

# Estão as transições florestais associadas ao comércio internacional de *commodities* agrícolas?

Camila Espezio de Oliveira <sup>I</sup>  
Leandro Reverberi Tambosi <sup>II</sup>  
Adriane Calaboni <sup>III</sup>

Paulo Antônio de Almeida Sinisgalli <sup>IV</sup>  
Helene Mariko Ueno <sup>V</sup>  
Alexandre Toshiro Igari <sup>VI</sup>

**Resumo:** Críticos da teoria de transição florestal sugerem que ela ocorre através do deslocamento da produção agrícola para o exterior, enquanto países exportadores sofrem expansão da agricultura e desmatamento. Outros estudos refutam a ideia do comércio internacional como principal elo entre a ocorrência da transição florestal nos países importadores e o avanço das fronteiras agrícolas e desmatamento nos países produtores. Considerando tal divergência, buscou-se avaliar se o comércio internacional de *commodities* agrícolas está associado ao crescimento florestal em países importadores e ao desmatamento em países exportadores. Dados das exportações e importações de soja e óleo de palma entre os principais países envolvidos nesse mercado foram confrontados com sua variação histórica da cobertura florestal entre 1990 e 2020. Os resultados sugerem que os mercados globais de soja e óleo de palma associam significativamente as regiões exportadoras aos países importadores que passam pela transição florestal.

**Palavras-chave:** Transição Florestal; Desmatamento; Ganho florestal; Mudança de uso da terra; Comércio de *commodities*.

<sup>I</sup> Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

<sup>II</sup> Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas, Universidade Federal do ABC, Santo André, SP, Brasil.

<sup>III</sup> Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas, Universidade Federal do ABC, Santo André, SP, Brasil.

<sup>IV</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

<sup>V</sup> Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

<sup>VI</sup> Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

São Paulo. Vol. 26, 2023

Artigo Original

DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc0094r1vu2023L3AO>

## Introdução

A Teoria da Transição Florestal (TTF) afirma que os estoques florestais mudam previsivelmente com o desenvolvimento econômico das sociedades (MATHER, 1992; WALKER, 1993). Após um período de contínua redução da cobertura florestal, ocorre uma inflexão para o predomínio da expansão florestal (MATHER, 1992; WALKER, 1993; FARINACI et al., 2013). A primeira etapa do desenvolvimento econômico contaria com a expansão das *commodities* agrícolas, o que promoveria o desmatamento maciço. Nas etapas seguintes, a indústria e os serviços tornam-se dominantes na economia e os processos de urbanização atraem a população rural para as cidades. A migração em massa para as áreas urbanas contribuiria para a escassez de mão de obra no campo e, em última instância, aumentaria os custos da produção agrícola. Nesse cenário, a produção se concentraria nas áreas mais produtivas, e as áreas marginais seriam liberadas para recuperação de vegetação nativa (MATHER, 1992; WALKER, 1993; RUDEL et al., 2005; XU et al., 2007; RUDEL et al., 2009; RUDEL et al., 2010; SILVA et al., 2016; RUDEL et al., 2020). A escassez de mão de obra também impulsionaria o processo de mecanização agrícola, que produz resultados melhores nas áreas mais planas e bem drenadas. A mecanização, então, promove o abandono de áreas agrícolas menos adequadas (MATHER, 1992; WALKER, 1993; RUDEL et al., 2005; RUDEL et al., 2009; PFAFF; WALKER, 2010; RUDEL et al., 2010; KLEPEIS et al., 2013; CALABONI et al., 2018). A TTF também reconhece que os ganhos florestais refletem os esforços do governo em relação à conservação ambiental (MATHER, 1992; WALKER, 1993; RUDEL et al., 2005; RUDEL et al., 2009; RUDEL et al., 2020).

A TTF oferece maneiras simplificadas e empiricamente testáveis de relacionar a mudança da vegetação nativa a fatores como mão de obra, tecnologia agrícola e características biofísicas das áreas rurais em escalas nacional e subnacional (RUDEL et al., 2005; XU et al., 2007; SILVA et al., 2016; CALABONI et al., 2018; RUDEL et al., 2020). No entanto, os efeitos de fenômenos de escala mais ampla nas Transições Florestais (TF) nacionais e subnacionais não estão completamente elucidados. A transferência da produção de *commodities* para países onde a agricultura é mais competitiva (países facilitadores) poderia liberar terras para regeneração florestal em países que passam pela TF (MEYFROIDT; LAMBIN, 2009; RUDEL et al., 2020). A transferência da produção agrícola da Europa e América do Norte para países tropicais foi intensificada após 1970, enquanto a TF ocorria em países de clima temperado e desenvolvidos (RUDEL et al., 2020).

A globalização dos mercados de *commodities* agrícolas enfatiza as vantagens comparativas dos países produtores e promove a especialização e a divisão internacional das atividades econômicas. Vantagens comparativas, como questões institucionais, sociais e ambientais, são forçantes para alocação global das atividades agrícolas e sua degradação ambiental associada (ABDULLAH; HEZRI, 2008; GRAU; AIDE, 2008; RUDEL et al., 2009; PFAFF; WALKER, 2010; WICKE et al., 2011; HOSONUMA et al., 2012; ANGELSEN; RUDEL, 2013; MEYFROIDT et al., 2013; IMAI et al., 2018). Assim, a produção de *commodities* agrícolas costuma migrar de países menos produtivos, com políticas trabalhistas e ambientais mais restritivas, para outros onde as condições legais,

sociais e biofísicas são mais favoráveis às atividades agrícolas.

Esse fenômeno é conhecido como *Land-use Spillover*, uma situação em que mudanças no uso da terra em um local afetam o uso da terra em outras áreas. A forma mais comum de *Spillover* é o vazamento (*leakage* em inglês) causado por regulamentações de uso do solo, como políticas de conservação ambiental, que desencadeiam mudanças no uso do solo local, regional ou mesmo transnacional, de acordo com suas restrições ambientais comparativas (MEYFROIDT; LAMBIN, 2009; LAMBIN; MEYFROIDT, 2011; MCCAY; RUDEL, 2012; ANGELSEN; RUDEL, 2013; MEYFROIDT et al., 2013; WARMAN; NELSON, 2016; MEYFROIDT et al., 2018; PENDRILL et al., 2019; CARAVAGGIO, 2022).

As exportações de *commodities* agrícolas são fundamentais para a economia de países com grandes áreas florestais, como Brasil e Indonésia, que estão entre os maiores exportadores mundiais de soja e óleo de palma, respectivamente (HELFAND; REZENDE, 2001; FAO, 2003; RADA; VALDES, 2012; MEYFROIDT et al., 2013; HENDERS et al., 2015; SAHIDE et al., 2015). Além disso, o Brasil e a Indonésia representam juntos 36% da área florestal global, 61% do desmatamento bruto nos trópicos úmidos entre 2000 e 2005 e quase metade (44%) do desmatamento mundial atribuído à expansão da agricultura, pecuária e silvicultura (MEYFROIDT et al., 2010; PENDRILL et al., 2019).

Meyfroidt et al. (2010), no entanto, enfatizam que o comércio global de *commodities* agrícolas não seria o principal impulsionador das grandes mudanças internacionais no uso da terra. Políticas voltadas para a conservação florestal, reflorestamento, intensificação agrícola e planejamento do uso da terra também podem contribuir para a ocorrência do fenômeno da TF (ABDULLAH; HEZRI, 2008; IZQUIERDO et al., 2008; MEYFROIDT; LAMBIN, 2009; ANGELSEN; RUDEL, 2013; MEYFROIDT et al., 2013; JADIN et al., 2016; ASHRAF et al., 2017; GONZÁLEZ-VAL; PUEYO, 2017; CARAVAGGIO, 2022). Os contextos socioecológicos em que a TF ocorreu nas últimas décadas mudaram drasticamente, de modo que grandes mudanças também ocorreram nos fatores determinantes da mudança na cobertura florestal ao redor do globo (IGARI; TAMBOSI, 2016; LEITE et al., 2020; RUDEL et al., 2020).

No Brasil, por exemplo, parte da dinâmica de uso da terra pode estar ligada à efetividade do controle legal sobre o uso da terra (IGARI; TAMBOSI, 2016). O primeiro Código Florestal Brasileiro data de 1934 (Decreto Federal 23.793) com o objetivo de proteger a vegetação nativa em áreas com importante papel ambiental da expansão da agricultura. Em 1965, foi promulgada a Lei Federal 4.471, contendo critérios mais claros para a conservação e uso racional da vegetação nativa nas propriedades rurais (BRANCALION et al., 2016; IGARI; PIVELLO, 2011). A lei federal 12.651 de 2012, que substituiu o Código Florestal de 1965, modifica e prejudica normas gerais de proteção da vegetação natural, facilitando, em alguns casos, o desmatamento. Outro ponto importante é a existência de leis que estimulam o comércio internacional, como a Lei Complementar brasileira nº 87 de 1996, que acaba com a cobrança de impostos sobre mercadorias exportadas.

Assim como no Brasil, a Indonésia também possui legislação dedicada à proteção das florestas. A Lei 18 de 2013, por exemplo, visa prevenir a destruição florestal, erra-

dicar formas de degradação, estabelecer a participação popular, aumentar a cooperação internacional, obter financiamento para projetos de restauração, entre outras questões diretamente relacionadas à reversão da extração ilegal de madeira no país. O governo indonésio aponta os crescentes esforços de desenvolvimento econômico do país, o que inclui a produção de *commodities* agrícolas, como principal causa do acelerado impacto negativo sobre o meio ambiente. Essa situação aumenta a necessidade de esforços políticos para minimizar os impactos e riscos ambientais (INDONÉSIA, 1997).

Como um dos principais países importadores do mundo, a China também luta para mitigar os problemas da perda florestal por meio de políticas públicas específicas, como o ‘*Grain for Green*’ após as enchentes dos rios Yangtze e Amarelo em 1998 (RUDEL et al., 2020), e o Programa de Conservação de Florestas Naturais (NFCP na sigla em inglês), que visava principalmente proteger e restaurar florestas naturais (ZHANG; UUSIVUORI; KUULUVAINEN, 2000). O NFCP teve uma importância significativa para o ganho de florestas na China entre 2000 e 2010. No entanto, a fonte de bens florestais e outros produtos agrícolas pode ter sido transferida para outras partes do mundo, “assim, a política de conservação da China pode estar exacerbando a degradação de florestas (através da extração legal e ilegal) em outras regiões” (VIÑA et al., 2016, p. 4).

A disputa entre quadros explicativos sobre o peso do comércio internacional nas mudanças de uso da terra em exportadores (países facilitadores) e importadores (países que passam pela TF) de *commodities* agrícolas exige evidências empíricas em larga escala para esclarecer esse fenômeno de TF mediado pelo comércio. No presente estudo utilizamos dados de 31 anos compilados nacionalmente para avaliar a relação entre as mudanças na cobertura florestal e o comércio internacional de *commodities* agrícolas (soja e óleo de palma), com o objetivo de verificar se os países exportadores apresentaram redução de floresta e os importadores sofreram aumento da cobertura florestal. Para avaliar a associação conjunta entre soja e óleo de palma no uso da terra, convertemos seu comércio (kg por ano) em área de produção equivalente (ha). Esta abordagem é amplamente replicável em estudos futuros abrangendo um conjunto de *commodities* agrícolas e horizontes temporais mais amplos.

## Material e Métodos

Este estudo se baseia em dados comerciais do Banco de Dados de Estatísticas do Comércio de *Commodities* das Nações Unidas (banco de dados COMTRADE da ONU) e dados de cobertura florestal coletados da “Avaliação Global de Recursos Florestais (FRA na sigla em inglês)”, publicada pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO na sigla em inglês). O banco de dados COMTRADE da ONU compila os dados globais anuais das exportações e importações de *commodities* agrícolas. Focamos nossa análise no comércio global de duas *commodities*, soja e óleo de palma, que são os principais produtos de exportação de países tropicais com grande cobertura florestal. Essas exportações também apresentam participação significativa no mercado mundial, bem como uma tendência histórica de crescimento e conseqüentemente um grande potencial para expansão ainda maior das áreas plantadas (DEFRIES et al., 2006;

LAMBIN; MEYFROIDT, 2010; CARLSON et al., 2012; KARSTENSEN et al., 2013).

A FAO publica, em intervalos de 5 ou 10 anos, a “Avaliação Global de Recursos Florestais”, onde resume os ganhos e perdas de cobertura florestal, bem como os principais usos da terra ao redor do mundo. Uma ressalva em relação ao banco de dados florestal da FAO: os relatórios incluem florestas plantadas para uso comercial em sua definição de área florestal, o que é questionável, considerando o acentuado contraste de diversidade entre monoculturas florestais e florestas nativas, especialmente em países tropicais ricos em biodiversidade. Os dados florestais deste estudo provêm do relatório FRA 2020, que examina o estado e as tendências dos recursos florestais no período de 1990-2020, e foi compilado por centenas de especialistas em todo o mundo, envolvendo a colaboração de muitas organizações parceiras, aumentando as sinergias metodológicas em torno de processos de comunicação dos dados e, conseqüentemente, melhorando a consistência dos mesmos (FAO, 2020).

### **Horizonte temporal**

O estudo abrangeu o período de 1990 a 2020, que compreende a intensificação do desmatamento global (ANGELSEN; RUDEL, 2013; PAGNUTTI et al., 2013; KEENAN et al., 2015), bem como a liberalização das barreiras ao comércio internacional que sucederam a rodada do Uruguai e o surgimento da Organização Mundial do Comércio (OMC). A liberalização comercial promoveu a expansão do comércio global de soja e óleo de palma após a década de 1990 (GONZÁLEZ-VAL; PUEYO, 2017).

Por outro lado, a década de 1990 também foi marcada por avanços ambientais substantivos, que surgiram com a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (ECO 92). Acordos globais foram firmados, como Agenda 21, Convenção sobre Mudança do Clima e Convenção sobre Diversidade Biológica. Esses acordos internacionais fomentaram políticas ambientais regionais e domésticas que favoreceram a recuperação e conservação florestal (MATHER, 2007; MEYFROIDT; LAMBIN, 2009; RUDEL et al., 2009; ANGELSEN; RUDEL, 2013; JADIN et al., 2016).

Em 2015, durante a 21ª Conferência das Partes (COP), os membros das Nações Unidas assinaram a Agenda 2030, que estabelece que seus signatários fortaleceriam as ações de desenvolvimento sustentável em diversos setores, representados por 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (FREY et al., 2020). Cada um dos países signatários estabeleceu suas próprias metas para atingir os objetivos (NDCs na sigla em inglês), e um número substancial de países propôs cumprir suas metas de redução de emissões de gases do efeito estufa (GEE) acelerando o sequestro de carbono por meio da expansão florestal (RUDEL et al., 2020).

Ressaltamos que alguns dos países importadores, por exemplo, França, Itália, Japão, Espanha e Reino Unido, possivelmente experimentaram TF de longo prazo antes de 1990, conforme mostrado por Walker (1993). No entanto, eles foram incluídos no conjunto de dados porque entendemos que eles ainda podem estar passando pela TF e, como importadores de óleo de palma e soja, eles incentivariam a expansão das safras nos

países exportadores.

O amplo horizonte de tempo também é adequado para incorporar os tempos de latência das dinâmicas de perdas e ganhos florestais. O prazo de 31 anos permite capturar grande parte dos possíveis ganhos e perdas florestais, para refletir a intensificação do comércio internacional de *commodities* agrícolas, bem como os efeitos do aumento dos esforços dos governos nacionais e regionais para a conservação ambiental.

### Caracterização dos principais exportadores e importadores

Os principais países importadores e exportadores de soja e óleo de palma, de 1990 a 2020, foram identificados no banco de dados UN COMTRADE. Os países exportadores e importadores foram incorporados ao conjunto de dados de acordo com a participação de mercado descendente até que o limite mínimo de 0,5% do total de exportações ou importações globais fosse atingido. Retiramos os países que apresentaram menos de 27 anos (90%) de dados de comércio no período entre 1990 e 2020 (31 anos). Os países selecionados são apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1 – Principais exportadores e importadores de soja e óleo de palma entre 1990 e 2020 e suas respectivas participações médias (%) no mercado mundial**

	Principais exportadores	Principais importadores
Soja	EUA (49%), Brasil (29,7%), Argentina (8,8%), Paraguai (4,3%), Canadá (3%), Holanda (1,3%)	China (48,8%), Japão (5,7%), Holanda (5,25%), Alemanha (5%), México (4%), Espanha (3,8%), Tailândia (2%), Indonésia (1,9%), República da Coreia (1,7%), Itália (1,6%), Turquia (1,3%), Portugal (1,2%), Argentina (1%), Reino Unido (1%), Malásia (0,8%), França (0,8%), Brasil (0,6%), Israel (0,5%), EUA (0,5%)
Óleo de Palma	Indonésia (46,3%), Malásia (41,6%), Holanda (3,1%), Guatemala (0,8%), Alemanha (0,7%), Colômbia (0,8%), Tailândia (0,6%), Singapura (0,5%)	Índia (29,9%), China (24,8%), Holanda (9,7%), Malásia (5,8%), Alemanha (5,6%), Itália (4,8%), Espanha (4,2%), EUA (4,2%), Japão (3,5%), Reino Unido (3,1%), Turquia (2,7%), Egito (2,6%), Singapura (2,2%), República da Coreia (2%), Arábia Saudita (1,8%), França (1,7%), Uganda (1,1%), Dinamarca (0,9%), Austrália (0,8%), Brasil (0,7%), Suécia (0,6%)

Fonte: Oliveira et al., 2023.

### Análise de dados

Para avaliar a relação entre o comércio internacional de *commodities* agrícolas e a mudança da cobertura florestal nos países importadores e exportadores, utilizamos re-

gressões lineares entre a variação relativa da floresta (variável de resposta) e a tendência histórica da balança comercial (variável explicativa).

A variação da cobertura florestal em cada país foi padronizada de acordo com o seguinte procedimento: [(cobertura florestal em 2020 – cobertura florestal em 1990) / cobertura florestal em 1990], para evitar um possível viés derivado de países com grande extensão florestal. A variação normalizada de pequenos valores absolutos pode apresentar grandes variações relativas, que na verdade não são significativas para a análise. Desta forma, os países que apresentavam menos de 1 milhão de hectares de florestas em 1990 foram retirados do conjunto de dados.

A balança comercial (exportações – importações) de soja e óleo de palma (em kg) foi calculada para cada país e cada ano no período de 1990 a 2020. Para integrar as balanças comerciais de ambas as *commodities* em cada país, as informações do comércio de *commodities* em kg foram convertidas em área cultivada equivalente (em ha). As conversões tiveram como referência os dados anuais de produtividade média (kg/ha) de cada país, disponíveis no banco de dados da FAO (2022), tanto para soja quanto para óleo de palma. Para países que não possuem dados de produtividade declarados (Argentina, Austrália, Canadá, Dinamarca, Egito, França, Alemanha, Índia, Itália, Japão, Malásia, Holanda, Portugal, República da Coreia, Arábia Saudita, Singapura, Espanha, Suécia, Turquia, Uganda, Reino Unido, EUA) foi usada a produtividade média mundial na conversão. A conversão da balança comercial em kg para a área equivalente em ha permite estimar qual seria o aumento da área cultivada para suprir o aumento da balança comercial no período ou, ao contrário, a diminuição da área cultivada em resposta às reduções da balança comercial.

Para gerar a variável explicativa, usamos a inclinação da regressão linear como estimativa da tendência histórica da balança comercial de cada país. A regressão foi baseada no saldo comercial anual (exportações-importações em ha equivalentes) em função dos anos do período de estudo, sendo 1990 o ano zero e 2020 o ano 30. A inclinação ( $b$ ) da regressão linear é dada pela equação (1), que representa o aumento médio (se positivo) ou diminuição (se negativo) do saldo comercial de 1990 a 2020. O valor da inclinação  $b$  foi padronizado para cada país (dividindo pelo saldo comercial médio no período), para evitar eventual viés dos principais países exportadores ou importadores no conjunto de dados comerciais.

$$(1) b = \frac{\sum (x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sum (x - \bar{x})^2}$$

Para evitar pequenos valores absolutos que podem mostrar grandes variações relativas, que não são relevantes para a análise, os países com menos de 100.000 hectares equivalentes de balança comercial média de 1990 a 2020 foram retirados do conjunto de dados. A combinação dos critérios de exclusão - pequenos valores absolutos de cobertura florestal ou balança comercial - resultaram em 21 países selecionados para análise final

de dados.

Em seguida, foram criados modelos lineares para a variação da cobertura florestal em função da tendência histórica (inclinação) no comércio de *commodities*. O R-quadrado foi utilizado para avaliar a qualidade do ajuste dos modelos lineares (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). A significância estatística (p-valor) foi então estimada a partir de 10.000 randomizações da variável resposta (MANLY, 2006), utilizando o ambiente R (<http://www.r-project.org/>). Os valores de p obtidos representam a proporção de regressões, a partir das randomizações da variável resposta, que apresentam valor de R-quadrado maior ou igual ao valor calculado a partir do arranjo original dos dados em cada cenário. As regressões lineares com p-valor menor que 0,05 foram consideradas significativas.

Preferimos testar a significância das regressões por meio da randomização dos dados em vez de regressões paramétricas regulares devido ao tamanho limitado do conjunto de dados final (21 países), o que dificultaria a análise estatística tradicional. Os métodos são adequados para inclusão adicional de *commodities*, e o estudo pode ser expandido para conjuntos de dados maiores nos quais regressões paramétricas podem ser realizadas. Esta pesquisa, no entanto, visa apresentar os resultados da análise em um conjunto de dados mais limitado e controlado.

Como a escolha inicial das *commodities* foi influenciada por seu potencial efeito sobre o uso da terra no Brasil e na Indonésia, a análise dos dados utilizou dois cenários: 1) com os 21 países analisados; 2) excluindo Brasil e Indonésia do grupo de países analisados. O segundo cenário avalia a sensibilidade da regressão aos dados do Brasil e da Indonésia. Além disso, percebendo *ex post* que a China contribuiu com considerável variação positiva das florestas e, também, com variação negativa da balança comercial, foram criados mais dois cenários para avaliar possíveis mudanças nos resultados devido aos três grandes *traders* (Brasil, Indonésia e China). O terceiro cenário excluiu apenas a China da regressão, e o quarto cenário excluiu simultaneamente Brasil, Indonésia e China.

## Resultados

Foram encontrados 6 países com variação negativa da balança comercial e variação florestal positiva entre 1990 e 2020 (China, Alemanha, Índia, Itália, Tailândia, Turquia). Nesses países, as importações cresceram mais que as exportações, enquanto os ganhos florestais foram maiores que o desmatamento. Complementarmente, 8 países (Argentina, Brasil, Canadá, Indonésia, Japão, Malásia, Paraguai, República da Coreia) apresentaram variação positiva da balança comercial (exportações cresceram mais que importações) e variação florestal negativa, indicando que o crescimento da balança comercial desses países é associado à perda florestal durante o período de 31 anos. Outros 3 países apresentaram redução da balança comercial e perda florestal (Colômbia, México, Portugal), enquanto outros 4 apresentaram aumento da balança comercial e ganhos florestais líquidos entre 1990 e 2020 (França, Espanha, Reino Unido, EUA) (Tabela 2).

**Tabela 2 – Balança comercial e variação florestal dos 21 principais exportadores e importadores de soja e óleo de palma entre 1990 e 2020. Balança comercial em valores positivos = aumento da balança comercial no período. Balança comercial de valores negativos = redução na balança comercial do período. Variação florestal com valores positivos = os ganhos superaram as perdas florestais no período. Valores negativos de variação florestal = predominância de desmatamento.**

País	Varição da balança comercial (%)	Varição florestal (%)
Alemanha	-0,06	1,05
Argentina	1,55	-18,84
Brasil	7,29	-15,67
Canadá	9,56	-0,39
China	-10,36	27,66
Colômbia	-3,41	-8,95
Espanha	0,06	33,56
EUA	2,75	2,43
França	0,41	19,51
Índia	-7,92	12,86
Indonésia	5,45	-22,28
Itália	-3,11	26,03
Japão	1,99	-0,06
Malásia	6,78	-7,30
México	-1,27	-6,94
Paraguai	5,40	-36,97
Portugal	-0,30	-2,56
Reino Unido	1,55	14,83
República da Coréia	0,66	-4,03
Tailândia	-6,70	2,64
Turquia	-6,85	12,32

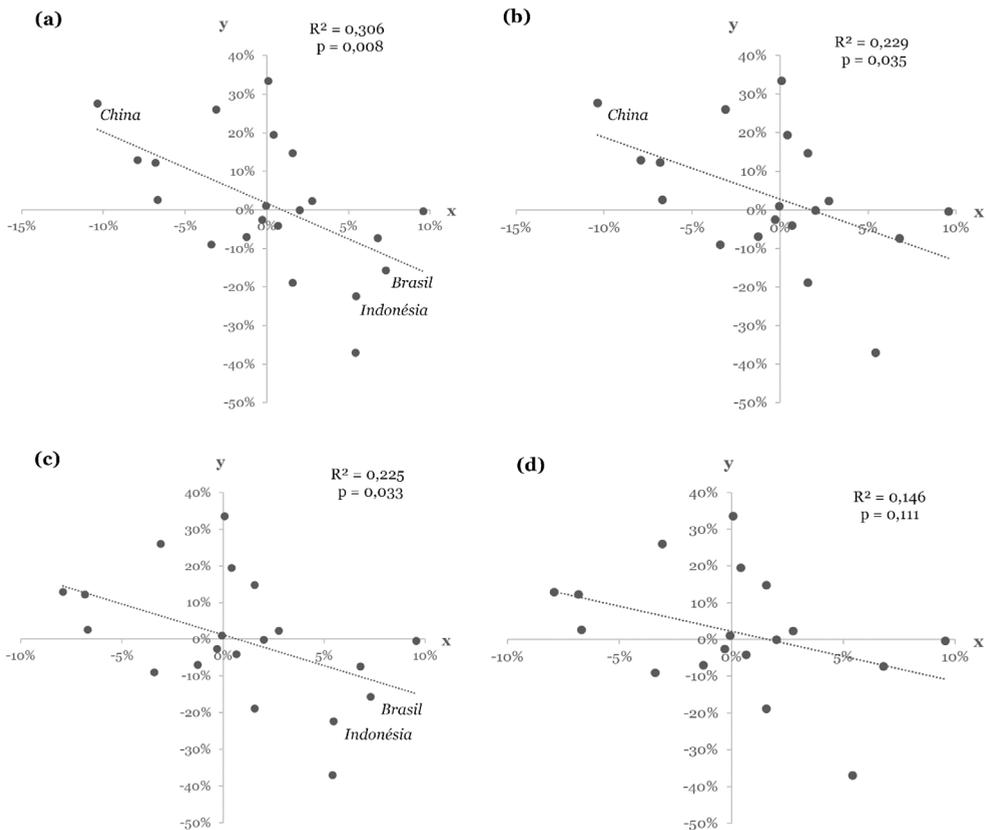
Fonte: Oliveira et al., 2023.

O cenário com todos os 21 países (Figura 1a) corrobora a proposição de que os exportadores perdem florestas enquanto os importadores obtêm ganhos florestais ( $R^2=0,306$ ,  $p=0,008$ ). Quando os principais exportadores, Brasil e Indonésia, são excluídos da análise (Figura 1b), o padrão exportadores/perda florestal e importadores/ganhos florestais permanece, embora o poder explicativo da regressão tenha diminuído ( $R^2=0,229$ ,  $p=0,035$ ). Resultado semelhante é observado quando apenas a China, maior importador, é excluída da análise ( $R^2=0,225$ ,  $p=0,033$ ) (Figura 1c).

O quarto cenário, realizado *a posteriori*, deixou de fora simultaneamente Brasil,

Indonésia e China (Figura 1d), para avaliar a influência conjunta dos países na análise. Esta análise mostra que os resultados não são significativos ( $p > 0,05$ ). No entanto, mesmo nesse cenário, a tendência de queda da regressão linear permanece observável.

**Figura 1 – Variação florestal (% no eixo vertical) relativa à variação da balança comercial de soja e óleo de palma entre 1990 e 2020 (% no eixo horizontal) em 21 países (ponts). No eixo y os valores positivos indicam predominância de ganho florestal, enquanto os negativos indicam predominância de desmatamento. No eixo x os valores positivos indicam crescimento da balança comercial, enquanto os negativos indicam a queda.**



Fonte: Oliveira et al., 2023

## Discussão

A produção em larga escala de soja e óleo de palma para os mercados internacionais tem sido apontada como a principal contribuição para o desmatamento tropical, principalmente após 1990 (GRAU; AIDE, 2008; RUDEL et al., 2009; WICKE et al., 2011; HOSONUMA et al., 2012; IMAI et al., 2018; PENDRILL et al., 2019). Países

com vantagens comparativas agrícolas expressivas (por exemplo, disponibilidade de solos férteis, água e clima adequado), como Brasil e Indonésia, suprem a demanda agrícola dos países desenvolvidos por meio da expansão de áreas de produção, às custas do desmatamento de suas florestas tropicais mega diversas (MEYFROIDT et al., 2013; RUDEL et al., 2020). Brasil e Indonésia suprem cada vez mais o crescimento da demanda mundial por soja e óleo de palma, principalmente para China e União Europeia, levando a um aumento da expansão agrícola e a consequente perda de cobertura florestal (ARIMA et al., 2011; CARLSON et al., 2012; MEYFROIDT et al., 2013).

Grande parte das áreas desmatadas não dá lugar imediatamente a áreas agrícolas. Em vez disso, boa parte das florestas brasileiras são primeiro convertidas em pastagens extensivas e, somente após a consolidação da posse da terra, são convertidas em áreas agrícolas intensivas em capital, como a produção de soja (BARONA et al., 2010; FERREIRA et al., 2015; JADIN et al., 2016; CALABONI et al., 2018). Entendemos que o horizonte temporal de 31 anos neste estudo é amplo o suficiente para capturar essa sucessão de usos da terra.

Os resultados da regressão linear sugerem a ocorrência do fenômeno de transbordamento florestal (*spillover*) mediado pelo comércio internacional, o que corrobora os resultados de Mather (2007), Grau et al. (2008), Meyfroidt e Lambin (2009), Kastner et al. (2011), Lambin e Meyfroidt (2011), McCay e Rudel (2012), Angelsen e Rudel (2013), Meyfroidt et al. (2013), Pagnutti et al. (2013), Warman e Nelson (2016). A retirada simultânea de Brasil, Indonésia e China do conjunto de dados no quarto cenário resultou em uma regressão linear não significativa. Portanto, pode-se considerar que o *leakage* florestal global é particularmente influenciado pelo comércio de soja entre Brasil e China, que se intensificou a partir dos anos 2000, juntamente com a liberalização do comércio de *commodities* (WÜTENBERGER et al., 2006). O Brasil representaria então uma região facilitadora para a TF na China.

As mudanças de uso da terra na China foram marcadas pelo desenvolvimento econômico, industrialização e urbanização (ASHRAF et al., 2017; LU et al., 2021), assim como pela promulgação de políticas ambientais mais restritivas, que visavam a expansão das áreas florestais e redução do desmatamento (YANG, 2001; MATHER, 2007). O aumento da demanda por madeira e outros serviços ecossistêmicos florestais, aumento da população urbana, políticas ambientais mais restritivas e aumento da oferta de empregos industriais e de serviços abriram muitos caminhos para a TF na China (ESTOQUE et al., 2022).

Por outro lado, na Indonésia, a contribuição rural para o crescimento econômico é identificada como a principal causa da aceleração dos impactos negativos sobre o meio ambiente (INDONÉSIA, 1997). A conversão de florestas em plantações de óleo de palma é fomentada pelas exportações para países que passaram por melhorias radicais em suas políticas ambientais, como a Índia (MATHER, 2007).

China, França, Alemanha, Índia, Itália, Espanha, Tailândia, Turquia, Reino Unido e EUA ganharam florestas entre 1990 e 2020. Os resultados sugerem que parte de sua TF nesse período pode ter sido facilitada por importações de *commodities* agrícolas de

países exportadores, como Argentina, Brasil, Canadá, Indonésia, Malásia e Paraguai, que perderam florestas nesse período. Então, nossos resultados corroboram a hipótese de que a globalização comercial facilita a TF em países importadores por meio do deslocamento de sua produção agrícola para o exterior (MATHER, 2007; GRAU et al., 2008; MEYFROIDT; LAMBIN, 2009; ANGELSEN; RUDEL, 2013; KASTNER et al., 2011; LAMBIN; MEYFROIDT, 2011; MCCAY; RUDEL, 2012; MEYFROIDT et al., 2013; PAGNUTTI et al., 2013; WARMAN; NELSON, 2016; RUDEL et al., 2020). Os resultados de Meyfroidt et al. (2010) também sugerem a relação entre a ocorrência de TF e o deslocamento da produção agrícola para o exterior entre 1960 e 2007 em relação a 12 países, entre os quais, a China aparece como país que passou pela TF, enquanto Brasil e Indonésia como países que não passaram por TF.

No entanto, os países também apresentam questões peculiares internas que influenciam a variação das florestas, como o aumento das florestas associado à influência da cultura local e migração forçada devido a conflitos armados (HECHT; SAATCHI, 2007; BRUGGEMAN et al., 2016). Outro ponto é que alguns países estão direcionando esforços para cumprir as Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDCs na sigla em inglês) do acordo de Paris, o que pode resultar em políticas mais restritivas para o reflorestamento (RUDEL et al., 2020). Ambos os casos enfatizam que o comércio internacional por si só não explicaria completamente o complexo fenômeno da TF. Conforme apontado por Rudel et al. (2020), apesar da TF indiscutivelmente mostrar um padrão previsível de uso da terra e mudança de cobertura durante o desenvolvimento econômico, os contextos socioecológicos em que as transições ocorreram mudaram drasticamente ao longo do tempo. Rotas de TF não intencionais em que os produtores abandonaram suas terras em busca de melhor bem-estar nas cidades são combinadas com rotas de TF intencionais onde o aumento da floresta ocorreu por meio de políticas ambientais ativas dos governos.

Lingchao et al. (2017) analisaram nove países em desenvolvimento, dos quais três (China, Índia e Vietnã) passaram por TF nas décadas de 1980 e 1990, enquanto os demais apresentaram perda florestal (Brasil, Indonésia, Mianmar, Argentina, Camarões e República Centro-Africana). Nos países que passaram pela TF houve uma rápida redução das exportações totais de produtos primários após a década de 1980. Por outro lado, os países que não passaram pela TF experimentaram um grande declínio na cobertura nativa associado ao aumento das exportações de produtos agrícolas no mesmo período. Nosso estudo constatou que, assim como demonstrado por Lingchao et al. (2017), Brasil, Indonésia e Argentina apresentaram declínio acentuado da cobertura florestal e figuram entre os principais exportadores de soja e óleo de palma. De forma complementar, China e Índia figuraram como países que passaram pela TF desde a década de 1990 e como os principais importadores dessas *commodities*.

Por outro lado, o presente estudo identifica alguns países que não refletem a relação predominante entre o comércio internacional de *commodities* e a ocorrência de TF ou desmatamento no período de análise. França, Espanha, Reino Unido e EUA apresentaram ganhos de áreas florestais associados ao aumento da balança comercial de soja e óleo de palma. Já, Colômbia, México e Portugal apresentaram queda na balança

comercial e redução da cobertura florestal. Outras questões impulsionam a dinâmica do uso da terra e do comércio em cada um desses países (MEYFROIDT et al., 2010). Entre França, Espanha, Reino Unido e EUA, apenas os EUA apresentam de fato aumento de valores positivos da balança comercial (predominância das exportações). O aumento da balança comercial no Reino Unido se dá por conta de os valores em anos mais recentes serem menos negativos do que os de anos anteriores, mostrando uma tendência de redução das importações, contudo ainda tendo importações maiores que exportações. França e Espanha mostram ligeiras mudanças na balança comercial negativa ao longo dos anos, e a tendência positiva da balança comercial é inexpressiva em comparação aos ganhos florestais no período (Tabela 2).

A expansão da produção agrícola nos EUA está concentrada no Centro-Sul do país, enquanto os ganhos florestais ocorrem principalmente no Norte, o que sugere uma dinâmica facilitadora da TF em escala subnacional (RUDEL, 2001). Grandes países como EUA e Brasil podem apresentar expansão simultânea da TF e da agricultura em diferentes regiões (RUDEL, 2001; PFAFF; WALKER, 2010; CALABONI et al., 2018), o que pode levar a padrões nacionais agregados confusos. Além disso, os ganhos florestais podem ocorrer simultaneamente à expansão da agricultura sobre a vegetação nativa não florestal. No Brasil e na Indonésia, o desmatamento maciço pode esconder uma TF local.

Colômbia e México apresentaram queda na balança comercial e figuraram como importadores líquidos das *commodities*, mas essas variações não foram associadas aos ganhos florestais. Em 2019, o México tinha 33,5% de sua área coberta por florestas e 49% das terras de uso agrícola (FAO, 2019a). As principais culturas no México são cana-de-açúcar, milho e sorgo, portanto, a soja e o óleo de palma não desempenham um papel relevante na agricultura mexicana, e o aumento de suas importações não evitou uma perda substancial de florestas.

Apesar de figurar como um dos principais exportadores de óleo de palma, a Colômbia foi apontada como país importador, pois a quantidade de óleo de palma exportada entre 1990 e 2020 (18.944.295 ton.) é menor que o total de soja importada pelo país (40.307.369 ton.) no mesmo período. A redução da floresta nas últimas décadas na Colômbia foi causada principalmente por conflitos armados, plantações de narcóticos, mineração ilícita e exploração madeireira (LANDHOLM et al., 2019). Por outro lado, a expansão do óleo de palma, que representa 1% da área agrícola colombiana em 2021 (FAO, 2019b; FAO, 2022), ocorre principalmente em terras não florestadas (FURUMO; AIDE, 2017). Entre 2002 e 2008 cerca de 56% da expansão do óleo de palma ocorreu sobre pastagens, 30% substituíram lavouras e outros 16% substituíram vegetação natural, ou seja, cerca de 86% da expansão ocorreu em terras previamente desmatadas ao invés de áreas naturais (FURUMO; AIDE, 2017). Embora o óleo de palma seja uma das maiores culturas agrícolas do país, o desmatamento na Colômbia não pode ser diretamente associado à produção e comercialização desta *commodity*.

Portugal, por sua vez, apresentou queda na balança comercial no período estudado, reforçando seu papel como país importador de soja e óleo de palma, ao mesmo tempo em que apresenta redução da cobertura florestal. Pesquisas recentes evidenciam TF em

Portugal até a década de 1990, quando a área agrícola sofreu grandes reduções, sendo substituída por áreas florestais (OLIVEIRA et al., 2017; ALVES et al., 2022). Após a década de 1990 houve uma inversão na expansão das áreas arborizadas e arbustivas, sendo que esta redução esteve principalmente relacionada com os grandes incêndios nas zonas mais ao centro e norte do país (SILVA et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2017; ALVES et al., 2022).

Apesar das exceções discutidas anteriormente, as evidências presentes corroboram que os mercados mundiais de *commodities* agrícolas conectam regiões facilitadoras que fornecem os produtos agrícolas, possibilitando a TF nos países importadores (PFAFF; WALKER, 2010). Esse efeito de *leakage* ambiental ocorre quando há migração de atividades para outro local, recorrentemente como forma de fugir de políticas ambientais mais restritivas. O *leakage* é percebido na presente análise por meio do aumento substancial da balança comercial de soja na Argentina, Brasil e Paraguai e de óleo de palma na Indonésia e Malásia, associado à redução da área florestal em todos esses países. A Índia tem quase 100% de suas importações de óleo de palma provenientes da Indonésia e da Malásia, no entanto, a ocorrência de TF na Índia também é atribuída a uma mudança radical nas políticas ambientais, e grande parte do aumento da floresta se deve à silvicultura (MATHER, 2007).

## Conclusões

Os resultados sustentam uma relação significativa entre o comércio internacional de *commodities* agrícolas e a predominância de ganhos florestais nos países importadores de *commodities* e do desmatamento nos exportadores. Os resultados corroboram a proposição de que o comércio internacional representa um canal de alocação de impactos socioambientais entre as regiões. Portanto, o comércio internacional de *commodities* agrícolas intermedia o *leakage* da produção agrícola e do desmatamento. É claro que o *leakage* não deve ser visto como único fator para os níveis atuais de desmatamento, mas desempenha um papel fundamental nas mudanças de uso da terra que refletem as transições na estrutura econômica de cada país.

A análise agregada do comércio internacional de soja e óleo de palma permitiu avaliar o efeito facilitador conjunto da expansão agrícola, principalmente na Malásia, Indonésia e Brasil sobre a TF no exterior. A análise agregada baseou-se na conversão do comércio, geralmente dado em quilogramas, para o equivalente em área cultivada local. Esta abordagem permite estimar o efeito conjunto do comércio de muitas outras *commodities* na mudança do uso da terra. Recomenda-se que estudos futuros investiguem, a partir da mesma abordagem metodológica, se conjuntos alternativos de *commodities* apresentam resultados semelhantes.

## Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

## Referências

- ABDULLAH, S. A.; HEZRI, A. A. From Forest Landscape to Agricultural Landscape in the Developing Tropical Country of Malaysia: Pattern, Process, and Their Significance on Policy. *Environmental Management*, v. 42, p. 907-917, 2008. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9178-3>
- ALVES, A. et al. Spatiotemporal Land-Use Dynamics in Continental Portugal 1995-2018. *Sustainability*, v. 14, n. 23, 2022. <https://doi.org/10.3390/su142315540>
- ANGELSEN, A., RUDEL, T. K. Designing and Implementing Effective REDD + Policies: A Forest Transition Approach. *Review Environmental Economics and Policy*, v. 7, p. 91-113, 2013. <https://doi.org/10.1093/reep/res022>
- ARIMA, E. Y. et al. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*, v. 6, 2011. doi:10.1088/1748-9326/6/2/024010
- ASHRAF, J., PANDEY, R., JONG, W. Assessment of bio-physical, social and economic drivers for forest transition in Asia-Pacific region. *Forest Policy and Economics*, v. 76, p. 35-44, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2016.07.008>
- BARONA, E. et al. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*, v. 5, 2010. doi:10.1088/1748-9326/5/2/024002
- BRANCALION, P. H. S. et al. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, v. 14, p. 1-15, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.003>
- BRUGGEMAN, D.; MEYFROIDT, P.; LAMBIN, E. F. Forest cover changes in Bhutan: revisiting the forest transition. *Applied Geography*, v. 67, p. 49-66, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.11.019>
- CALABONI, A. et al. The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. *Ecology and Society*, v. 23, n. 7, 2018. <https://doi.org/10.5751/ES-10270-230407>
- CARAVAGGIO, N. Economic growth and forest transition in Latin America. *Forest Policy and Economics*, v. 135, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102667>
- CARLSON, K. M. et al. Committed carbon emissions, deforestation, and community land conversion from oil palm plantation expansion in West Kalimantan, Indonesia. *PNAS*, v. 109, p. 7559-7564, 2012. <https://doi.org/10.1073/pnas.1200452109>
- DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; FOLEY, J. A glimpse out the window: Landscapes, livelihoods, and the environment. *Environment Science and policy for sustainable development*, v. 48, p. 22-36, 2006. <https://doi.org/10.3200/ENVT.48.8.22-36>
- ESTOQUE, R. C. et al. Spatiotemporal pattern of global forest change over the past 60 years and the forest transition theory. *Environmental Research Letters*, v. 17, 2022. DOI 10.1088/1748-9326/ac7df5

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. WTO Agreement on Agriculture: The Implementation Experience - Developing Country Case Studies, 2003. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/y4632e/y4632e00.htm#Contents>>. Acessado em: 04 Jun 2022.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Country Profiles – Mexico, 2019a. Disponível em: <<https://www.fao.org/countryprofiles/index/es/?iso3=MEX>>. Acessado em: 06 Jan 2023.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Country Profiles – Colombia, 2019b. Disponível em: <<https://www.fao.org/countryprofiles/index/es/?iso3=COL>>. Acessado em: 06 Jan 2023.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Global Forest Resources Assessment 2020: Main report. Rome: FAO, 2020. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FAOSTAT, 2022. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data>>. Acessado em: 06 Jan 2023.

FARINACI, J. S.; FERREIRA, L. C.; BATISTELLA, M. Transição florestal e modernização ecológica: A eucaliptocultura para além do bem e do mal. *Ambiente & Sociedade*, v. 16, p. 25-46, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2013000200003>

FERREIRA, M. P.; ALVES, D. S.; SHIMABUKURO, Y. E. Forest dynamics and land-use transitions in the Brazilian Atlantic Forest: the case of sugarcane expansion. *Regional Environmental Change*, v. 15, p. 365-377, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0652-6>

FREY, K et al. [org]. *Objetivos do desenvolvimento sustentável: desafios para o planejamento e a governança ambiental na Macrometrópole Paulista*. Santo André, SP: EdUFABC, 2020.

FURUMO, P. R.; AIDE, T. M. Characterizing commercial oil palm expansion in Latin America: land use change and trade. *Environmental Research Letters*, v. 12, 2017. doi:10.1088/1748-9326/aa5892

GONZÁLEZ-VAL, R.; PUEYO, F. Trade liberalization and forest transition. *International Journal of Economic Theory*, v. 13, p. 269-287, 2017. <https://doi.org/10.1111/ijet.12129>

GRAU, H. R.; AIDE, M. Globalization and Land-Use Transitions in Latin America. *Ecology and Society*, v. 13, n. 2, 2008. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art16/>>. Acessado em: 04 Jun 2022.

GRAU, H. R.; GASPARRI, N. I.; AIDE, T. M. Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forests of northern Argentina. *Global Change Biology*, v. 14, p. 985-997, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01554.x>

HECHT, S. B.; SAATCHI, S. S. Globalization and forest resurgence: changes in forest cover in El

Salvador. Bioscience, v. 57, p. 663-672, 2007. <https://doi.org/10.1641/B570806>

HELFAND, S. M.; REZENDE, G. C. Brazilian Agriculture in the 1990s: Impact of the policy reforms. UC Riverside Economics, Working Paper No. 01-34, 2001. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.290262>

HENDERS, S.; PERSSON, U. M.; KASTNER, T. Trading forests: land-use change and carbon emissions embodied in production and exports of forest-risk commodities. *Environmental Research Letters*, v. 10, 2015. doi:10.1088/1748-9326/10/12/125012

HOSONUMA, N. et al. An Assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, v. 7, 2012. doi:10.1088/1748-9326/7/4/044009

IGARI, A. T.; PIVELLO, V. R. Crédito rural e código florestal: irmãos como Caim e Abel? *Ambiente & Sociedade*, v. 14, p. 133-150, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2011000100008>

IGARI, A. T.; TAMBOSI, L. R. Agribusiness and socioeconomic drivers of land cover change in Brazil. *Biodiversity in Agricultural Landscapes of Southeastern Brazil*. Warsaw/Berlin: De Gruyter Open, 2016. <https://doi.org/10.1515/9783110480849-005>

IMAI, N. et al. Factors affecting forest area change in Southeast Asia during 1980-2010. *PLOS ONE*, v. 13, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197391>

INDONESIA. Law nº 23 of 1997. Concerning Environmental Management. Republic of Indonesia, 1997.

IZQUIERDO, A. E.; DE ANGELO, C. D.; AIDE, T. M. Thirty Years of Human Demography and Land-Use Change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina: An Evaluation of the Forest Transition Model. *Ecology and Society*, v. 13, n. 2, 2008. Disponível em: <<https://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art3/>>. Acessado em: 04 Jun 2022.

JADIN, I.; MEYFROIDT, P.; LAMBIN, E. F. International trade, and land use intensification and spatial reorganization explain Costa Rica's forest transition. *Environmental Research Letters*, v. 11, 2016. doi:10.1088/1748-9326/11/3/035005

KARSTENSEN, J.; PETERS, G. P.; ANDREW, R. M. Attribution of CO<sub>2</sub> emissions from Brazilian deforestation to consumers between 1990 and 2010. *Environmental Research Letters*, v. 8, 2013. doi:10.1088/1748-9326/8/2/024005

KASTNER, T.; ERB, K. H.; NONHEBEL, S. International wood trade and forest change: A global analysis. *Global Environmental Change*, v. 21, p. 947-956, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.05.003>

KEENAN, R. J. et al. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, v. 352, p. 9-20, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014>

KLEPEIS, P. et al. Changing forest recovery dynamics in the northeastern United States. *Area*, v.

45, p. 239-248, 2013. <https://doi.org/10.1111/area.12016>

LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy*, v. 27, p. 108-118, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.003>

LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *PNAS*, v. 108, p. 3465-3472, 2011. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100480108>

LANDHOLM, D. M.; PRADHAN, P.; KROPP, J. P. Diverging Forest land use dynamics induced by armed conflict across the tropics. *Global Environmental Change*, v. 56, p. 86-94, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.03.006>

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical ecology*. 2nd ed. Elsevier Science B.V., Amsterdam, 1998.

LEITE, M. S. et al. SOCIOECONOMIC FACTORS AND NATIVE VEGETATION COVER IN RURAL LANDS IN SÃO PAULO STATE, BRAZIL. *Ambiente & Sociedade* [online]. v. 23 e03093, 2020. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20170309r3vu2020L1AO>

LINGCHAO, L. et al. Effects of economic globalization and trade on forest transitions: Evidence from 76 developing countries. *The Forestry Chronicle*, v. 93, p. 171-179, 2017. <https://doi.org/10.5558/tfc2017-023>

LU, L. et al. The spatiotemporal patterns and pathways of forest transition in China. *Land Degradation & Development*, v. 32, n. 18, p. 5378-5392, 2021. <https://doi.org/10.1002/ldr.4115>

MANLY, B. F. J. *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology*. 3rd ed. Chapman & Hall/ CRC, Boca Raton, 2006.

MATHER, A. S. The forest transition. *Area*. N. 24, p. 367-379, 1992. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/20003181>>. Acessado em: 04 Jun 2022.

MATHER, A. S. Recent Asian Forest Transition in Relation to Forest-Transition Theory. *International Forestry Review*, v. 9, p. 491-502, 2007. <https://doi.org/10.1505/ifer.9.1.491>

MCCAY, B. J.; RUDEL, T. K. Fishery and Forest Transitions to Sustainability: A Comparative Analysis. In: WEINSTEIN, M. P.; TURNER, R. E. [org] *Sustainability Science: The Emerging Paradigm and the Urban Environment*. Springer, Nova York, p. 221-243, 2012.

MEYFROIDT, P.; LAMBIN, E. F. Forest transition in Vietnam and displacement of deforestation abroad. *PNAS*, v. 106, p. 16139-16144, 2009. <https://doi.org/10.1073/pnas.0904942106>

MEYFROIDT, P.; RUDEL, T. K.; LAMBIN, E. F. Forest transitions, trade, and the global displacement of land use. *PNAS*, v. 107, p. 20917-20922, 2010. <https://doi.org/10.1073/pnas.1014773107>

MEYFROIDT, P. et al. Globalization of land use: distant drivers of land change and geographic displacement of land use. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 5, p. 438-444,

2013. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.04.003>

MEYFROIDT, P. et al. Middle-range theories of land system change. *Global Environmental Change*, v. 53, p. 52-67, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.08.006>

OLIVEIRA, T. M. et al. Is Portugal's forest transition going up in smoke? *Land Use Policy*, v. 66, p. 214-226, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.046>

PAGNUTTI, C.; BAUCH, C. T.; ANAND, M. Outlook on a Worldwide Forest Transition. *PLOS ONE*, v. 8, 2013. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0075890>

PENDRILL, F. et al. Deforestation displaced: trade in forest-risk commodities and the prospects for a global forest transition. *Environmental Research Letters*, v. 14, 2019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab0d41>

PFÄFF, A.; WALKER, R. Regional interdependence and forest “transitions”: Substitute deforestation limits the relevance of local reversals. *Land Use Policy*, v. 27, p. 119-129, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.07.010>

RADA, N.; VALDES, C. Policy, Technology, and Efficiency of Brazilian Agriculture. *USDA-ERS Economic Research Report*, n. 137, 2012. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2112029>

RUDEL, T. K. Did a Green Revolution Restore the Forest of the American South? In: ANGELSEN, A.; KAIMOWITZ, D. [org] *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*. CABI Publishing, Nova York, p. 53-68, 2001.

RUDEL, T. K. et al. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change*, v. 15, p. 23-31, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.11.001>

RUDEL, T. K. et al. Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970 – 2005. *PNAS*, v. 106, p. 20675-20680, 2009. <https://doi.org/10.1073/pnas.0812540106>

RUDEL, T. K.; SCHNEIDER, L.; URIARTE, M. Forest transitions: An introduction. *Land Use Policy*, v. 27, p. 95-97, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.021>

RUDEL, T. K. et al. Whither the forest transition? Climate change, policy responses, and redistributed forest in the twenty-first century. *Ambio*, v. 49, p. 74-84, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-01143-0>

SAHIDE, M. A. K.; NURROCHMAT, D. R.; GIESSEN, L. The regime complex for tropical rainforest transformation: Analysing the relevance of multiple global and regional land use regimes in Indonesia. *Land Use Policy*, v. 47, p. 408-425, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.030>

SILVA, J. S. et al. Wildfires as a major driver of landscape dynamics in three fire-prone areas of Portugal. *Landscape and Urban Planning*, v. 101, n. 4, p. 349-358, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.03.001>

SILVA, R. F. B.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Drivers of land change: Human-environment interactions and the Atlantic Forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. *Land Use Policy*, v. 58, p. 133-144, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.07.021>

UN COMTRADE database, 2022. Disponível em: <<https://comtrade.un.org/data/>>. Acessado em: 21 Jun 2022.

VIÑA, A. et al. Effects of conservation policy on China's forest recovery. *Science Advanced*, v. 2, n. 3, p. 1-7, 2016. DOI: 10.1126/sciadv.1500965

WALKER, R. Deforestation and Economic Development. *Canadian Journal of Regional Science*, v. 16, n. 3, p. 481-497, 1993. Disponível em: <<https://idjs.ca/images/rcsr/archives/V16N3-Walker.pdf>>. Acessado em: 04 Jun 2022.

WARMAN, R. D.; NELSON, R. A. Forest conservation, wood production intensification and leakage: An Australian case. *Land Use Policy*, v. 52, p. 353-362, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.020>

WICKE, B. et al. Exploring land use changes and the role of palm oil production in Indonesia and Malaysia. *Land Use Policy*, v. 28, p. 193-206, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2010.06.001>

WÜTENBERGER, L.; KOELLNER, T.; BINDER, C. R. Virtual land use and agricultural trade: Estimating environmental and socio-economic impacts. *Ecological Economics*, v. 57, p. 679-697, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.06.004>

XU, J. C. et al. Forest transition, its causes and environmental consequences: empirical evidence from Yunnan of Southwest China. *Tropical Ecology*, v. 48, n. 2, p. 137-150, 2007.

YANG, Y. Impacts and effectiveness of logging bans in natural forests: People's Republic of China. In: DURST, P. B. et al. (Ed.) *Forests out of bounds: Impacts and effectiveness of logging bans in natural forests in Asia-Pacific*. FAO, Bangkok, 2001, p. 81-102.

ZHANG, Y.; UUSIVUORI, J. & KUULUVAINEN, J. Impacts of economic reforms on rural forestry in China. *Forest Policy and Economics*, v. 1, n. 1, p. 27-40, 2000. [https://doi.org/10.1016/S1389-9341\(00\)00007-1](https://doi.org/10.1016/S1389-9341(00)00007-1)



**Camila Espezio de Oliveira**

✉ camila.espezio.oliveira@usp.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1775-0321>

Submetido em: 21/06/2022

Aceito em: 18/04/2023

2023;26:e00941

**Leandro Reverberi Tambosi**

✉ l.tambosi@ufabc.edu.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5486-7310>

**Adriane Calaboni**

✉ adriane.calaboni@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7217-4697>

**Paulo Antônio de Almeida Sinisgalli**

✉ psinisgalli@usp.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7822-3499>

**Helene Mariko Ueno**

✉ papoula@usp.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2133-9145>

**Alexandre Toshiro Igari**

✉ alexandre.igari@usp.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1382-5031>

# ¿Están las transiciones forestales asociadas al comercio internacional de *commodities* agrícolas?

Camila Espezio de Oliveira  
Leandro Reverberi Tambosi  
Adriane Calaboni

Paulo Antônio de Almeida Sinisgalli  
Helene Mariko Ueno  
Alexandre Toshiro Igari

**Resumen:** Críticos de la teoría de transición forestal sugieren que ella ocurre mediante el desplazamiento de la producción agrícola al extranjero, mientras que los países exportadores sufren expansión agrícola y deforestación. Otros estudios refutan la idea del comercio internacional como principal vínculo entre la ocurrencia de transición forestal en países importadores y el avance de las fronteras agrícolas y deforestación en países productores. Teniendo en cuenta esta divergencia, buscamos evaluar si el comercio internacional de *commodities* agrícolas está asociado con el crecimiento forestal en los países importadores y la deforestación en los países exportadores. Los datos sobre exportaciones e importaciones de soja y aceite de palma entre los principales países involucrados en este mercado se compararon con su variación histórica en la cubierta forestal entre 1990 y 2020. Los resultados sugieren que los mercados mundiales de soja y aceite de palma conectan significativamente las regiones exportadoras con los países importadores en transición forestal.

São Paulo. Vol. 26, 2023

*Artículo original*

**Palabras-clave:** Transición Forestal; deforestación; aumento forestal; cambio de uso de la tierra; comercio de *commodities* agrícolas.

# Are forest transitions associated to international trade of agricultural commodities?

Camila Espezio de Oliveira  
Leandro Reverberi Tambosi  
Adriane Calaboni

Paulo Antônio de Almeida Sinisgalli  
Helene Mariko Ueno  
Alexandre Toshiro Igari

**Abstract:** Critics of the forest transition theory suggest that it occurs through the displacement of agricultural production abroad, while exporting countries suffer agricultural expansion and deforestation. Other studies refute the idea of international trade as the main link between the occurrence of the forest transition in importing countries and the advance of agricultural frontiers and deforestation in producing countries. Considering this divergence, we sought to assess whether international trade in agricultural *commodities* is associated with forest growth in importing countries and deforestation in exporting countries. Data on exports and imports of soy and palm oil among the main countries involved in this market were confronted with their historical variation in forest cover between 1990 and 2020. The results suggest that global markets for soy and palm oil significantly connect the exporting regions to importing countries undergoing forest transition.

São Paulo. Vol. 26, 2023

*Original Article*

**Keywords:** Forest Transition; Deforestation; Forest gain; Land use change; *Commodities* trade.