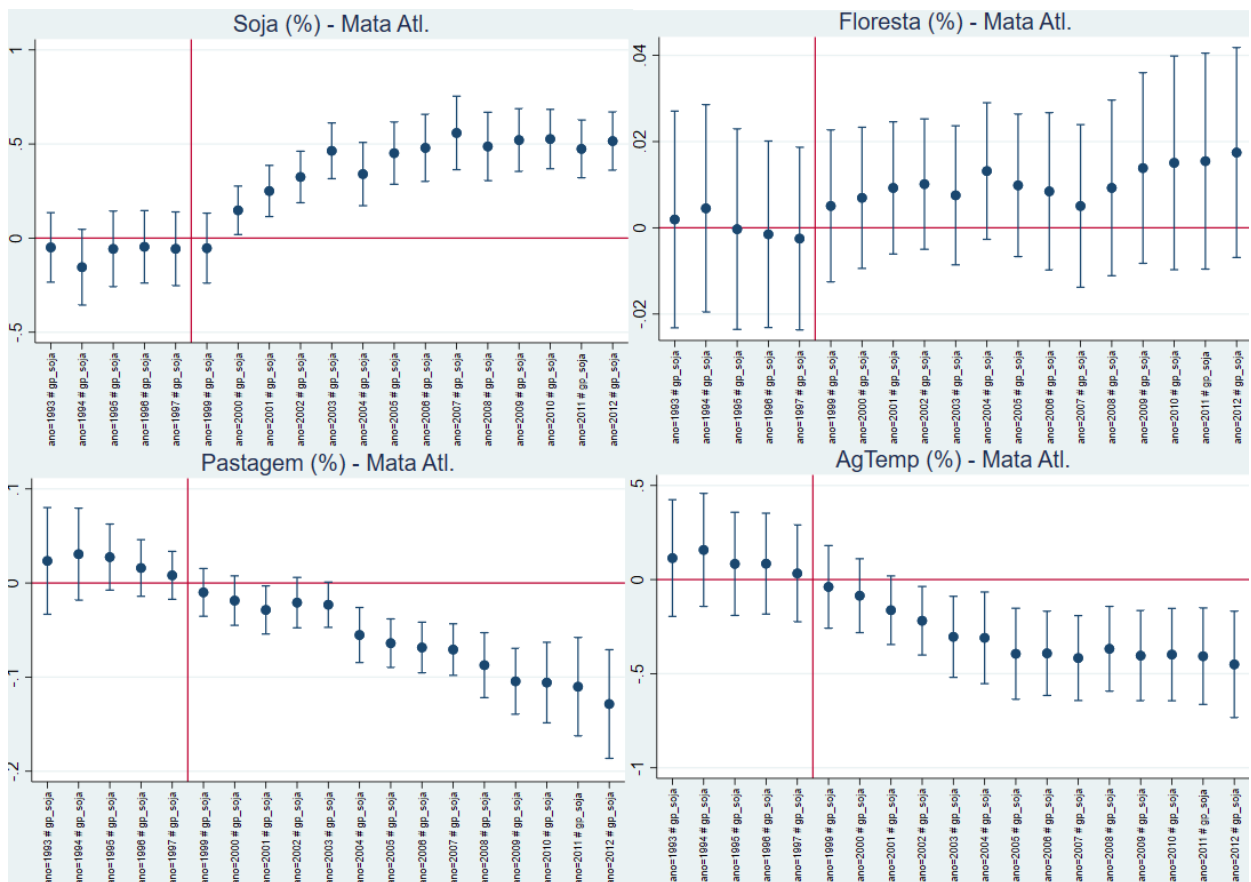


Fonte: Elaboração própria.

No caso da expansão da área de Soja provocado pelo choque de produtividade da soja transgênica, nos dois biomas o efeito parece ser quase imediato após o choque, com apenas um ano de defasagem, seguido de um efeito positivo e estatisticamente distante de zero. Comparando com o resultado da Amazônia, onde há uma defasagem no efeito na área de Soja, esses resultados reforçam que a expansão da área de Soja como resposta a esse choque é facilitada em regiões já consolidadas – além do mais, como a semente transgênica da soja começa a ser importada em 1998 de forma ilegal na região Sul, então faz sentido que a resposta a esse choque seja sentida primeiramente nos locais mais próximos.

Os efeitos sobre a área de Floresta foram os únicos com sinais distintos nos resultados principais de cada bioma: enquanto o Cerrado teve, em média, uma pequena redução na área de Floresta para cada tonelada por hectare do choque da soja transgênica, a Mata Atlântica verificou um efeito médio positivo, apesar de pequeno. Porém, nos *event-studies* de ambos os biomas, os coeficientes pós-tratamento ano a ano não apresentam significância estatística, de modo que, se de fato há efeito da soja transgênica na área de Floresta nestes dois biomas, seja qual for o sentido desse efeito, a magnitude é pequena a ponto de os coeficientes anuais não serem tão diferentes de zero.

Figura 13. Event-study dos principais usos do solo para a Mata Atlântica



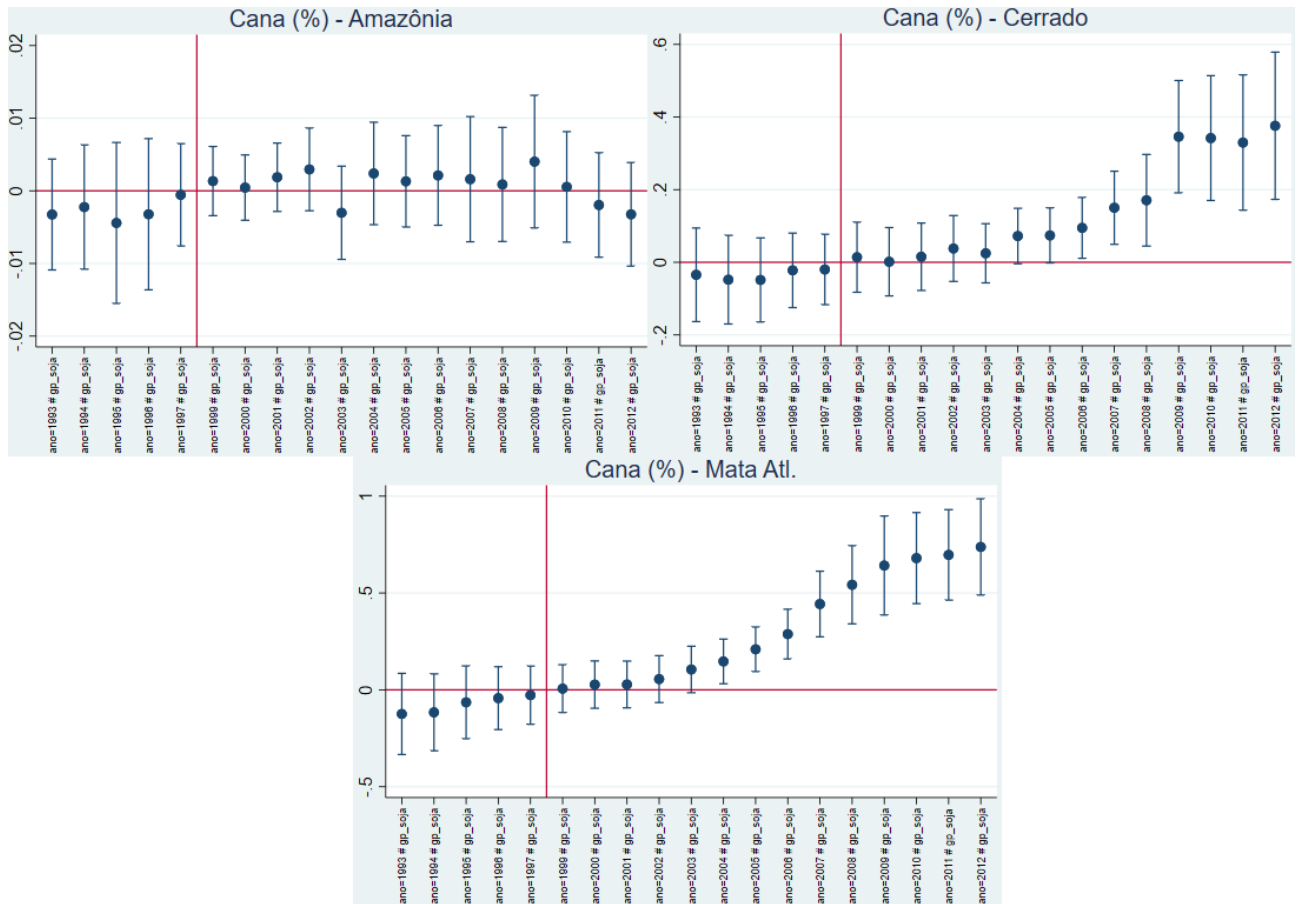
Fonte: Elaboração própria.

Para os usos Pasto (e Mosaico) e AgTemp, os coeficientes dos *event-studies* nos dois biomas mostram uma defasagem que varia entre dois e três anos do efeito do choque de produtividade da soja na redução da área desses usos do solo. Como visto nos resultados principais, aparentemente a expansão de Soja (e também de Cana) no Cerrado e na Mata Atlântica parece ocorrer principalmente sobre a área de Pasto (e Mosaico) e de outras agriculturas temporárias (AgTemp). A expansão da área de Soja como efeito do choque de produtividade da soja transgênica é percebida estatisticamente de forma quase que imediata após o choque nesses biomas, enquanto a redução dos dois usos que dão espaço para Soja é percebida estatisticamente com um atraso um pouco maior – o que faz sentido se os dois usos cedem inicialmente área em conjunto para a Soja, fazendo a magnitude dos coeficientes desses usos ser um pouco menor e que a significância estatística seja percebida mais dificilmente.

Nos resultados principais, um dos efeitos mais contraintuitivos e não esperado foi o impacto relevante do choque de produtividade da soja transgênica na expansão da área de Cana no Cerrado e na Mata Atlântica. Portanto, a Figura 14 apresenta os *event-*

studies do choque da soja transgênica na área de Cana para os três biomas, a fim assegurar a robustez dos resultados encontrados. Nesta figura é possível notar que se há qualquer efeito, ele realmente não se aplica ao bioma Amazônia, onde coeficientes significativos pós-tratamento são encontrados apenas para as amostras do Cerrado e Mata Atlântica.

Figura 14. *Event-study do uso do solo Cana para os três biomas*



Fonte: Elaboração própria.

Em relação à Figura 14 vale destacar outros dois pontos: o primeiro é que, aparentemente, o efeito do choque de produtividade da soja na área de Cana não parece fruto de uma tendência pré-tratamento, dado que os coeficientes pré-tratamento são estatisticamente iguais a zero e são relativamente bem comportados, com um pequeno crescimento não significativo entre 1993 e 1997. O segundo ponto relevante é que há uma importante defasagem até que o efeito sobre a área de Cana seja percebido – de cinco a seis anos após o tratamento. Isso pode indicar a existência de alguma variável omitida relevante para a expansão da área de Cana após 2002/2003 que esteja também relacionada a variável que mede o choque de produtividade da soja transgênica. De todo modo, esse resultado merece a atenção em abordagens e estudos futuros.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No decorrer desta dissertação buscou-se abordar as relações entre choques de produtividade e as transições de uso do solo e desmatamento. No Capítulo I, vimos algumas evidências preliminares de que choques de produtividade na agricultura possibilitam, na média, revegetação de algumas áreas – uma vez que a intensificação possibilitada pelo choque de produtividade torna terras marginais ainda menos viáveis. Esse argumento, em parte, está em concordância com alguns aspectos iniciais da teoria da transição florestal, onde, após uma considerável expansão da agropecuária, parte das áreas ocupadas passam a ser abandonadas – dado que o avanço tecnológico e o crescimento da produtividade acima do crescimento da demanda diminuem a demanda por terra.

Porém, choques de produtividade na agropecuária, como é o caso da semente transgênica da soja, podem gerar outras externalidades, podendo interferir no preço da terra, na rentabilidade da produção agropecuária. De fato, a própria teoria de transição florestal desenvolve como a intensificação da agropecuária por si só não é capaz de levar a um caminho de revegetação – podendo levar a um cenário do Paradoxo de Jevons para o uso da terra. É preciso que essa intensificação esteja em consonância com políticas ambientais e de uso do solo que ajudem a induzir à conservação a partir desses choques de produtividade. No caso brasileiro, apesar de diversos avanços a partir da década de 2000 nas políticas ambientais, ainda é possível dizer que se tem um contexto de fronteira do desmatamento quase aberta, onde a consolidação de florestas em terras públicas e privadas ainda é uma questão relevante.

Além disso, como é apresentado no Capítulo II, entre 1990 e 2020 no Brasil, os usos agropecuários continuaram a se expandir sobre áreas que eram de floresta em 1990. Esse movimento ocorre principalmente no bioma Amazônia, que cede área principalmente para pastagem e para a soja. Nos demais biomas, usos mais rentáveis como a soja e a cana-de-açúcar, se expandem principalmente sobre áreas de pastagem e de outras agriculturas temporárias, mas também ocupam regiões que eram de vegetação nativa em 1990. Desse modo, analisando esses três biomas separadamente, é difícil argumentar que haja alguma evidência inicial nas estatísticas descritivas que sugerem que exista um movimento relevante de transição florestal no Brasil – apesar de no período a produtividade agrícola de culturas como a soja e a cana-de-açúcar terem se expandindo consideravelmente.

Como contribuição principal deste estudo, no Capítulo III foi aplicada uma estratégia empírica para inferir de forma causal efeitos do choque de produtividade da soja transgênica nos diferentes usos do solo brasileiros. Dada a heterogeneidade dos biomas, principalmente no que tange a fase de consolidação do uso do solo entre Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica, esses resultados são apresentados separadamente para cada um destes três biomas. Nos biomas com uso do solo mais consolidados, como Cerrado e, principalmente, Mata Atlântica, os resultados sugerem que o choque de produtividade da soja transgênica fez, em média, a área da soja aumentar sobre áreas de pastagem e de outras agriculturas temporárias. Há também um pequeno efeito positivo desse choque em floresta, mas que não parecem robustos o suficiente nos *event-study* – o que acaba descartando a existência de uma trajetória consistente de transição florestal provocada pelo choque de produtividade.

No caso da Amazônia, o choque de produtividade da soja tem efeitos positivos tanto em soja quanto em áreas de pastagem e de outras agriculturas temporárias (exceto cana-de-açúcar). Essa expansão ocorre principalmente em detrimento da diminuição das áreas de floresta no bioma, indicando a prevalência de um efeito a lá Paradoxo de Jevons para a terra na Amazônia. O resultado positivo também para pastagem e outras agriculturas temporárias faz sentido se considerarmos a importância desses usos na consolidação de áreas florestais na fronteira, como sugere a análise do Capítulo II, onde foi possível notar que pastagem e outras agriculturas temporárias são importantes usos intermediários entre floresta e soja.

Portanto, esses resultados sugerem que, no contexto da introdução da semente da soja transgênica e no choque potencial de produtividade por ela provocado, a intensificação agrícola não foi suficiente para gerar um movimento de *land sparing* no caminho de uma transição florestal. Pelo contrário, em regiões de fronteira agrícola o choque de produtividade incentivou ainda mais a consolidação de áreas florestais em áreas de pastagem – para só então algumas dessas áreas de pastagem se converterem em soja. Portanto, os resultados apresentados nessa dissertação estão em concordância com diversos estudos e com a própria teoria da transição florestal em sua completude, que argumentam que não existe 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 BIBLIOGRÁFICAS

ALIX-GARCIA, Jennifer et al. Avoided deforestation linked to environmental registration of properties in the Brazilian Amazon. **Conservation Letters**, v. 11, n. 3, p. e12414, 2018.

ALVARENGA Jr, Marcio. **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**. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Economia, Universidade Federal Fluminense (UFF - Niterói), 2014.

ARAGAO, Luiz Eduardo OC et al. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1779-1785, 2008.

ARIMA, Eugenio Y. et al. Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil. **Land use policy**, v. 41, p. 465-473, 2014.

ARIMA, Eugenio Y. et al. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 6, n. 2, p. 024010, 2011.

ASSUNÇÃO, Juliano et al. Agricultural productivity and deforestation in Brazil. **Climate Policy**, 2017.

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

ASSUNÇÃO, Juliano; BRAGANÇA, Arthur. **Does technical change in agriculture increase deforestation? Evidence from the Brazilian Soybean Revolution**. Working Paper, 2015.

ASSUNÇÃO, Juliano; CHIAVARI, Joana. Towards efficient land use in Brazil. **The New Climate Economy**, p. 1-28, 2015.

ASSUNÇÃO, Juliano; GANDOUR, Clarissa; ROCHA, Romero. DETERring deforestation in the Brazilian Amazon: environmental monitoring and law enforcement. **Climate Policy Initiative**, v. 1, p. 36, 2013.

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

ASSUNÇÃO, Juliano; ROCHA, Romero. Getting greener by going black: the effect of blacklisting municipalities on Amazon deforestation. **Environment and Development Economics**, v. 24, n. 2, p. 115-137, 2019.

BAE, Jae Soo; JOO, Rin Won; KIM, Yeon-Su. Forest transition in South Korea: Reality, path and drivers. **Land use policy**, v. 29, n. 1, p. 198-207, 2012.

BARBIER, Edward B.; BURGESS, Joanne C.; GRAINGER, Alan. The forest transition: Towards a more comprehensive theoretical framework. **Land use policy**, v. 27, n. 2, p. 98-107, 2010.

BENYISHAY, Ariel et al. Indigenous land rights and deforestation: Evidence from the Brazilian Amazon. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 86, p. 29-47, 2017.

BURGESS, Robin; COSTA, Francisco JM; OLKEN, Benjamin A. **Wilderness conservation and the reach of the state: Evidence from national borders in the amazon**. National Bureau of Economic Research, 2018.

BUSTOS, Paula; CAPRETTINI, Bruno; PONTICELLI, Jacopo. Agricultural productivity and structural transformation: Evidence from Brazil. **American Economic Review**, v. 106, n. 6, p. 1320-65, 2016.

BYERLEE, Derek; STEVENSON, James; VILLORIA, Nelson. Does intensification slow crop land expansion or encourage deforestation? **Global food security**, v. 3, n. 2, p. 92-98, 2014.

CALABONI, Adriane et al. The forest transition in São Paulo, Brazil. **Ecology and Society**, v. 23, n. 4, 2018.

CASTRO, Biancca Scarpeline. **O processo de institucionalização da soja transgênica no Brasil nos anos de 2003 e 2005: a partir da perspectiva das redes sociais**. 2006. 241p. 2006. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Sociologia Rural) Instituto de Ciências humanas e sociais, Centro de Pesquisa em desenvolvimento, agricultura e Sociedade, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, RJ.

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

CEDDIA, M. Graziano. The super-rich and cropland expansion via direct investments in agriculture. **Nature sustainability**, v. 3, n. 4, p. 312-318, 2020.

CÉLERES. **20 anos da adoção da biotecnologia agrícola no Brasil: lições aprendidas e novos desafios**. 2018. Disponível em: http://www.celeres.com.br/wp-content/uploads/2014/10/20_anos_biotecnologia.pdf

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

CROPLIFE. 20 years of GMOs: environmental, economic and social benefits in Brazil. 2018. Disponível em: <https://croplifebrasil.org/publicacoes/20-years-of-gmos-environmental-economic-and-social-benefits-in-brazil/>

DE SÁ, Saraly Andrade; PALMER, Charles; DI FALCO, Salvatore. Dynamics of indirect land-use change: empirical evidence from Brazil. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 65, n. 3, p. 377-393, 2013.

DIAS, Mateus; ROCHA, Rudi; SOARES, **Rodrigo R. Glyphosate use in agriculture and birth outcomes of surrounding populations**. IZA Discussion Paper n° 12164. 2019.

EHRL, Philipp. Minimum comparable areas for the period 1872-2010: an aggregation of Brazilian municipalities. **Estudos Econômicos (São Paulo)**, v. 47, p. 215-229, 2017.

ELHORST, J. Paul et al. **Spatial econometrics: from cross-sectional data to spatial panels**. Heidelberg: Springer, 2014.

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

FERREIRA FILHO, Joaquim Bento de Souza; HORRIDGE, Mark. Ethanol expansion and indirect land use change in Brazil. **Land Use Policy**, v. 36, p. 595-604, 2014.

GANDOUR, Clarissa. **Forest Wars: A Trilogy on Combating Deforestation in the Brazilian Amazon**. 2018. Tese de Doutorado. PhD thesis, Economics Department, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio).

- GARCÍA-BARRIOS, Luis et al. Neotropical forest conservation, agricultural intensification, and rural out-migration: the Mexican experience. **BioScience**, v. 59, n. 10, p. 863-873, 2009.
- GARRETT, Rachael D. et al. Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and conservation policies in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 53, p. 233-243, 2018.
- GIL, Juliana DB et al. Tradeoffs in the quest for climate smart agricultural intensification in Mato Grosso, Brazil. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 6, p. 064025, 2018.
- GRAINGER, Alan. The forest transition: an alternative approach. **Area**, p. 242-251, 1995.
- HARGRAVE, Jorge; KIS-KATOS, Krisztina. Economic causes of deforestation in the Brazilian Amazon: a panel data analysis for the 2000s. **Environmental and Resource Economics**, v. 54, n. 4, p. 471-494, 2013.
- HERTEL, Thomas. Implications of agricultural productivity for global cropland use and GHG emissions: Borlaug vs. Jevons. 2012.
- HORNBECK, Richard. Barbed wire: Property rights and agricultural development. **The Quarterly Journal of Economics**, v. 125, n. 2, p. 767-810, 2010.
- KOCH, Nicolas et al. Agricultural productivity and forest conservation: evidence from the Brazilian Amazon. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 101, n. 3, p. 919-940, 2019.
- KUBITZA, Christoph et al. Land property rights, agricultural intensification, and deforestation in Indonesia. **Ecological economics**, v. 147, p. 312-321, 2018.
- LAMBIN, Eric F.; MEYFROIDT, Patrick. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. **Land use policy**, v. 27, n. 2, p. 108-118, 2010.
- LAPOLA, David M. et al. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. **Proceedings of the national Academy of Sciences**, v. 107, n. 8, p. 3388-3393, 2010.
- LESAGE, James P. What regional scientists need to know about spatial econometrics. **Available at SSRN 2420725**, 2014.

LESAGE, James; PACE, Robert Kelley. **Introduction to spatial econometrics**. Chapman and Hall/CRC, 2009.

MATHER, Alexander S. The forest transition. **Area**, p. 367-379, 1992.

MATHER, Alexander S.; NEEDLE, C. L. The forest transition: a theoretical basis. **Area**, v. 30, n. 2, p. 117-124, 1998.

MATSUURA, Kenji; WILLMOTT, Cort J. Terrestrial precipitation: 1900–2017 gridded monthly time series. **Electronic. Department of Geography, University of Delaware, Newark, DE**, v. 19716, 2018.

MEYFROIDT, Patrick; LAMBIN, Eric F. Global forest transition: prospects for an end to deforestation. **Annual review of environment and resources**, v. 36, p. 343-371, 2011.

MOFFETTE, Fanny; SKIDMORE, Marin; GIBBS, Holly K. Environmental policies that shape productivity: Evidence from cattle ranching in the Amazon. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 109, p. 102490, 2021.

NEPSTAD, Daniel et al. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. **Conservation biology**, v. 20, n. 1, p. 65-73, 2006.

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

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

PLEVIN, Richard J. et al. **Greenhouse gas emissions from biofuels' indirect land use change are uncertain but may be much greater than previously estimated**. 2010.

REYDON, Bastiaan Philip; FERNANDES, Vitor Bukvar; TELLES, Tiago Santos. Land governance as a precondition for decreasing deforestation in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 94, p. 104313, 2020.

RICHARDS, Peter D.; WALKER, Robert T.; ARIMA, Eugenio Y. Spatially complex land change: The Indirect effect of Brazil's agricultural sector on land use in Amazonia. **Global Environmental Change**, v. 29, p. 1-9, 2014.

RICHARDS, Peter. What drives indirect land use change? How Brazil's agriculture sector influences frontier deforestation. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 105, n. 5, p. 1026-1040, 2015.

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

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

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

SZERMAN, D.; ASSUNÇÃO, J.; LIPSCOMB, M.; MOBARAK, A. M. Agricultural Productivity and Deforestation: Evidence from Brazil. 2022.

WALKER, Robert. The impact of Brazilian biofuel production on Amazônia. In: **The New Geographies of Energy**. Routledge, 2013. p. 240-249.

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

WANNASAI, Nareeluck; SHRESTHA, Rajendra P. Role of land tenure security and farm household characteristics on land use change in the Prasae Watershed, Thailand. **Land Use Policy**, v. 25, n. 2, p. 214-224, 2008.

YOUNG, Carlos Eduardo Frickmann. **Economic adjustment policies and the environment: a case study of Brazil**. PhD thesis, Department of Economics, University College London (United Kingdom), 1997.

APÊNDICE

Tabela A1. Tabela das estatísticas descritivas da Amazônia

Variáveis	Pré-Tratamento				Pós-Tratamento			
	Média	Max	Min	Desvio	Média	Max	Min	Desvio
1 Area	8568.99	8638.98	380.26	294.24	8569.01	8638.98	380.17	294.20
2 Floresta	7336.97	8638.98	0.00	2057.25	6975.19	8638.98	0.00	2362.00
3 FNNF	322.14	8620.73	0.00	1125.07	325.54	8608.42	0.00	1138.62
4 Soja	1.83	7164.42	0.00	63.54	23.32	8397.70	0.00	263.65
5 Cana	0.15	2237.86	0.00	11.40	1.01	4364.80	0.00	42.46
6 Pasto	646.00	8514.39	0.00	1472.15	981.98	8578.75	0.00	1912.48
7 Mosaico	1.92	1803.94	0.00	31.20	1.04	2286.32	0.00	18.75
8 AgTemp	4.00	5268.88	0.00	65.14	11.04	3701.10	0.00	92.73
9 Arroz (AgTemp)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
10 Cafe (AgPer)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
11 Citrus (AgPer)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
12 FP	2.93	6982.92	0.00	81.93	4.77	7103.29	0.00	110.25
13 ln_floresta	8.80	9.06	0.00	0.68	8.71	9.06	0.00	0.75
14 ln_fnf	2.66	9.06	0.00	2.50	2.65	9.06	0.00	2.50
15 ln_soja	0.02	8.88	0.00	0.31	0.15	9.04	0.00	0.92
16 ln_cana	0.00	7.71	0.00	0.11	0.01	8.38	0.00	0.22
17 ln_pastagem	3.18	9.05	0.00	2.96	3.45	9.06	0.00	3.25
18 ln_mosaico	0.04	7.50	0.00	0.46	0.04	7.74	0.00	0.40
19 ln_agtemp	0.12	8.57	0.00	0.65	0.30	8.22	0.00	1.03
20 ln_agperene	0.04	8.85	0.00	0.42	0.06	8.87	0.00	0.51
21 PI	339.77	8647.83	0.00	1592.02	616.68	8647.83	0.00	2111.50
22 US	393.69	8665.85	0.00	1685.52	1082.92	8665.85	0.00	2693.01
23 vrain	2145.22	5293.60	421.70	511.43	2285.61	4702.40	625.90	520.39
24 vtemp	26.12	29.50	16.30	1.23	26.27	30.80	16.40	1.19
25 low_soja	0.12	0.59	0.00	0.08	0.12	0.59	0.00	0.08
26 high_soja	1.68	3.25	0.00	0.57	1.68	3.25	0.00	0.57
27 t_gp_soja	0.00	0.00	0.00	0.00	1.56	3.10	0.00	0.52
28 t_gp_milho	0.00	0.00	0.00	0.00	0.74	6.62	0.00	1.11
29 t_gp_algod	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.79	-0.06	0.09

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6, GAEZ/FAO, MMA, Matsuura & Willmont (2018).

Tabela A2. Tabela das estatísticas descritivas do Cerrado

Variáveis	Pré-Tratamento				Pós-Tratamento			
	Média	Max	Min	Desvio	Média	Max	Min	Desvio
1 Area	8592.37	8638.98	707.21	100.57	8592.37	8638.98	707.84	100.57
2 Floresta	4378.41	8638.98	0.00	2537.64	4046.68	8638.98	0.00	2480.33
3 FNNF	904.78	8611.11	0.00	1619.86	858.18	8611.11	0.00	1570.85
4 Soja	143.41	8329.83	0.00	629.58	378.99	8564.19	0.00	1116.59
5 Cana	63.23	7796.03	0.00	508.17	103.14	7846.19	0.00	623.72
6 Pasto	2206.82	8227.80	0.00	2208.38	2324.59	8361.92	0.00	2220.33
7 Mosaico	540.54	6655.70	0.00	674.30	528.26	6645.36	0.00	677.82
8 AgTemp	188.44	8528.86	0.00	599.43	156.82	8107.43	0.00	472.72
9 Arroz								
9 (AgTemp)	0.54	3702.18	0.00	27.72	1.05	5160.91	0.00	41.74
10 Cafe (AgPer)	4.15	1595.38	0.00	29.80	7.77	3062.03	0.00	62.99
11 Citrus (AgPer)	1.69	2906.51	0.00	43.14	3.77	4340.80	0.00	70.23
12 FP	49.50	6876.22	0.00	324.64	63.16	6894.55	0.00	372.53
13 ln_floresta	8.13	9.06	0.00	0.86	8.04	9.06	0.00	0.86
14 ln_fnnf	5.22	9.06	0.00	2.13	5.15	9.06	0.00	2.14
15 ln_soja	0.82	9.03	0.00	2.10	1.79	9.06	0.00	2.83
16 ln_cana	0.25	8.96	0.00	1.26	0.43	8.97	0.00	1.62
17 ln_pastagem	6.02	9.02	0.00	2.96	6.24	9.03	0.00	2.80
18 ln_mosaico	5.08	8.80	0.00	2.21	5.05	8.80	0.00	2.16
19 ln_agtemp	1.78	9.05	0.00	2.56	1.88	9.00	0.00	2.52
20 ln_agperene	0.71	8.84	0.00	1.68	0.86	8.84	0.00	1.87
21 PI	87.09	8647.83	0.00	765.28	204.06	8647.83	0.00	1169.15
22 US	166.20	8665.85	0.00	1096.28	378.22	8665.85	0.00	1623.68
23 vrain	1362.43	2565.70	272.80	325.37	1444.47	2645.30	317.10	323.44
24 vtemp	23.99	29.20	16.20	1.91	24.17	29.20	15.90	1.93
25 low_soja	0.28	0.98	0.00	0.14	0.28	0.98	0.00	0.14
26 high_soja	2.32	4.44	0.00	0.80	2.32	4.44	0.00	0.80
27 t_gp_soja	0.00	0.00	0.00	0.00	2.04	3.65	-0.54	0.72
28 t_gp_milho	0.00	0.00	0.00	0.00	1.08	8.30	-1.88	1.72
29 t_gp_algod	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19	1.11	-0.19	0.22

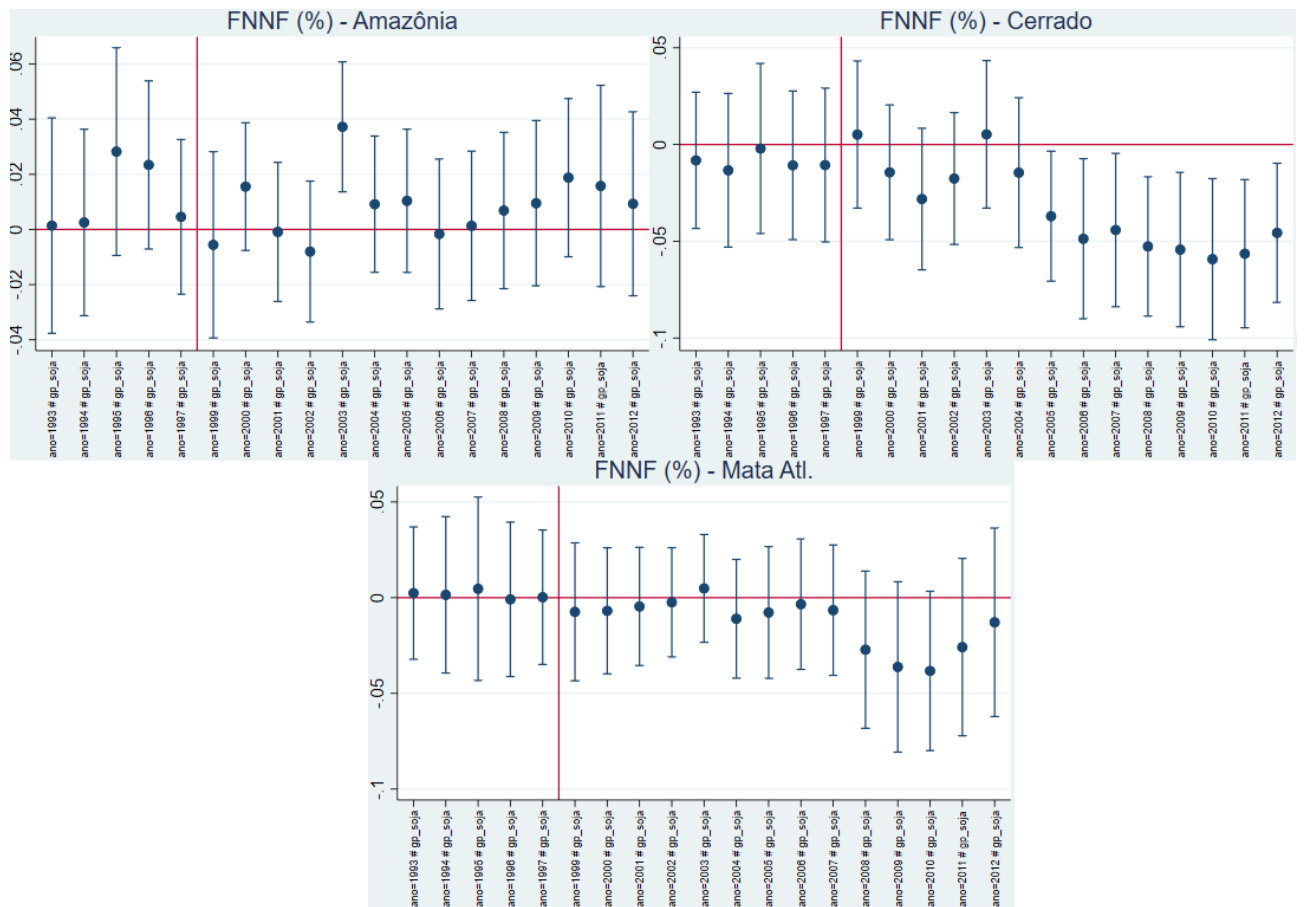
Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomass 6, GAEZ/FAO, MMA, Matsuura & Willmont (2018).

Tabela A3. Tabela das estatísticas descritivas da Mata Atlântica

Variáveis	Pré-Tratamento				Pós-Tratamento			
	Média	Max	Min	Desvio	Média	Max	Min	Desvio
1 Area	8548.82	8638.98	1837.29	379.61	8548.73	8638.98	1836.48	379.89
2 Floresta	2457.56	8636.82	0.00	2054.89	2455.68	8638.98	0.00	2014.04
3 FNNF	280.15	8364.98	0.00	914.17	270.53	8369.38	0.00	860.38
4 Soja	237.45	6752.52	0.00	809.29	521.12	7647.16	0.00	1306.61
5 Cana	106.23	7223.30	0.00	552.08	202.45	7316.88	0.00	749.68
6 Pasto	3095.19	8583.43	0.00	2472.95	2831.89	8519.33	0.00	2379.96
7 Mosaico	1255.17	6542.43	0.00	866.18	1369.02	6505.04	0.00	885.14
8 AgTemp	685.97	6902.91	0.00	1148.59	377.24	6647.88	0.00	686.07
9 Arroz								
9 (AgTemp)	6.82	4974.65	0.00	108.93	13.17	5817.51	0.00	168.56
10 Cafe (AgPer)	12.60	2901.48	0.00	71.36	20.97	2673.14	0.00	104.39
11 Citrus (AgPer)	0.56	1209.19	0.00	13.23	1.36	2222.94	0.00	25.90
12 FP	114.96	7186.09	0.00	463.44	165.83	6880.17	0.00	532.03
13 ln_floresta	7.37	9.06	0.00	1.07	7.39	9.06	0.00	1.03
14 ln_fnnf	2.68	9.03	0.00	2.59	2.74	9.03	0.00	2.57
15 ln_soja	1.23	8.82	0.00	2.50	2.04	8.94	0.00	3.08
16 ln_cana	0.61	8.89	0.00	1.84	0.98	8.90	0.00	2.33
17 ln_pastagem	7.34	9.06	0.00	1.65	7.21	9.05	0.00	1.69
18 ln_mosaico	6.83	8.79	0.00	0.92	6.94	8.78	0.00	0.89
19 ln_agtemp	3.66	8.84	0.00	3.23	3.16	8.80	0.00	3.01
20 ln_agperene	1.86	8.88	0.00	2.32	2.46	8.84	0.00	2.53
21 PI	117.36	8623.61	0.00	787.37	164.21	8623.61	0.00	905.96
22 US	318.48	8665.85	0.00	1399.25	489.26	8665.85	0.00	1707.61
23 vrain	1465.90	3209.50	167.00	482.98	1458.91	3578.00	263.10	389.98
24 vtemp	20.78	27.60	11.00	3.02	20.97	27.80	10.60	2.89
25 low_soja	0.29	0.82	0.00	0.14	0.29	0.82	0.00	0.14
26 high_soja	2.14	4.34	0.00	1.06	2.14	4.34	0.00	1.06
27 t_gp_soja	0.00	0.00	0.00	0.00	1.85	3.94	0.00	0.97
28 t_gp_milho	0.00	0.00	0.00	0.00	1.06	8.72	-0.12	1.81
29 t_gp_algod	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	1.05	-0.07	0.20

Fonte: Elaboração própria a partir de MapBiomias 6, GAEZ/FAO, MMA, Matsuura & Willmont (2018).

Figura A.1. Event study do uso do solo FNNF para os três biomas



Fonte: Elaboração própria.