



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**DEPARTAMENTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA RURAL**

**THAIS GABRIELA VERAS GAMA**

**ENSAIOS SOBRE ECOEFICIÊNCIA AGROPECUÁRIA NO BRASIL**  
**E NA AMAZÔNIA LEGAL**

**FORTALEZA**

**2022**

THAIS GABRIELA VERAS GAMA

ENSAIOS SOBRE ECOEFICIÊNCIA AGROPECUÁRIA NO BRASIL  
E NA AMAZÔNIA LEGAL

Dissertação apresentada ao Mestrado em Economia Rural do Departamento de Economia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestra em Economia Rural.

Orientador: Prof. Dr. Rogério César Pereira de Araújo

FORTALEZA

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- G178e Gama, Thais Gabriela Veras.  
Ensaio sobre ecoeficiência agropecuária no Brasil e na Amazônia legal / Thais Gabriela Veras Gama.  
- 2022.  
78 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Economia Rural, Fortaleza, 2022.  
Orientação: Prof. Dr. Rogério César Pereira de Araújo.
1. Produtividade. 2. Ecoeficiência. 3. Agropecuária. 4. Amazônia. 5. Impacto ambiental. I. Título.  
CDD 338.1
-

THAIS GABRIELA VERAS GAMA

ENSAIOS SOBRE ECOEFICIÊNCIA AGROPECUÁRIA NO BRASIL  
E NA AMAZÔNIA LEGAL

Dissertação apresentada ao Mestrado em Economia Rural do Departamento de Economia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestra em Economia Rural.

Aprovada em 27/05/2022.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Rogério César Pereira de Araújo (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Francisco José Silva Tabosa  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Nicolino Trompieri Neto  
Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (IPECE)

## **AGRADECIMENTOS**

À minha família, por todo o incentivo durante o mestrado. Em especial, ao André e à Joana, por serem fantásticos companheiros nesta jornada. Contar com o carinho, a compreensão e o apoio de vocês foi fundamental para a realização deste trabalho.

Aos meus amigos Dimitri, Talita e Diego, pela amizade e pelos diálogos permanentes sobre economia e desenvolvimento.

À Jamile e ao Davidson, por todo o incentivo e pelos momentos de alegria que compartilhamos. Aprendo muito com vocês!

Aos meus colegas de turma, que tornaram as rotinas de estudo mais leves e prazerosas.

Ao professor Rogério César Pereira de Araújo, por ministrar excelentes disciplinas que foram essenciais para a reflexão estabelecida neste estudo, além, é claro, da orientação deste trabalho. Obrigado por toda a paciência e dedicação.

Aos professores Francisco José Tabosa e Nicolino Trompieri, por aceitarem fazer parte dessa banca e pelas contribuições ao trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Economia Rural, pela grande contribuição com minha formação profissional.

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

## RESUMO

A análise de ecoeficiência é uma ferramenta que tem sido crescentemente utilizada para mensurar a relação entre maximização da produção e minimização de externalidades ambientais. De modo a investigar o comportamento da economia agropecuária e seu nível de impacto ambiental no Brasil, o presente trabalho se divide em dois artigos: o primeiro tem como objetivo analisar a ecoeficiência agropecuária no Brasil, por Unidade Federativa (UF), a partir da inserção de emissões de gás carbônico equivalente (CO<sub>2</sub>e) como variável indesejada. A metodologia aplicada foi a Análise Envoltória de Dados Baseada em Folgas (DEA-SBM) e o índice de produtividade verde Malmquist-Luenberger, para os anos de 2006 e 2017. Os dados, de natureza secundária, foram extraídos do Censo Agropecuário (IBGE) e do Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG V8.0). Os principais resultados indicam que UFs da região Norte possuem menor ecoeficiência relativa e que, apesar da melhoria na produtividade verde na maior parte das UFs brasileiras, ainda é possível haver redução na emissão de gases de efeito estufa sem comprometimento da produção agropecuária. O segundo artigo teve por objetivo analisar a ecoeficiência nos municípios da Amazônia Legal e identificar seus possíveis fatores de influência: renda, cobertura florestal, nível educacional e gastos públicos em educação, gestão ambiental e agricultura. A metodologia utilizada foi a análise em dois estágios DEA-SBM e regressão Tobit. Os dados foram obtidos através do Censo Agropecuário de 2017, do SEEG V8.0, do Sistema de Contas Nacionais (IBGE), do Sistema de Informações Contábeis e Fiscais do Setor Público Brasileiro (Secretaria do Tesouro Nacional), além do Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (Prodes). Os resultados apontam para uma relação positiva entre ecoeficiência e as variáveis renda, nível educacional e gastos com educação, enquanto as variáveis gastos com agricultura e gestão ambiental apontam para uma influência negativa; a variável de cobertura florestal não foi estatisticamente significativa.

**Palavras-chave:** produtividade; ecoeficiência; impacto ambiental; Amazônia; agricultura; pecuária.

## ABSTRACT

Eco-efficiency analysis is a tool that has been increasingly used to measure the relationship between maximizing production and minimizing environmental externalities. In order to investigate the behavior of the agricultural economy and its level of environmental impact in Brazil, the present work is divided into two articles: the first aims to analyze the agricultural eco-efficiency in Brazil, by Federative Unit (FU), from the insertion emissions of carbon dioxide equivalent (CO<sub>2</sub>e) as an unwanted variable. The methodology applied was the Slacks Based Measure in Data Envelopment Analysis (SBM-DEA) and the Malmquist-Luenberger green productivity index, in the years 2006 and 2017. The data of secondary source was withdrawn from the Agricultural Census (IBGE) and the Agricultural Estimation System. Greenhouse Gas Emissions (SEEG V8.0). The main results indicate that FUs in the northern region have lower relative eco-efficiency, and that despite the improvement in green productivity in most Brazilian FUs, it is still possible to reduce the emission of greenhouse gases without compromising agricultural production. The second article aimed to analyze eco-efficiency in the municipalities of the Legal Amazon and identify its possible influencing factors: income, forest cover, educational level and public spending on education, environmental management and agriculture. The methodology used was the DEA-SBM two-stage analysis and Tobit regression. Data were obtained through the 2017 Agricultural Census, SEEG V8.0, the System of National Accounts (IBGE), the Accounting and Tax Information System of the Brazilian Public Sector (National Treasury Department), in addition to the Monitoring Project for the Brazilian Public Sector. Deforestation in the Legal Amazon by Satellite (Prodes). The results point to a positive relationship between eco-efficiency and the variables income, educational level and education spending, while the variables of spending on agriculture and environmental management point to a negative influence, the variable of forest cover was not statistically significant.

**Keywords:** productivity; eco-efficiency; environmental impact; Amazônia; agriculture; livestock.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Participação dos setores no perfil das emissões brasileiras .....	20
Figura 2 – Ecoeficiência agropecuária para as UFs (2006).....	42
Figura 3 – Ecoeficiência agropecuária para as UFs (2017).....	43
Figura 4 – Ecoeficiência agropecuária para as UFs considerando emissões de MUT (2006).....	43
Figura 5 – Ecoeficiência agropecuária para as UFs considerando emissões de MUT (2017).....	44
Figura 6 – Histograma de índices de ecoeficiência dos municípios da Amazônia Legal .....	60
Gráfico 1 – Pessoal ocupado na agropecuária nos anos 2006/2017 .....	32
Gráfico 2 – Terras agricultáveis nos anos 2006/2017 .....	34
Gráfico 3 – Quantidade de tratores nos anos 2006/2017 .....	35
Gráfico 4 – Valor da produção agropecuária nos anos 2006/2017 (mil R\$).....	36
Gráfico 5 – Emissões agropecuárias nos anos 2006/2017 (tCO <sub>2</sub> e).....	37
Gráfico 6 – Emissões de MUT anos 2006/2017 (tCO <sub>2</sub> e).....	38
Quadro 1 – Definição das variáveis dos modelos.....	30

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação dos níveis de Ecoeficiência Agropecuária.....	29
Tabela 2 – Valores de conversão de diferentes GEEs para carbono equivalente (CO <sub>2</sub> e) .....	32
Tabela 3 – Estatística descritiva das variáveis descritoras das DMUs (UFs).....	33
Tabela 4 – Resultado do Índice de Ecoeficiência Agropecuária das Unidades Federativas (2006-2017).....	39
Tabela 5 – Resultado do índice Malmquist-Luenberger (2006-2017). .....	45
Tabela 6 – Descrição das variáveis por categoria.....	55
Tabela 7 – Descrição das Variáveis e Indicadores .....	58
Tabela 8 – Estatística descritiva das variáveis utilizadas no modelo DEA-SBM .....	59
Tabela 9 – Ecoeficiência dos municípios da Amazônia Legal - média, por UF .....	60
Tabela 10 – Resultados da Regressão Tobit.....	61

## LISTAS DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
CAIs	Complexos agroindustriais
CH <sub>4</sub>	Gás metano
CKA	Curva de Kuznets Ambiental
CO <sub>2</sub>	Gás carbônico
CO <sub>2</sub> e	Gás carbônico equivalente
COP 15	15ª Conferência das Partes
DEA	Análise Envoltória de Dados
DMU	Unidade de Tomada de Decisão
GEEs	Gases de Efeito Estufa
H <sub>2</sub> O	Vapor de água
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ILP	Integração lavoura-pecuária
N <sub>2</sub> O	Óxido Nitroso
OCDE	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
Pronap	Programa Nacional de Pastagens
PTF	Produtividade total de fatores
SBM	<i>Slacks Based Model</i>
SEEG	Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa
SPD	Sistema Plantio Direto
USAID	Agência Americana para o Desenvolvimento Internacional
MUT	Mudança de Uso da Terra

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	13
<b>CAPÍTULO 1 – ECOEFICIÊNCIA AGROPECUÁRIA BRASILEIRA: UMA ANÁLISE POR UNIDADE FEDERATIVA (2006-2017)</b> .....	15
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	15
<b>2 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	19
<b>2.1 A agropecuária brasileira e as mudanças climáticas</b> .....	19
<b>2.2 Conceito de ecoeficiência</b> .....	20
<b>2.3 Mensuração da ecoeficiência na agropecuária</b> .....	21
<b>3 METODOLOGIA</b> .....	25
<b>3.1 Análise Envoltória de Dados Baseada em Folgas (DEA-SBM)</b> .....	25
<b>3.2 Índice de Produtividade Malmquist-Luenberger</b> .....	27
<b>3.3 Modelo empírico do DEA-SBM</b> .....	29
<b>3.4 Dados e variáveis</b> .....	30
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	33
<b>4.1 Estatística descritiva</b> .....	33
<b>4.2 Índices de ecoeficiência</b> .....	38
<b>4.3 Índice Malmquist-Luenberger</b> .....	45
<b>5 CONCLUSÕES</b> .....	47
<b>CAPÍTULO 2 – ECOEFICIÊNCIA AGROPECUÁRIA E FATORES DE INFLUÊNCIA DOS MUNICÍPIOS DA AMAZÔNIA LEGAL</b> .....	48
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	48
<b>2 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	51
<b>2.1 Fatores condicionantes para o crescimento da ecoeficiência agropecuária</b> .....	51
<b>2.2 Crescimento econômico e ecoeficiência agropecuária</b> .....	51
<b>2.3 Ecoeficiência e recursos naturais</b> .....	52
<b>2.4 Educação e ecoeficiência agropecuária</b> .....	52
<b>2.5 Gasto público e ecoeficiência agropecuária</b> .....	53
<b>2.6 Ecoeficiência agropecuária na Amazônia brasileira</b> .....	53
<b>3 METODOLOGIA</b> .....	55
<b>3.1 Descrição das variáveis utilizadas</b> .....	55
<b>3.2 Modelo DEA-SBM</b> .....	56
<b>3.3 Modelo de regressão</b> .....	57
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	59

<b>4.1 Estatística descritiva.....</b>	<b>59</b>
<b>4.2 Índice de ecoeficiência .....</b>	<b>59</b>
<b>5 CONCLUSÕES.....</b>	<b>63</b>
<b>CONCLUSÃO GERAL .....</b>	<b>64</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>65</b>
<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>73</b>
<b>APÊNDICE B.....</b>	<b>75</b>
<b>APÊNDICE C .....</b>	<b>76</b>
<b>APÊNDICE D .....</b>	<b>80</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

Em 2050, estima-se que a população mundial terá alcançado o patamar de 9,7 bilhões, o que significa um incremento de 3 bilhões de pessoas na demanda por uma variedade de produtos e serviços, em apenas 30 anos. Adicionado a isso, as evidências científicas apontam para os riscos futuros e os impactos potenciais decorrentes dos efeitos das mudanças climáticas, que poderão afetar negativamente a produção de alimentos (DESA, 2019; IPCC, 2019).

No Brasil, as atividades do setor agropecuário são as principais contribuintes para as mudanças climáticas e, ao mesmo tempo, são especialmente vulneráveis aos seus impactos, devido à forte dependência que a agricultura tem para com os serviços ecossistêmicos. A agropecuária e as mudanças no uso do solo são responsáveis por 71,5% das emissões de gases de efeito estufa (GEEs) (ALBUQUERQUE *et al.*, 2020).

Para lidar com o iminente esgotamento de diversos recursos naturais, aliado a problemas decorrentes do excesso de resíduos gerados no planeta por um consumo em crescimento, alternativas que reduzam a pegada ecológica<sup>1</sup> da humanidade têm sido pensadas em diversos campos de conhecimento.

Nesse contexto, a ecoeficiência proposta por Schaltegger e Stum (1990) tem, gradualmente, sido usada como ferramenta analítica para mensurar o desenvolvimento sustentável (WU *et al.*, 2022). Em 1998, a Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) definiu ecoeficiência como “a eficiência com a qual os recursos ecológicos são usados para atender às necessidades humanas”, significando que, à medida que o valor dos resultados econômicos cresce, os impactos ambientais diminuem (PICAZO-TADEO; GÓMEZ-LIMÓN; REIG-MARTÍNEZ, 2011). Segundo o *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD), a ecoeficiência é um conceito que tem como objetivo encorajar as empresas a se tornarem, simultaneamente, mais competitivas e ambientalmente responsáveis (WBCSD, 2000).

Reconhecendo os riscos e impactos da mudança climática sobre o desempenho econômico e ecológico brasileiro, este estudo tem como foco a mensuração da ecoeficiência com relação a fatores determinantes da mudança climática, particularmente as emissões de

---

<sup>1</sup> “A Pegada Ecológica é uma metodologia de contabilidade ambiental que avalia a pressão do consumo das populações humanas sobre os recursos naturais. Expressada em hectares globais (gha), permite comparar diferentes padrões de consumo e verificar se estão dentro da capacidade ecológica do planeta. Um hectare global significa um hectare de produtividade média mundial para terras e águas produtivas em um ano.” (WWF, 2020).

GEEs e o desmatamento, os quais têm papel importante sobre o desempenho do desenvolvimento sustentável do Brasil.

Esta dissertação, na forma de série de artigos, aborda duas questões que têm atraído a atenção da sociedade brasileira. O primeiro trata da relação entre a produtividade agropecuária brasileira e a necessidade de avanços nas ações mitigadoras de GEEs, a qual impõe o seguinte questionamento: qual é o nível de ecoeficiência da agropecuária brasileira, por unidade federativa (UF), tomando as emissões de GEEs como um fator determinante de ineficiência produtiva?

A segunda questão parte da relação entre a produção agropecuária no bioma amazônico e as suas externalidades ambientais, a qual levanta a seguinte pergunta: qual é o nível de ecoeficiência da agropecuária na região da Amazônia Legal, considerando as emissões de GEEs dos seus municípios e o desmatamento como fatores de ineficiência?

Para responder a essas questões, utiliza-se a análise de ecoeficiência, a qual requer a mensuração de fronteiras de ecoeficiência, por meio das quais se mensura o nível de ineficiência das unidades de tomada de decisão (DMU, sigla em inglês para *Decision Making Unit*).

Esta dissertação está dividida, além desta seção introdutória, em dois capítulos; por último, apresenta-se uma seção de considerações finais. O primeiro capítulo corresponde ao primeiro artigo, que trata da análise de ecoeficiência da agropecuária brasileira, tendo as emissões de GEEs como fator de ineficiência. O segundo capítulo corresponde ao segundo artigo, que analisa a ecoeficiência agropecuária da região amazônica do país considerando o desmatamento, emissões de GEEs e possíveis fatores de influência. Por fim, as considerações finais são apresentadas na última seção, a qual tem como objetivo fazer uma síntese e análise dos resultados obtidos nos dois primeiros capítulos.

## CAPÍTULO 1 – ECOEFICIÊNCIA AGROPECUÁRIA BRASILEIRA: UMA ANÁLISE POR UNIDADE FEDERATIVA (2006-2017)

### 1 INTRODUÇÃO

O crescimento da população global e da demanda por alimentos e *commodities* impulsionou o aumento substancial da oferta agropecuária global nas últimas quatro décadas, especialmente nas economias em desenvolvimento, como o Brasil. Accioly e Monteiro (2011) demonstraram que, além da vantagem do seu capital natural diverso e relativamente abundante, o Brasil respondeu à demanda internacional principalmente devido aos avanços tecnológicos na produção.

Segundo dados do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), o Valor Bruto da Produção Agropecuária (VBP) brasileira, no ano de 2020, alcançou a cifra de R\$ 871,3 bilhões, tornando-se o maior da série histórica nos últimos 32 anos. Mesmo diante do cenário pandêmico de SARS-CoV-2, a agropecuária brasileira foi o único setor que registrou alta de 2%, elevando sua participação no PIB de 5,1%, em 2019, para 6,8%, em 2020. De acordo com o MAPA, as exportações do agronegócio registraram valor recorde em maio de 2020, chegando a 60,9% do total exportado pelo país, sendo a soja e carnes os principais produtos exportados (VALOR, 2021; EXPORTAÇÕES, 2020).

O crescimento da produção agropecuária brasileira, apesar de gerar divisas significativas à balança comercial, também tem impactos negativos ao meio ambiente. No Brasil, a expansão da fronteira agrícola tem sido associada ao desmatamento de matas e florestas. De acordo com Lapola *et al.* (2014), a produção de carne bovina tem ocupado entre 60% e 80% das terras desmatadas na Amazônia, o que resulta em emissões de GEEs decorrentes da mudança no uso da terra e da agropecuária.

No Brasil, o setor de Mudança de Uso da Terra (MUT), em 2018, representou o maior volume de emissões, sendo responsável por cerca de 40% do gás carbônico emitido (ALBUQUERQUE *et al.*, 2020). Já o setor agropecuário ficou na segunda posição, emitindo 492 milhões de toneladas em termos de gás carbônico equivalente<sup>2</sup> (CO<sub>2</sub>e), o que corresponde a 30% do total das emissões brasileiras no período.

---

<sup>2</sup> O dióxido de carbono equivalente é o resultado da multiplicação das toneladas emitidas de GEEs pelo seu potencial de aquecimento global. Por exemplo, o potencial de aquecimento global do gás metano é 21 vezes maior do que o potencial do gás carbônico (CO<sub>2</sub>). Portanto, diz-se que o CO<sub>2</sub> equivalente do metano é igual a 21 (IPAM, 2015).

Apesar de a agropecuária e MUT serem setores diferentes para o cálculo da emissão de GEEs, ambos possuem relação com o setor agropecuário – o primeiro de forma direta e o segundo, indireta. As emissões de MUT podem representar parte significativa da pegada de carbono de produtos agrícolas, especialmente de países em desenvolvimento que ainda enfrentam expansão agrícola, como é o caso do Brasil (CASTANHEIRA; FREIRE, 2013; SEARCHINGER *et al.*, 2008).

A contínua e crescente taxa de emissões do setor agropecuário brasileiro contribui para alterações nos ciclos biogeoquímicos da Terra. Tais alterações geram um aumento da temperatura global e intensificam os efeitos climáticos extremos, que, entre seus impactos, têm gerado um aumento na mortalidade das árvores da Amazônia, resultado que contribui para a mudança no ciclo do carbono ao longo dos anos (FONTES; CHAMBERS; HIGUCHI, 2018).

Até o ano corrente, a floresta amazônica tem sido considerada uma zona neutra de carbono, ou seja, possui fluxo líquido de carbono igual a zero. Porém, as fontes de emissões de carbono na Amazônia, decorrentes de fatores antrópicos (*e.g.*, incêndios florestais) e mudanças climáticas, mais que dobram os sumidouros de carbono (BRANDO *et al.*, 2020).

No intuito de tornar a agropecuária ambientalmente eficiente, são pensadas alternativas que garantam o ganho de produtividade a partir da incorporação de progresso técnico, tais como técnicas de cultivo, integração lavoura-pecuária, recuperação de pasto e tecnologias de irrigação (SAATH; FACHINELLO, 2018).

Em 2012, foi estabelecido o Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura, resultado de acordo voluntário na 15ª Conferência das Partes (COP 15). O governo brasileiro se comprometeu em reduzir, pelo menos, 30% das suas emissões de GEEs projetadas para 2020.

Para alcançar essa meta, foram firmadas as seguintes ações: a redução de 80% da taxa de desmatamento na Amazônia e de 40% no Cerrado e a recuperação de pastagens atualmente degradadas; a promoção ativa da integração lavoura-pecuária (ILP); a ampliação do uso do Sistema Plantio Direto (SPD); e a Fixação Biológica de Nitrogênio (FBN) (BRASIL, 2012).

Dessa forma, as metas definidas nos acordos internacionais estabelecem um duplo desafio para o Brasil: primeiro, o de intensificar a produção e, segundo, o de reduzir o impacto ambiental. Segundo a OCDE, a ecoeficiência é “a eficiência com a qual os recursos ecológicos são usados para atender às necessidades humanas”, significando que, à medida que o valor dos resultados econômicos cresce, os impactos ambientais diminuem (PICAZO-TADEO; GÓMEZ-LIMÓN; REIG-MARTÍNEZ, 2011).

Portanto, observa-se a aplicação do conceito de ecoeficiência ao contexto brasileiro e sua mensuração para aferir o desempenho ecológico da economia e auxiliar na elaboração de políticas ambientais. O Brasil tem deficiência de indicadores econômico-ambientais que avaliem a agropecuária considerando a busca da sociedade por satisfazer níveis crescentes de consumo e obtenção simultânea de qualidade ambiental.

A mensuração da ecoeficiência tem sido feita em várias escalas no intuito de compreender o desempenho dos setores produtivos de estados e países. Para isso, segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), as ações visando à melhoria do uso dos recursos, agroecossistemas, meios de subsistência, resiliência e governança são orientadas pelos princípios de desenvolvimento sustentável, em que as dimensões econômicas, sociais e ambientais se complementam (FAO, 2016).

Diante do exposto, este capítulo tem como foco investigar a relação entre a produção da agropecuária brasileira e as emissões de GEEs. Para isso, o objetivo do estudo é mensurar a ecoeficiência da agropecuária brasileira, considerando as emissões de GEEs como fator de ineficiência. Especificamente, o estudo se propõe a mensurar e analisar o índice de ecoeficiência e de variação de produtividade. A análise de ecoeficiência é feita em escala nacional, por UF, e as hipóteses de pesquisa são as seguintes: 1. É possível reduzir a emissão de GEEs na agropecuária brasileira mantendo o nível de produção atual; e 2. Entre 2006 e 2017, de maneira geral, houve aumento de ecoeficiência e da produtividade verde entre as referidas unidades, dado que o Brasil tem se comprometido com políticas de redução de GEEs no setor econômico agropecuário.

Para realizar a análise de ecoeficiência, são estimadas fronteiras de ecoeficiência, que representam a fronteira de produção técnico-ecológica contra a qual as unidades de tomada de decisão (estados) são comparadas. Para isso, foi utilizada a Análise Envoltória de Dados Baseada em Folgas (DEA-SBM), com o objetivo de construir um índice de ecoeficiência e o índice de produtividade verde Malmquist-Luenberger, que permitem a comparação relativa entre as UFs nos períodos definidos.

Os dados de produção agropecuária e emissões de GEEs cobrem os anos de 2006 e 2017. O período de análise foi escolhido em função da disponibilidade de dados de emissões de GEEs e dos fatores de produção para a agropecuária.

Este capítulo é subdividido em quatro seções, além desta introdução, na qual se definiu o problema e apresentaram-se os objetivos do estudo. A segunda seção contempla o referencial teórico, em que se apresenta o estado da arte da ecoeficiência de acordo com a literatura nacional e internacional. A terceira seção trata da metodologia utilizada, na qual são

apresentados os métodos de análise de ecoeficiência. Na quarta seção, apresentar-se-ão as estimativas dos índices de ecoeficiência, seguidas da análise dos principais determinantes de ecoeficiência na escala investigada. A última seção conclui o capítulo apresentando as considerações finais do estudo.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

Nesta seção, apresentam-se a situação da agropecuária brasileira e suas emissões de gases de efeito estufa, o desenvolvimento do conceito de ecoeficiência e as diferentes pesquisas sobre ecoeficiência com enfoque para o setor agropecuário.

### 2.1 A agropecuária brasileira e as mudanças climáticas

A produção agropecuária brasileira é um fator determinante para a segurança alimentar global. Segundo as Estimativas de Apoio ao Produtor e ao Consumidor da OCDE (OECD, 2020), o Brasil corresponde ao terceiro maior exportador de alimentos agropecuários do mundo, podendo alcançar a primeira posição até o ano de 2024.

Ainda segundo o relatório de perspectivas agrícolas da OCDE, o Brasil continuará ampliando seu peso no comércio agrícola mundial, em função da crescente demanda por alimentos para consumo humano e animal tanto no mercado interno quanto no externo.

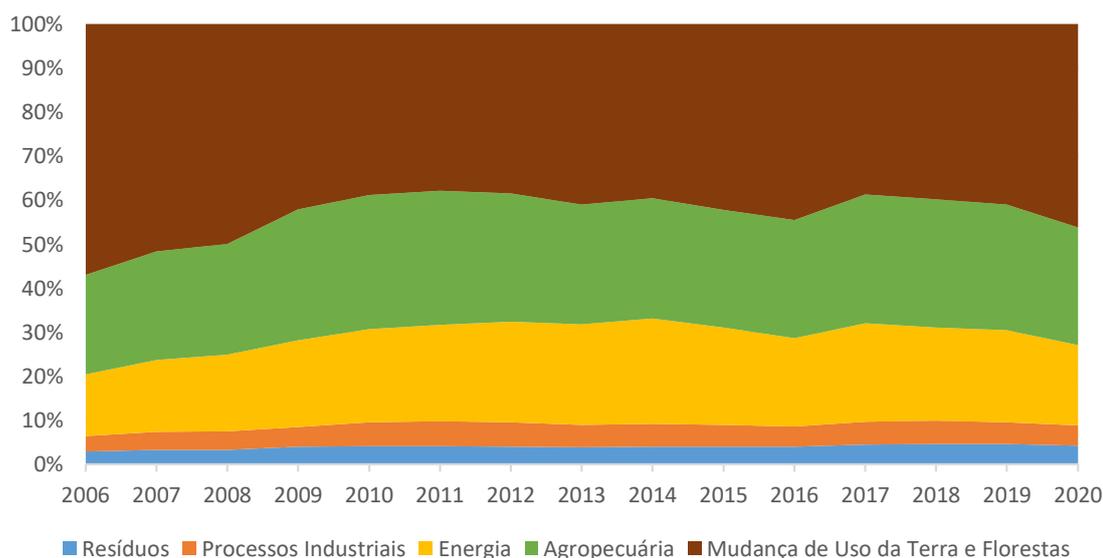
Apesar desse cenário favorável, projeções de aquecimento global estimam quadros de perda de produtividade para a agropecuária brasileira. Zilli *et al.* (2020) projetam cenários de queda na produção de soja e milho até 2050, principalmente nas regiões de latitudes mais baixas do Brasil, caso do Matopiba (Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia).

A perda produtiva já ocorre, ainda que de maneira menos perceptível. De acordo com Flach *et al.* (2021), em 2012, a perda de receita de soja devido ao calor extremo por perda de vegetação nativa atingiu uma média de \$ 99 (2005 USD) por hectare.

Ainda que o setor agropecuário seja diretamente dependente de serviços ecossistêmicos, considerando que um dos serviços prestados pelos ecossistemas tropicais é ajudar a regular temperaturas extremas, a conversão de ecossistemas associada à expansão agrícola pode aumentar esses riscos climáticos (FLACH *et al.*, 2021; ZSCHEISCHLER *et al.*, 2018).

Os principais setores responsáveis pela emissão de GEEs no Brasil, segundo dados do Sistema de Emissão de Gases de Efeito Estufa (SEEG, 2020), dividem-se conforme apresentado na Figura 1. O setor de MUT é o maior emissor de GEEs, respondendo, em média, por 43% das emissões. O setor agropecuário é o segundo maior emissor, o que representa, em média, 28%. Importante salientar que ambos os setores estão relacionados à atividade agropecuária, ainda que o setor de MUT apresente relação indireta.

Figura 1 – Participação dos setores no perfil das emissões brasileiras



Fonte: SEEG (2020).

São diversas as formas de emissão de GEEs na agropecuária. Estimativas do Observatório do Clima, para o ano de 2020, apontavam que, no setor agropecuário, a maior parte das emissões (64,6%) seria advinda da atividade pecuária por fermentação entérica. A emissão por manejo de solos corresponderia a 28,8% e derivaria, principalmente, do incremento de nitrogênio nos solos. Outras emissões relevantes são o manejo de dejetos de animais (4,7%), o cultivo de arroz (1,8%) e a queima de resíduos agrícolas (0,1%). Desmatamentos e queimadas de vegetação remanescente representam as chamadas emissões indiretas do setor agropecuário e compõem o setor de MUT, com, respectivamente, 93% e 7% (SISTEMA DE ESTIMATIVA DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA, 2020).

## 2.2 Conceito de ecoeficiência

A eficiência econômica e ecológica, mais conhecida como ecoeficiência, surge da preocupação em tornar a ideia de sustentabilidade mais tangível e aplicável enquanto meta produtiva. O conceito de ecoeficiência foi introduzido na literatura acadêmica por Schaltegger e Sturm (1990), que tinham como objetivo discutir a racionalidade ecológica no mundo corporativo e propor critérios para desenvolvê-la por meio de instrumentos de tomada de decisão.

O termo somente ganha ampla notoriedade após a criação do *Business Council for Sustainable Development* (BCSD) e a publicação do livro intitulado *Mudando de rumo*, de

autoria de Schmidheiny e Timberlake (1992), divulgado na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), também chamada de Cúpula da Terra, que ocorreu no Rio de Janeiro, em 1992.

A ecoeficiência é definida pelo BCSD como a produção de bens e serviços, com preços competitivos, que atenda às necessidades humanas e traga qualidade de vida, ao mesmo tempo que reduza os impactos ambientais e a intensidade de uso dos recursos, considerando todo o ciclo de vida, e em linha com a capacidade de carga da Terra (ANDRACA; MCCREADY, 1993).

Schaltegger e Burritt (2017) diferenciaram os conceitos de ecoeficiência e eficiência ecológica. Segundo os autores, a eficiência ecológica consiste em mensurar a relação entre o produto produzido e o impacto ambiental associado ao longo do ciclo de vida desse produto. Por sua vez, a ecoeficiência representa o processo produtivo de maneira mais ampla e analisa o nível de impacto ambiental associado, gerado pela produção em um período no tempo, para que se possa identificar a relação entre desempenho econômico e desempenho ambiental.

Diversos autores têm procurado considerar insumos ou subprodutos indesejados na análise de eficiência, ampliando o campo de investigação científica da ecoeficiência em diversos setores econômicos e a partir de várias abordagens, que buscam compreender desde o turismo nas cidades costeiras da China, até a produção de veículos elétricos nos Estados Unidos e a inovação agrícola de países em desenvolvimento (GROVERMANN *et al.*, 2019; LIU; ZHANG; FU, 2017; ONAT; KUCUKVAR; AFSHAR, 2019).

Segundo Suzigan (2020), pesquisas sobre ecoeficiência agropecuária passaram a ganhar maior atenção a partir de 2003 e o número de publicações sobre o tema tem aumentando significativamente desde 2010. Caiado *et al.* (2017) observaram que a agricultura está entre os principais setores aos quais o conceito de ecoeficiência tem sido aplicado.

### **2.3 Mensuração da ecoeficiência na agropecuária**

A mensuração da ecoeficiência pode ser feita por uma ampla variedade de métodos, desde a construção de indicadores simples até o uso de modelos complexos. As metodologias mais amplamente utilizadas são a Avaliação do Ciclo de Vida (LCA) e a Análise Envoltória de Dados (DEA), de forma independente ou combinada (GOVINDAN *et al.*, 2014).

A LCA é utilizada para avaliar o impacto ambiental das entradas e saídas de uma unidade produtiva ao longo de todo o seu ciclo de vida (ISO14040:2006). Segundo Viaggi (2015), a LCA tem sido empregada especialmente em abordagens de impacto da inovação de

produtos e na pesquisa aplicada a questões como bioeconomia e economia circular, por detalhar o ciclo produtivo e seus impactos.

O método DEA avalia a ecoeficiência entre unidades tomadoras de decisão (DMUs, da sigla em inglês *Decision Making Units*), a partir da estimação não paramétrica da fronteira de produção (COELLI *et al.*, 2005). Esse método avalia, portanto, a eficiência de maneira relativa, tendo como objetivo minimizar a relação entre o impacto ambiental e a produção de bens e serviços.

Pesquisas recentes têm mensurado a ecoeficiência por meio de técnicas que combinam LCA e DEA, como proposto por Lozano *et al.* (2009). Usando essa abordagem, Rybaczewska-Błażejowska e Gierulski (2018) mensuraram a ecoeficiência agrícola para os países da União Europeia (EU), enquanto Masuda (2016) investigou a ecoeficiência na produção de trigo, no intuito de alcançar uma agricultura sustentável no Japão.

No Brasil, o método LCA foi utilizado em estudos que avaliaram a ecoeficiência de culturas específicas do setor agropecuário. Pinto (2018), por exemplo, analisou a produção sucroalcooleira no Piauí, a partir do inventário do ciclo de vida do etanol e do açúcar do estado.

Segundo Claudino e Talamini (2013), existe carência de inventários que forneçam dados sobre avaliação de ciclo de vida dos insumos e produtos brasileiros. Essa deficiência tem criado dificuldades para uma avaliação mais detalhada da cadeia de suprimentos de diferentes produtos agrícolas e pecuários, que permita a análise LCA agregada do setor agropecuário nacional.

Na literatura brasileira, a maioria dos estudos de ecoeficiência da agropecuária utilizou a DEA. Em grande parte desses trabalhos, os municípios são tomados como DMUs, no modelo DEA, sendo incipiente o uso das UFs (estados) como DMUs. Os censos agropecuários são a principal fonte de dados para a análise de ecoeficiência, seja por serem a fonte de dados oficiais, seja pela disponibilidade de variáveis relevantes.

Os trabalhos recentes de ecoeficiência levam em conta tanto os produtos (*outputs*) desejáveis quanto os indesejáveis. A maior parte dos estudos sobre ecoeficiência da agropecuária utiliza apenas um *output* desejado, como Valor Adicionado da Produção e Produto Interno Bruto.

As saídas (*outputs*) indesejáveis são consideradas externalidades negativas do processo produtivo. Nicholson e Snyder (2014) definem externalidades como custos que afetam as relações entre agentes, sejam eles empresas ou pessoas, e que não são adequadamente capturados pelos preços de mercado. Portanto, não são condicionados a qualquer compensação ou qualquer acordo firmado.

Considerando que as externalidades negativas podem variar conforme cada realidade local, as pesquisas que analisam a ecoeficiência possuem relativa flexibilidade entre as variáveis de impacto ambiental escolhidas. Exemplos de produtos indesejáveis são as emissões de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e desmatamento.

Ao analisar a agricultura chinesa, por exemplo, Yang e Li (2017) utilizaram como indicador indesejado o gasto com água, enquanto Huang *et al.* (2018) consideraram dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) e demanda química de oxigênio (DQO). Neste trabalho, as emissões de CO<sub>2</sub> e dos setores agropecuário e da MUT são consideradas as saídas indesejáveis.

As escalas investigadas comparam desde empreendimentos locais até a relação entre países. Grovermann *et al.* (2019) investigaram as propriedades dos sistemas de inovação e sua contribuição para o aumento da ecoeficiência na agricultura de 79 países em desenvolvimento.

Padrão *et al.* (2012) realizaram um estudo voltado para um bioma brasileiro específico, a Amazônia Legal, em que relacionam a eficiência técnica e ambiental da produção agrícola e o custo de oportunidade do Código Florestal Brasileiro.

Rosano-Peña e Daher (2015) analisaram a ecoeficiência e a sustentabilidade da agricultura do Brasil através das UFs, considerando variáveis de impacto ambiental como *outputs* indesejáveis.

As abordagens DEA que permitem variáveis de saídas indesejadas estão ganhando cada vez mais espaço na produção científica, devido à possibilidade de se estimar a eficiência considerando externalidades negativas da produção.

Outro aspecto importante a ser considerado nos estudos de ecoeficiência diz respeito à natureza do modelo, se radial ou não radial. O modelo não radial possui a vantagem de eliminar o problema de viés das folgas presente no modelo DEA radial (tradicional), por isso mostra-se mais efetivo para se mensurar a *performance* ambiental (ZHOU; POH; ANG, 2007).

O viés das folgas pode levar a uma conclusão errônea quanto à eficiência de uma DMU. Isso ocorre porque, no modelo DEA radial, para se chegar na fronteira, trata-se a eficiência de forma equiproporcional, entre os *inputs* e *outputs*, ou seja, a eficiência é estimada por meio de uma projeção radial a partir da fronteira.

Na prática, o problema reside no fato de que as entradas e saídas, na maioria das vezes, não se movem proporcionalmente, como no caso de bens substitutos. Para Hernández-Sancho, Molinos-Senante e Sala-Garrido (2011), a abordagem DEA radial pode ser incapaz de quantificar excessos nos insumos individuais ou a produção de saídas indesejadas e, simultaneamente, o déficit em produtos desejados, deixando de capturar a ineficiência produtiva real.

Em contraposição, o modelo DEA não radial permite que a eficiência seja calculada a partir da menor distância que a DMU precisa percorrer até chegar na fronteira de produção. Também pode ser trabalhado com ou sem orientação pré-definida, portanto torna possível maximizar *outputs* desejáveis e minimizar *inputs* e *outputs* indesejáveis ao mesmo tempo (TONE, 2004; FÄRE; GROSSKOPF, 2010). Tais características permitem uma avaliação matemática que considere dois objetivos, como aumento de prosperidade econômica e redução adequada de impactos ambientais.

Até onde se sabe, desconhecem-se estudos que se proponham a avaliar a ecoeficiência agropecuária brasileira a partir de modelos DEA não radiais baseados em folga. Nesse sentido, este estudo tem como foco a mensuração da ecoeficiência brasileira, utilizando a Análise Envoltória de Dados Baseada em Folgas (DEA-SBM).

Além de análises de ecoeficiência por estática comparativa através de modelos DEA-SBM, são comuns estudos que usam métodos complementares para medir a variação da produtividade entre períodos. O índice Malmquist-Luenberger foi usado por Yang, Wang e Bin (2022) para analisar a redução da emissão de carbono e as mudanças nos fatores de produção por trás da ecoeficiência agrícola chinesa. Os autores identificaram mudanças no mecanismo de crescimento desde 2010, especialmente devido ao progresso técnico agrícola.

### 3 METODOLOGIA

Esta seção apresenta a metodologia da pesquisa, na qual se incluem a descrição do método de análise e a definição e coleta das variáveis. Dois métodos são utilizados neste estudo: o DEA-SBM, que estima os escores de ecoeficiência, e o Índice de Malmquist-Luenberger, que permite avaliar a Produtividade Total dos Fatores.

#### 3.1 Análise Envoltória de Dados Baseada em Folgas (DEA-SBM)

A Análise Envoltória de Dados Baseada em Folgas (DEA-SBM) foi o método selecionado para construir a fronteira de produção agropecuária brasileira em nível de UF, dividida em dois períodos de análise, 2006 e 2017.

O modelo DEA-SBM aqui utilizado adotou como pressuposto uma fronteira de eficiência orientada pelo produto (FARRELL, 1957) com retornos constantes de escala (CRS) (CHARNES; COOPER; RHODES, 1978). A fronteira considera como *output* indesejável as emissões de CO<sub>2</sub>e, sendo esta uma variável ambiental (TONE, 2001, 2004).

O modelo DEA é uma abordagem não paramétrica que utiliza a programação linear para estimar escores de eficiência técnica para as DMUs, tendo como referência as DMUs que formam a fronteira de eficiência (COELLI *et al.*, 2005). O modelo DEA-SBM (TONE, 2001) estima os escores das DMUs por meio da maximização das folgas de entrada e saída de cada DMU, diferindo do DEA radial pelo fato de as folgas no SBM fazerem parte do próprio cálculo da eficiência.

A função objetivo do SBM relaciona a soma das folgas de entrada no numerador com a soma das folgas de saída no denominador. A razão das somas das entradas e saídas resulta em uma medida agregada de todas as ineficiências que uma DMU pode exibir. Em outras palavras, o SBM pesa as folgas de entrada e de saída na função objetivo com as respectivas entradas usadas e saídas produzidas por cada DMU.

O SBM é indiferente quanto às unidades de medida das variáveis, ou seja, o valor da pontuação de ineficiência agregada de uma DMU é independente das unidades em que as entradas e saídas são medidas, desde que essas unidades sejam iguais para todas as DMUs. Para cada DMU, o SBM retorna uma pontuação de eficiência restrita ao intervalo entre 0 e 1.

De acordo com Tone (2004), a aplicação do SBM requer a especificação do SBM e a definição das variáveis indesejáveis originadas de  $n$  DMUs. A construção da fronteira tem como variáveis os insumos, produtos desejáveis e produtos indesejáveis, os quais são

representados pelos seguintes vetores:  $x \in R^m$ ,  $y^g \in R^{S_1}$  e  $y^b \in R^{S_2}$ . Podem-se definir, portanto, as seguintes matrizes:

$$X = [x_1, \dots, x_n] \in R^{m \times n}, \quad (1)$$

$$Y^g = [y_1^g, \dots, y_n^g] \in R^{S_1 \times n}, \quad (2)$$

$$Y^b = [y_1^b, \dots, y_n^b] \in R^{S_2 \times n}. \quad (3)$$

Pressupõe-se que  $X, Y^g$  e  $Y^b > 0$ , e a fronteira de possibilidades de produção (P) é definida por:

$$P = \{(x, y^g, y^b) | x \geq X\lambda, y^g \leq Y^g\lambda, y^b \geq Y^b\lambda, \lambda \geq 0\} \quad (4)$$

A DMUo  $x_0, y_0^g, y_0^b$  é eficiente na presença de saídas indesejáveis se não houver vetor  $(x, y^g, y^b) \in P$ , de modo que  $x_0 \geq x$ ,  $y_0^g \leq Y^g$  e  $y_0^b \geq Y^b$  com, pelo menos, uma desigualdade estrita. Por essa definição, poder-se-á modificar o modelo SBM não radial e não orientado da seguinte forma:

$$\text{Min } \rho^* = \frac{1 - \left(\frac{1}{m}\right) \sum_{i=1}^m s_i y / x_{i0}}{1 + \frac{1}{s_1 + s_2} \left( \sum_{r=1}^{S_1} \frac{s_r^g}{y_{r0}^g} + \sum_{r=1}^{S_2} \frac{s_r^b}{y_{r0}^b} \right)} \quad (5)$$

s. a.

$$x_0 = X\lambda + s^- \quad (6)$$

$$y_0^g = Y^g\lambda - s^g \quad (7)$$

$$y_0^b = Y^b\lambda - s^b \quad (8)$$

$$s^- \geq 0, s^g \geq 0, s^b \geq 0, \lambda \geq 0 \quad (9)$$

onde:  $s^-$  representa a folga de entradas,  $s^g$  a folga de saídas desejadas,  $s^b$  a folga de saídas indesejadas, e  $\lambda$  representa o vetor de pesos. O vetor  $s^- \in R^m$  ilustra os excessos de uso de insumos,  $s^b \in R^{S_2}$  representa os excessos de resultados indesejáveis, enquanto  $s^g \in R^{S_1}$  mostra a escassez em bons resultados. A DMU com  $p^* = 1$  é considerada eficiente mesmo que existam valores de saídas indesejáveis, implicando que todos  $s^-, s^g$  e  $s^b$  são iguais a zero. Em contraste, se  $p^* < 1$ , indicando que a DMU é ineficiente, é preciso ajustar as entradas e saídas desejadas, e reduzir as saídas indesejadas, se a DMU quiser se tornar ambientalmente eficiente.

### 3.2 Índice de Produtividade Malmquist-Luenberger

O Índice de Malmquist, baseado nas funções distância de entradas e saídas de Malmquist (1953), foi introduzido por Caves, Christensen e Diewert (1982) e posteriormente desenvolvido por Farë *et al.* (1994). Tem como objetivo avaliar a Produtividade Total de Fatores de um conjunto de DMUs por meio da razão entre os índices agregados de produção e insumo, respectivamente.

Reconhecendo a necessidade de novas métricas que incorporassem externalidades à análise da produção, Chung, Färe e Grosskopf (1997) desenvolveram o índice Malmquist-Luenberger, que permite o cálculo da produtividade considerando, simultaneamente, a redução da produção indesejável e o aumento da produção desejável.

Färe, Grosskopf e Pasurka (2001) definiram a função de possibilidades de produção, a qual é escrita por Yu *et al.* (2016) como  $P(x) = \{(y^g, y^b) : x \text{ pode produzir } (y^g, y^b)\}$ , sendo a distância direcional:

$$D(x, y^g, y^b; g) = \sup\{\theta : (y^g \cdot y^b) + \theta g \in P(x)\}, \quad (10)$$

onde:  $y^g \in P^J$  é o *output* desejável e  $y^b \in P^K$ , o *output* indesejável, enquanto  $x \in P^I$  são os *inputs*. Observe-se que  $g$  denota o vetor direção em que os *outputs* são escaláveis.

Chung, Färe e Grosskopf (1997) definiram  $g$  como  $g = (g^g, -y^b)$ , ou seja, os produtos desejáveis podem ser aumentados, enquanto as saídas indesejáveis são reduzidas simultaneamente. O parâmetro  $\theta$  é a proporção de expansão de *outputs* desejáveis e a proporção de contração dos *outputs* indesejáveis. I, J, K são o número de *inputs*, *outputs* desejáveis e *outputs* indesejáveis, respectivamente. Nesse modelo, a redução de *outputs* indesejáveis é onerosa, o que significa que *outputs* indesejáveis e *outputs* desejáveis são fracamente disponíveis. Isso é definido como:

$$(y^g, y^b) \in P(x) \text{ e } (0 \leq \theta \leq 1) \text{ implica que } (\theta y^g, \theta y^b) \in P(x) \quad (11)$$

enquanto os *outputs* desejáveis são de livre disposição, ou seja:

$$(y^g, y^b) \in P(x) \text{ e } (y^{g'} \leq y^g) \text{ implica } (\theta y^{g'}, \theta y^b) \in P(x). \quad (12)$$

A produção de *outputs* desejáveis não pode existir sem que haja a produção de algum produto indesejável, como pode ser descrito a seguir:

$$\text{Se } (y^g, y^b) \in P(x) \text{ e } y^b = 0 \text{ então } y^g = 0. \quad (13)$$

Färe, Grosskopf e Pasurka (2001), definem a função de distância na forma que segue:

$$\vec{D}_0(x, y^g, y^b; y^g, -y^b) = \text{Max } \theta, \quad (14)$$

s. a.

$$\sum_{n=1}^N z_n x_{in} \leq x_{i0}; i = 1, 2, \dots, I, \quad (15)$$

$$\sum_{n=1}^N z_n y_{jn}^g \geq y_{j0}^g + \theta y_{j0}^g; j = 1, 2, \dots, J, \quad (16)$$

$$\sum_{n=1}^N z_n y_{kn}^b \geq y_{k0}^b - \theta y_{k0}^b; k = 1, 2, \dots, K, \quad (17)$$

$$z_n \geq 0; \theta \geq 0; n = 1, 2, \dots, N, \quad (18)$$

A função distância é utilizada para o cálculo do índice Malmquist-Luenberger, conforme descrito por Chung, Färe e Grosskopf (1997):

$$ML_t^{t+1} = \left[ \frac{(1 + \vec{D}_0^{t+1}(x^t, y^t, b^t, y^t, -b^t))}{1 + \vec{D}_0^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1}, b^{t+1}, y^{t+1}, -b^{t+1})} \times \frac{(1 + \vec{D}_0^t(x^t, y^t, b^t, y^t, -b^t))}{1 + \vec{D}_0^t(x^{t+1}, y^{t+1}, b^{t+1}, y^{t+1}, -b^{t+1})} \right]^{\frac{1}{2}} \quad (19)$$

O índice Malmquist-Luenberger pode ser decomposto no índice de variação da eficiência técnica (VET) e no índice de variação tecnológica (VT) (CHUNG; FÄRE; GROSSKOPF, 1997):

$$ML_t^{t+1} = VET_t^{t+1} \times VT_t^{t+1} \quad (20)$$

$$VET_t^{t+1} = \frac{(1 + \vec{D}_0^{t+1}(x^t, y^t, b^t, y^t, -b^t))}{1 + \vec{D}_0^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1}, b^{t+1}, y^{t+1}, -b^{t+1})} \quad (21)$$

$$VT_t^{t+1} = \left[ \frac{(1 + \vec{D}_0^{t+1}(x^t, y^t, b^t, y^t, -b^t))}{(1 + \vec{D}_0^t(x^t, y^t, b^t, y^t, -b^t))} \times \frac{(1 + \vec{D}_0^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1}, b^{t+1}, y^{t+1}, -b^{t+1}))}{1 + \vec{D}_0^t(x^{t+1}, y^{t+1}, b^{t+1}, y^{t+1}, -b^{t+1})} \right]^{\frac{1}{2}} \quad (22)$$

A variação da eficiência técnica (21) permite a avaliação da distância de cada DMU em relação à fronteira, enquanto a variação tecnológica refere-se ao deslocamento da fronteira de possibilidades de produção no tempo.

Para realizar o cálculo das distâncias que compõem o índice Malmquist-Luenberger, utilizou-se a Análise Envoltória de Dados (DEA).

### 3.3 Modelo empírico do DEA-SBM

O modelo DEA-SBM é usado para estimar os índices de ecoeficiência, que se diferenciam quanto à forma como os *outputs* indesejáveis são especificados no modelo. O índice 1 é estimado restringindo o *output* indesejável à variável que expressa as emissões da produção agropecuária (emissões diretas), enquanto o Índice 2 leva em consideração a variável obtida pela soma das emissões dos setores agropecuário e de MUT, ou seja, as emissões diretas e indiretas do setor agropecuário.

Esse modelo é estimado considerando *inputs* tradicionais empregados na produção agropecuária e *outputs* desejáveis e indesejáveis, a serem definidos logo a seguir. Os pressupostos do modelo DEA-SBM restringem-se à orientação do produto e aos retornos constantes à escala. Os retornos constantes de escala foram escolhidos para rodar o modelo pelo fato de permitirem estimativas mais conservadoras, ou seja, escores de ecoeficiência menores relativos a outros pressupostos de retornos de escala.

Seguindo a abordagem de Pang *et al.* (2016), os quais investigaram a ecoeficiência da agricultura na China, utiliza-se, adicionalmente, a representação espacial dos índices de ecoeficiência em mapas. Para isso, os índices são associados a intervalos e a uma escala de cores que refletem o nível de desempenho ecológico e econômico das DMUs, cuja classificação é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 – Classificação dos níveis de ecoeficiência agropecuária

Nível	Baixo	Médio	Médio-Alto	Alto	DEA eficiente
<b>Índice de ecoeficiência agropecuária</b>	(0, 0.4]	(0.4, 0.6]	(0.6, 0.8]	(0.8, 1[	1

Fonte: Adaptada de Pang *et al.* (2016).

A classificação dos índices de ecoeficiência por cores permite a representação da variação espacial da ecoeficiência em mapas. O mapa, por sua vez, facilita ao leitor a compreensão da variação espacial do índice de ecoeficiência por estado ou região.

Após a compilação dos dados dentro da modelagem descrita, os resultados obtidos foram georreferenciados através da linguagem R no *software* RStudio. Foram utilizados os pacotes *deaR*, para aplicação do modelo DEA-SBM, e *ggplot2*, para plotagem.

### 3.4 Dados e variáveis

As variáveis que definem a fronteira de eficiência subjacente do modelo DEA-SBM são os insumos (entradas), *outputs* desejáveis (saídas) e *outputs* indesejáveis (saídas).

As variáveis de entrada do modelo são os insumos tradicionalmente utilizados na produção agropecuária, ou seja, que são requeridos tanto na produção agrícola quanto na pecuária, como mão de obra empregada, número de tratores e quantidade de área agricultável.

As variáveis de saída são duas: o total do valor da produção obtida, como variável desejada; e a quantidade de CO<sub>2</sub>e emitido, como variável indesejada. A variável de CO<sub>2</sub>e foi escolhida como *output* indesejável por melhor representar, de maneira agregada, a externalidade negativa da agropecuária considerando o cenário de mudanças climáticas.

Para que o modelo DEA seja operacionalmente viável, Fitzsimmons e Fitzsimmons (2014) recomendam que o número de DMUs deve ser, pelo menos, o dobro da soma dos *inputs* e *outputs*. Esse critério é definido, matematicamente, pela seguinte inequação:

$$k \geq 2(N + M) \quad (23)$$

onde:  $k$  é o número de DMUs;  $N$  é o número de *inputs*; e  $M$  é o número de *outputs*.

De acordo com esse critério, considerando que o número de observações é igual ao número de estados da federação brasileira (27) e o número de *inputs* e *outputs* são 3 e 2, respectivamente, o modelo DEA-SBM é viável, já que o número de observações (27) é maior do que 10 [=2(3 + 2)].

O Quadro 1 apresenta as variáveis que representam os *inputs* e *outputs* do modelo DEA-SBM, acompanhadas de suas definições e unidades de medida.

Quadro 1 – Definição das variáveis dos modelos

<b>Variável</b>	<b>Definição</b>	<b>Unidade</b>
<b>Inputs</b>		
<i>Área agrícola utilizada</i>	Área total dos empreendimentos agropecuários exceto áreas públicas, áreas de preservação, florestas naturais, terras degradadas e inaproveitáveis.	Hectare
<i>Número de tratores</i>	<i>Proxy</i> para o fator de produção capital.	Unidade
<i>Pessoal ocupado</i>	Fator de produção trabalho nos estabelecimentos agropecuários.	Unidade
<b>Outputs</b>		
<i>Valor total da produção (desejável)</i>	Produção agropecuária, que corresponde à soma do valor da produção dos produtos agrícolas, pecuários e outros.	Reais (R\$)
<i>Emissões de CO<sub>2</sub>e do setor agropecuário (indesejável)</i>	Quantidade de emissões de GEEs em toneladas, abrange atividades de produção agrícola, assim como a criação e a produção animal, incluindo bovinos, galináceos, caprinos, bubalinos, muares, entre outros. Também inclui toda atividade relacionada à fertilização nitrogenada do solo e solos orgânicos.	Tonelada
<i>Emissões de CO<sub>2</sub>e do setor de Mudança e Uso</i>	Quantidade de emissões de GEEs relacionadas aos processos de mudança de estoques de biomassa e matéria orgânica existentes acima e abaixo do solo, além das emissões por queima de resíduos florestais.	Tonelada

Fonte: Elaborado pela autora.

Os dados das variáveis de produção foram extraídos dos últimos dois censos agropecuários, de 2006 e 2017, realizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Os dados da produção agropecuária utilizados para o resultado do índice Malmquist-Luenberger foram corrigidos pelo Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA) a preços de dezembro de 2017.

Os dados da variável ambiental foram obtidos no Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeitos Estufa (SEEG V8.0) do Observatório do Clima, os quais permitiram calcular o índice de CO<sub>2</sub>e emitido para cada estado da federação, nos anos de 2006 e 2017.

O índice que representa o CO<sub>2</sub>e se baseia no Potencial de Aquecimento Global (*Global Warming Potential*, GWP), métrica atualizada no quinto relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas – IPCC (AR5), que tem como objetivo

uniformizar a quantidade dos diversos GEEs em termos de dióxido de carbono equivalente (MYHRE *et al.*, 2013), possibilitando comparações dos impactos do aquecimento global de diferentes gases.

A Tabela 2 apresenta os valores de conversão de diferentes gases para carbono equivalente (CO<sub>2</sub>e), de acordo com o método do relatório do IPCC.

Tabela 2 – Valores de conversão de diferentes GEEs para carbono equivalente (CO<sub>2</sub>e)

<b>Gás</b>	<b>GWP-100</b>
CO <sub>2</sub>	1
CH <sub>4</sub>	28
N <sub>2</sub> O	265
HFC-125	12,4
HFC– 134 <sup>a</sup>	677
HFC– 143 <sup>a</sup>	3,17
HFC– 152 <sup>a</sup>	1,3
CF <sub>4</sub>	4,8
C <sub>2</sub> F <sub>6</sub>	138
SF <sub>6</sub>	6,63

Fonte: Myhre *et al.* (2013).

Quanto maior for o GWP, mais um determinado gás aquece a Terra em comparação com o CO<sub>2</sub> em determinado período de tempo. O horizonte temporal geralmente usado para GWPs é de 100 anos (MYHRE *et al.*, 2013). Os GWPs fornecem uma unidade de medida comum, que permite aos analistas somarem estimativas de emissões de GEEs.

A utilização da variável CO<sub>2</sub> equivalente também pode ser chamada de pegada de carbono. Para Grilo *et al.* (2018), é uma das variáveis mais empregadas atualmente como indicador ambiental, sendo usada para avaliar os impactos associados a um processo ou produto. Neste trabalho, a pegada de carbono possibilitou a avaliação comparativa entre diferentes atividades da agropecuária e diferentes UFs.

Sabe-se que a agricultura é responsável pela emissão de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, enquanto a pecuária responde pela emissão de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O. A padronização dos diversos gases em uma só variável permitiu que as externalidades dessas atividades fossem comparadas.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise dos resultados é feita em três subseções. Na primeira, analisam-se as estatísticas descritivas dos dados. Na segunda subseção, serão analisados os índices de eficiência estimados para os anos de 2006 e 2017. Por último, na terceira subseção, são analisadas as estimativas do índice Malmquist-Luenberger.

### 4.1 Estatística descritiva

A Tabela 3 apresenta a estatística descritiva das variáveis incluídas no modelo DEA-SBM, ou seja, os *outputs* desejáveis e indesejáveis, e os *inputs* utilizados na produção agropecuária. Os dados das variáveis são apresentados no Apêndice A, a partir dos quais foram calculadas as medidas de tendência central (média e mediana), medida de dispersão (desvio padrão) e amplitude das variáveis (valores mínimo e máximo).

Tabela 3 – Estatística descritiva das variáveis descritoras das DMUs (UFs)

	Ano	Média	Mediana	DP	Mín.	Máx.	CV
<b>Inputs</b>							
Pessoal ocupado (un.)	2006	613.637	418.071	572.338	13.095	2.326.437	93
	2017	559.449	422.453	505.202	21.791	2.106.127	90,30
Área (ha)	2006	10.472.174	6.526.152	10.040.335	204.616	34.980.524	96
	2017	10.234.377	6.215.444	10.315.481	199.74	37.441.154	100,79
Tratores (un.)	2006	30.397	6.045	46.307	93	163.406	152
	2017	45.552	10.748	66.717	376	242.274	146,46
<b>Outputs</b>							
Valor da produção (R\$ 1.000)	2006	11.418.691	5.975.676	13.745.355	191.159	52.994.688	120
	2017	17.124.502	6.544.961	21.071.027	352.748	60.124.002	123,05
Emissão da agropecuária (CO <sub>2</sub> e)	2006	19.127.844	6.711.564	19.836.278	377.198	59.074.235	104
	2017	21.255.137	6.551.332	22.689.210	486.807	78.436.303	106,75
Emissão de MUT (CO <sub>2</sub> e)	2006	47.829.982	12.146.785	102.355.516	217.333	465.435.125	214
	2017	29.204.215	12.424.432	47.243.971	173.293	206.223.393	161,77

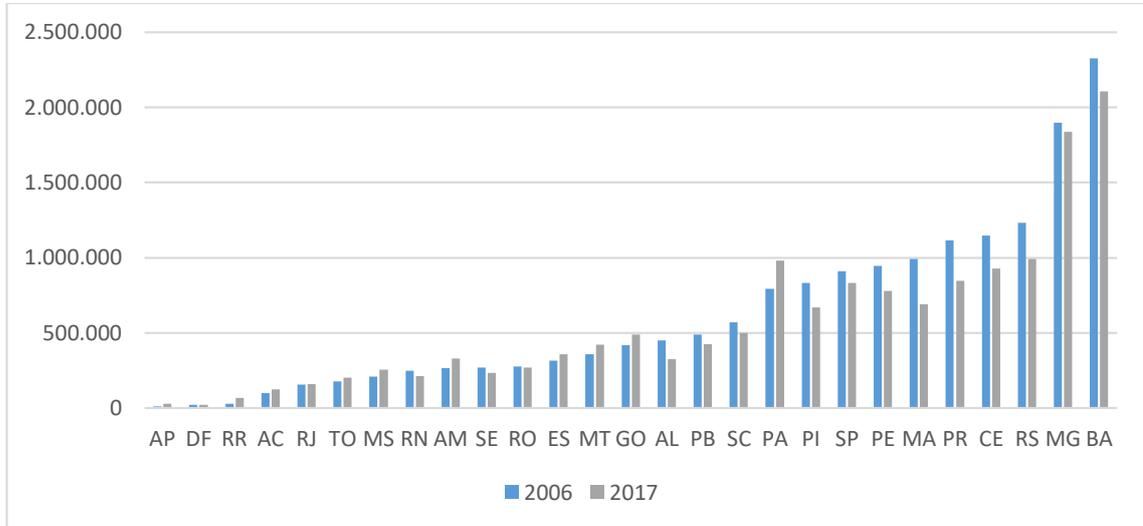
Nota: DP = desvio padrão; CV = variação contingente.

Fonte: IBGE, Censo Agropecuário (2006, 2017). Valor da produção corrigido pelo IPCA a preços de dezembro de 2017.

No que se refere ao número de trabalhadores, houve redução de 613.637 para 559.449, ou seja, um decréscimo de 8,8% na mão de obra. O Gráfico 1, abaixo, demonstra que as UFs com maior número de pessoas ocupadas em atividades agropecuárias foram a Bahia e Minas

Gerais, enquanto o Pará, que ocupava a décima posição, em 2006, passou para a terceira, em 2017, representando a maior variação absoluta do país (Apêndice D).

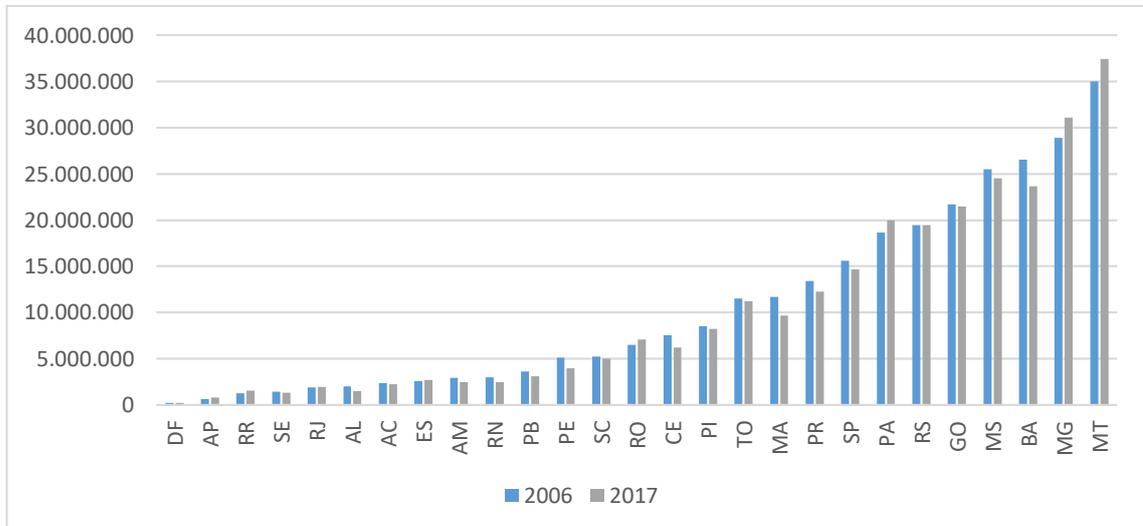
Gráfico 1 – Pessoal ocupado na agropecuária nos anos 2006/2017



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Censo Agropecuário (IBGE, 2006, 2017).

Em relação às terras agricultáveis (Gráfico 2), houve redução de 2,3%, passando de 10.472.174 hectares para 10.243.377 hectares.

Gráfico 2 – Terras agricultáveis nos anos 2006/2017

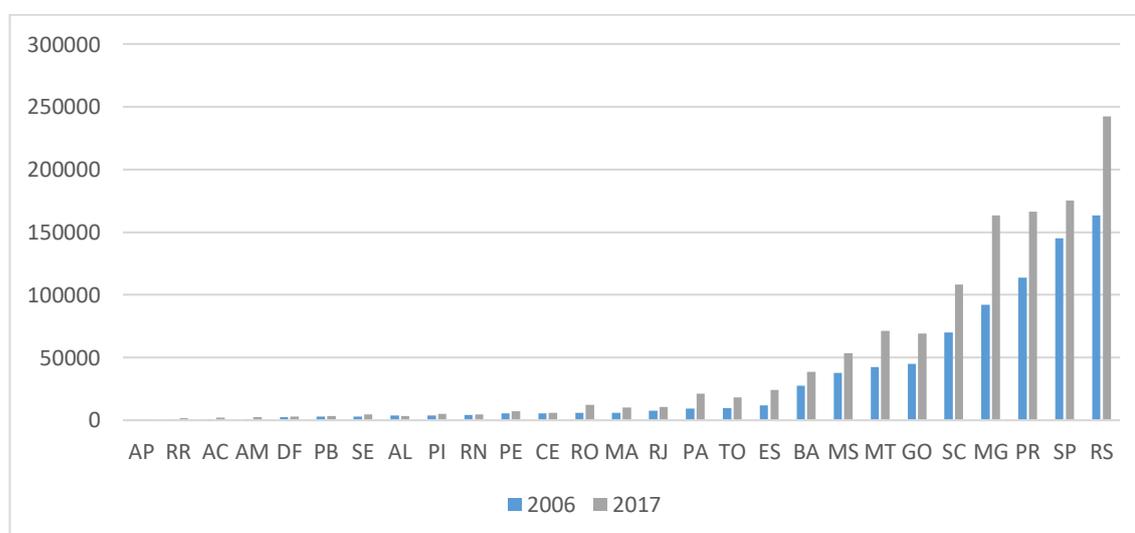


Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Censo Agropecuário (IBGE, 2006, 2017).

O Gráfico 2 aponta que os estados de Mato Grosso e Minas Gerais registraram aumento na quantidade (em hectare) de terras agricultáveis, entre 2006 e 2017, de 7% e 7,6% (Apêndice D), respectivamente, e seguem na liderança, nesse quesito, nacionalmente. Ainda com base em informações disponíveis no Apêndice D, observa-se que os estados do Amapá, com 26,2%, e de Roraima, com 24,1%, foram as UFs que mais ampliaram suas terras agricultáveis, ao passo que Alagoas, com -25,7%, Pernambuco, com -22,4%, Ceará, -17,7%, Maranhão e Rio Grande do Norte, -17,2%, foram as que tiveram as maiores diminuições. O estado da Bahia também registrou queda das terras agricultáveis, de 10,9%, na comparação entre 2017 e 2006, perdendo a terceira colocação para o estado de Mato Grosso do Sul. Embora tenha diminuído a quantidade de terras agricultáveis, este estado incorreu numa queda menor que a da Bahia – de 3,9%. O Piauí foi o estado nordestino com menor queda na quantidade de terras agricultáveis no período, com um percentual de 2,9% – ainda assim, uma diminuição maior que a média nacional, evidenciando a diminuição percentual da região Nordeste no que se refere às terras agricultáveis do Brasil. Ao mesmo tempo, pode-se verificar um aumento dessas últimas na região Norte do país – que compõe a maior parte da Amazônia brasileira.

No que tange ao número de tratores (Gráfico 3), houve aumento de 30.397, registrado em 2006, para 45.552, em 2017, portanto um acréscimo de 49,9%, que sugere um processo substitutivo de mão de obra por maquinaria ao longo do período.

Gráfico 3 – Quantidade de tratores nos anos 2006/2017



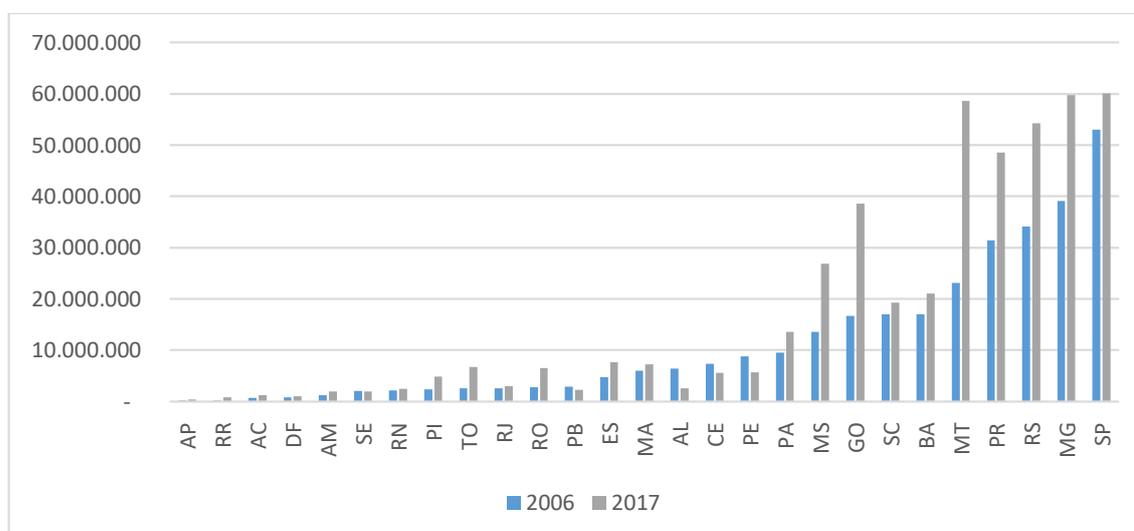
Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Censo Agropecuário (IBGE, 2006, 2017).

Nesse quesito, como demonstra, acima, o Gráfico 3, embora as UFs do Rio Grande do Sul, São Paulo, Paraná, Minas Gerais e Santa Catarina tenham mantido as maiores quantidades

de tratores entre os anos de 2006 e 2017, as maiores variações positivas ocorreram nas UFs do Amapá, com 304,3%, Roraima, 295,2%, Acre, 241,8%, e Amazonas, 223,6%. Esses dados expressam, por um lado, a liderança dos estados das regiões Sul e Sudeste do Brasil no que toca ao processo de mecanização da agricultura e, por outro, a forte expansão em direção aos estados da região Norte.

Ainda conforme a Tabela 3, entre 2006 e 2017, a média do valor da produção agropecuária brasileira passou de R\$ 11.418.619,00 para R\$ 17.124.502,00, o que corresponde a um incremento médio de 49,9%. O coeficiente de variação (CV) dessa variável passou de 120% para 123% no período, significando que o valor da produção mostrou-se mais disperso (em torno da média) em 2017 do que em 2016 (Gráfico 4).

Gráfico 4 – Valor da produção agropecuária nos anos 2006/2017 (mil R\$)



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Censo Agropecuário (IBGE, 2006, 2017).

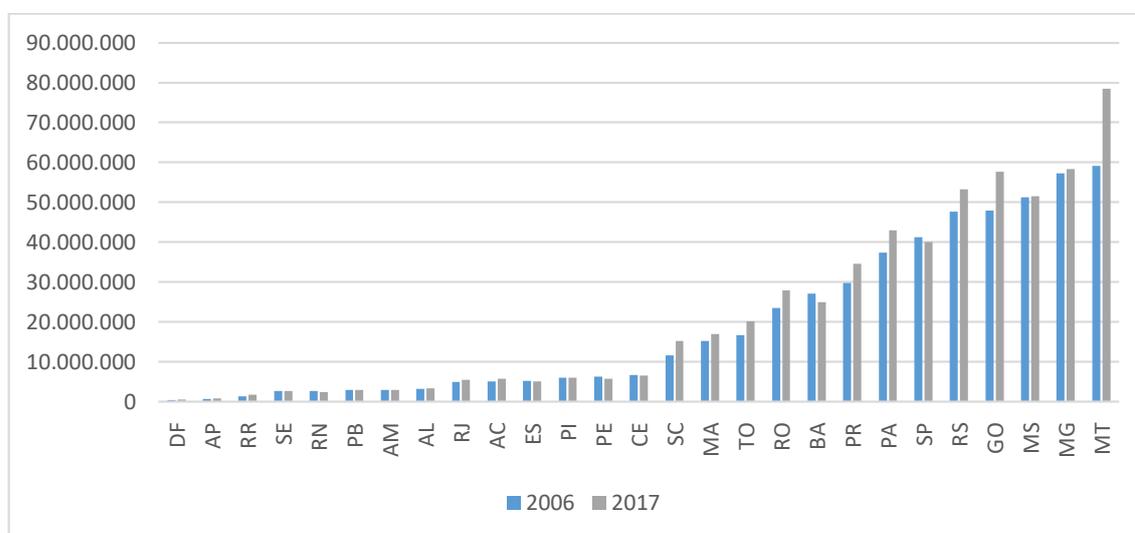
Como se pode ver no Gráfico 4, acima, em 2006, as UFs que obtiveram os maiores valores de produção foram São Paulo (R\$ 53 bilhões), Minas Gerais (R\$ 39 bilhões) e Rio Grande do Sul (R\$ 34 bilhões) (Apêndice A). Em 2017, dois estados mantiveram-se na posição dos maiores valores de produção, São Paulo (R\$ 60 bilhões) e Minas Gerais (R\$ 59 bilhões), enquanto o Rio Grande do Sul (R\$ 54 bilhões) caiu no *ranking*, passando a ocupar a quarta posição. O terceiro lugar foi ocupado, nesse ano, pelo estado de Mato Grosso, com valor de produção de R\$ 58,6 bilhões.

A UF com menor valor da produção agropecuária em 2006 foi o Amapá (R\$ 191 milhões), seguido por Roraima (R\$ 227 milhões) e Acre (R\$ 731 milhões). Já em 2017, o Acre aumentou sua posição relativa ao Distrito Federal, passando a ter valor de produção de R\$ 1,2

bilhão, ocupando, então, a posição de quarto menor produtor agropecuário, enquanto o Distrito Federal passou para a terceira posição (R\$ 1 bilhão). Amapá (R\$ 352 milhões) e Roraima (R\$ 758 milhões) permaneceram como primeiro e segundo menores, respectivamente.

Enquanto isso, a média de emissões do setor agropecuário, entre 2006 e 2017, subiu de 19.127.844 CO<sub>2</sub>e para 21.255.137 CO<sub>2</sub>e (variação de 11,1%). Em 2006, as UFs com maior nível de emissões no setor foram Mato Grosso (59 MtCO<sub>2</sub>e), Minas Gerais (57 MtCO<sub>2</sub>e) e Mato Grosso do Sul (51 MtCO<sub>2</sub>e); já em 2017, Mato Grosso (78 MtCO<sub>2</sub>e), Minas Gerais (58 MtCO<sub>2</sub>e) e Goiás (57 MtCO<sub>2</sub>e). Com isso, o estado de Goiás assumiu a terceira colocação nesse quesito, no lugar do Mato Grosso do Sul, que passou para a quarta colocação, como se pode verificar também através do Gráfico 5, a seguir.

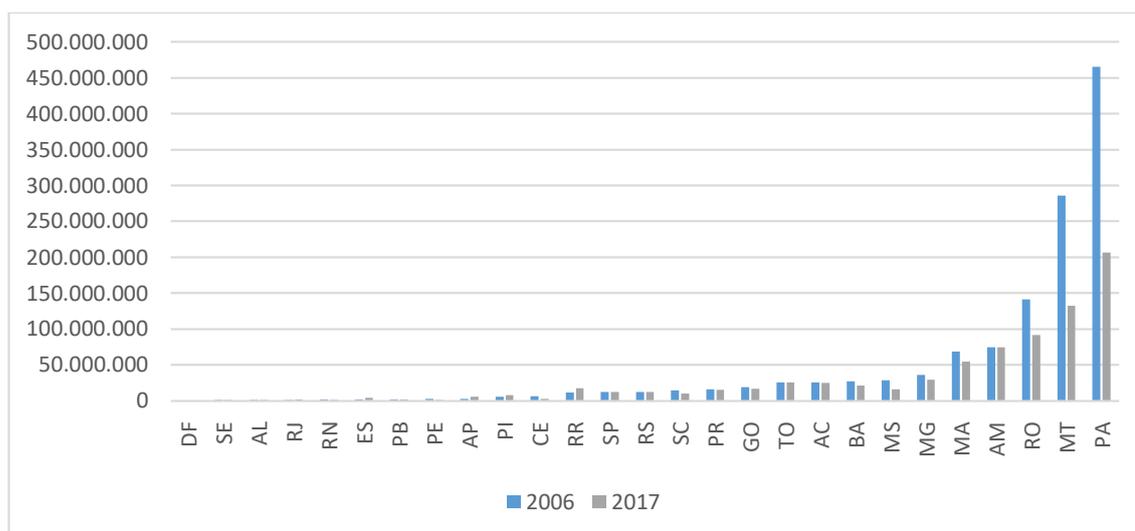
Gráfico 5 – Emissões agropecuárias nos anos 2006/2017 (tCO<sub>2</sub>e)



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Censo Agropecuário (IBGE, 2006, 2017).

As UFs que menos emitiram GEEs no setor agropecuário, em 2006, foram Distrito Federal (377 mil tCO<sub>2</sub>e), Amapá (682 mil tCO<sub>2</sub>e) e Roraima (1,2 MtCO<sub>2</sub>e). Em 2017, as menores emissoras permaneceram as mesmas, com um aumento médio em torno de 28%.

Já as emissões do setor de MUT diminuíram de 47.829.982 CO<sub>2</sub>e para 29.204.215 CO<sub>2</sub>e (variação de -34,4%), no mesmo período. Essa variável possui o maior coeficiente de variação, que, em 2006, chegava a 214. O Gráfico 6, que segue, demonstra visualmente a maior dispersão em torno da média, nesse aspecto, entre as UFs, em particular no ano acima referido.

Gráfico 6 – Emissões de MUT nos anos 2006/2017 (tCO<sub>2</sub>e)

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Censo Agropecuário (IBGE, 2006, 2017).

Os maiores emissores para o setor de MUT, em 2006, foram Pará (465 MtCO<sub>2</sub>e), Mato Grosso (285 MtCO<sub>2</sub>e) e Rondônia (141 MtCO<sub>2</sub>e). Em 2017, mantiveram-se os mesmos, mas com diferentes valores de emissão: Pará com 206 MtCO<sub>2</sub>e, Mato Grosso com 132 MtCO<sub>2</sub>e e Rondônia com 91 MtCO<sub>2</sub>e.

Os menores emissores de GEEs no setor de MUT foram, em 2006, Distrito Federal (217 mil), Sergipe (802 mil tCO<sub>2</sub>e) e Alagoas (960 mil tCO<sub>2</sub>e tCO<sub>2</sub>e); em 2017, Distrito Federal (173 mil MtCO<sub>2</sub>e), Sergipe (801 mil MtCO<sub>2</sub>e) e Rio Grande do Norte (1,3 MtCO<sub>2</sub>e).

#### 4.2 Índices de ecoeficiência

A partir da aplicação da Análise Envoltória de Dados Baseada em Folgas (DEA-SBM), calculou-se a ecoeficiência das UFs brasileiras. Esse modelo permitiu determinar, além dos níveis de ecoeficiência relativa entre as UFs, em que quantidade todos os insumos podem ser diminuídos simultaneamente, na mesma proporção, para manter ou aumentar o valor da produção (*output* desejável), ao mesmo tempo que se reduzem as emissões de gás carbônico equivalente (*outputs* indesejáveis).

A Tabela 4 mostra as estimativas dos dois índices de ecoeficiência por UFs e o *ranking* na escala decrescente de desempenho ecológico e econômico.

Tabela 4 – Resultado do Índice de Ecoeficiência Agropecuária das UFs (2006/2017)

UF	2006			2017			<i>Ranking</i> Índice 1			<i>Ranking</i> Índice 2		
	Índice	Índice	Var.	Índice	Índice	Var.	2006	2017	Var.	2006	2017	Var.
	1	2	(%)	1	2	(%)						
AL	1	1	0,0%	1	1	0,0%	1°	1°	0	1°	1°	0
AP	1	1	0,0%	1	1	0,0%	1°	1°	0	1°	1°	0
DF	1	1	0,0%	1	1	0,0%	1°	1°	0	1°	1°	0
MT	1	1	0,0%	1	1	0,0%	1°	1°	0	1°	1°	0
SP	1	1	0,0%	1	1	0,0%	1°	1°	0	1°	1°	0
MS	0,69	1	44,9%	0,6	1	66,7%	2°	6°	-4	1°	1°	0
SC	0,66	0,6	-9,1%	0,58	0,56	-3,4%	3°	7°	-4	2°	6°	-4
PE	0,61	0,59	-3,3%	1	1	0,0%	4°	1°	3	3°	1°	2
PR	0,57	0,56	-1,8%	0,84	0,82	-2,4%	5°	2°	3	4°	2°	2
MG	0,52	0,5	-3,8%	0,56	0,56	0,0%	6°	8°	-2	5°	5°	0
ES	0,49	0,49	0,0%	0,54	0,5	-7,4%	7°	9°	-2	6°	8°	-2
GO	0,48	0,48	0,0%	0,77	1	29,9%	8°	3°	5	7°	1°	6
RS	0,43	0,43	0,0%	0,61	0,62	1,6%	9°	5°	4	8°	4°	4
RJ	0,41	0,41	0,0%	0,36	0,36	0,0%	10°	15°	-5	9°	11°	-2
CE	0,4	0,37	-7,5%	1	1	0,0%	11°	1°	10	10°	1°	9
PA	0,37	0,35	-5,4%	0,34	0,31	-8,8%	12°	17°	-5	11°	15°	-4
SE	0,34	0,34	0,0%	0,42	0,45	7,1%	13°	13°	0	12°	10°	2
AM	0,34	0,32	-5,9%	0,47	0,34	-27,7%	14°	10°	4	13°	13°	0
PB	0,32	0,31	-3,1%	0,42	0,53	26,2%	15°	12°	3	14°	7°	7
AC	0,29	0,28	-3,4%	0,62	0,72	16,1%	16°	19°	-3	15°	17°	-2
RN	0,29	0,29	0,0%	0,27	0,26	-3,7%	17°	4°	13	16°	3°	13
MA	0,27	0,26	-3,7%	0,38	0,35	-7,9%	18°	14°	4	17°	12°	5
BA	0,26	0,25	-3,8%	0,47	0,5	6,4%	19°	11°	8	18°	9°	9
RO	0,25	0,25	0,0%	0,35	0,33	-5,7%	20°	16°	4	19°	14°	5
TO	0,23	0,23	0,0%	0,27	0,28	3,7%	21°	18°	3	20°	16°	4
RR	0,2	0,2	0,0%	0,25	0,21	-16,0%	22°	20°	2	21°	18°	3
PI	0,15	0,15	0,0%	1	1	0,0%	23°	1°	22	22°	1°	21
MÉDIA	0,50	0,55	0,22%	0,63		2,77%						

Fonte: Elaborado pela autora.

Comparando os índices 1 e 2, observa-se que, em termos médios, os índices variaram entre modelos em cada ano analisado, sendo, em termos médios, as variações no ano de 2006 menores (-0,22%) do que as verificadas em 2017 (2,77%). As emissões indiretas tiveram um

efeito maior no índice de ecoeficiência no ano de 2017, provavelmente devido à redução na magnitude desse tipo de emissões ocorridas na maioria dos estados nesse período.

A análise que se faz a seguir, baseada no índice 1, dá ênfase ao efeito das emissões do setor agropecuário na ecoeficiência, enquanto a análise do índice 2 enfatiza a influência das emissões diretas e indiretas na ecoeficiência.

Embora os índices de ecoeficiência não possam ser comparados diretamente, pelo fato de a fronteira ser definida por diferentes contextos de produção em cada ano, pode-se inferir que as mudanças dos estados no *ranking* são decorrentes das variações no emprego dos insumos e dos resultados da produção agropecuária no período.

Em relação às UFs ecoeficientes nos dois anos, observa-se que, no ano de 2006, a diferença nos índices se dá pela inclusão do estado do Mato Grosso do Sul como *benchmarking* no índice 2. Relativo ao ano de 2017, o número de estados que participaram da fronteira de ecoeficiência é maior quando se trata das emissões totais, pelo fato de Mato Grosso do Sul e Goiás ascenderem à condição de ecoeficiência.

Com base no índice 1 de ecoeficiência, que considera apenas a externalidade das emissões do setor agropecuário, Mato Grosso do Sul reduziu seu desempenho relativo, apesar de passar de um índice de ecoeficiência médio (em 2006) para médio-alto (2017), com folgas nas variáveis Terra, Maquinaria e no total de emissões de CO<sub>2</sub>e.

Em 2006, o setor agropecuário do Mato Grosso do Sul foi o terceiro maior emissor de CO<sub>2</sub>e e o nono maior produtor agropecuário. Em 2017, foi o quinto maior emissor de CO<sub>2</sub>e do setor e o sétimo maior produtor agropecuário. Nesse estado, em 2006, 80% das emissões de CO<sub>2</sub>e estavam relacionadas à fermentação entérica; em 2017, esse índice era de 72%.

Outras UFs que tiveram alterações significativas nos índices de ecoeficiência foram Pernambuco, Ceará e Piauí, que, apesar de não atingirem fronteira em 2006, passaram a ser ecoeficientes, em 2017, nos dois índices por diferentes razões.

No caso do Ceará, apesar da redução de 24,30% no valor da produção agropecuária, o estado foi o que mais reduziu emissões por MUT (-58,70%), além de ter registrado redução, ainda que baixa, nas emissões da agropecuária (-2,40%). Ademais, houve redução na utilização de recursos em pessoal ocupado (-19%) e terras agricultáveis (-17,70%). Quanto à mecanização produtiva, aumentou em 6% o número de tratores.

Pernambuco teve comportamento semelhante: reduziu o valor da sua produção agropecuária (-35,90%), porém está entre as UFs que mais reduziram emissões agropecuárias (-9,20%) e de MUT (-53,10%), além de ter reduzido o índice de pessoal ocupado (-17,50%) e

terras agricultáveis (-22,40%). O número de tratores também aumentou (33%), ainda que, neste caso, seja um aumento bem abaixo do aumento médio das UFs brasileiras (83%).

As UFs com baixo índice de ecoeficiência agropecuária em 2006 se concentraram nas regiões Norte e Nordeste. Piauí, Roraima, Tocantins e Rondônia obtiveram índices de ecoeficiência inferiores a 0,25, tanto para *outputs* indesejáveis de emissões diretas da agropecuária quanto para emissões de MUT. Tal resultado reforça o encontrado por Rosano-Peña *et al.* (2014), que identificaram os estados de Rondônia, Tocantins, Roraima e Piauí como os de mais baixa ecoeficiência.

Analisando o *ranking* baseado no índice 2 e comparando a posição da UF no *ranking* nos dois anos considerados neste estudo, constata-se que algumas UFs mantiveram sua posição no período, enquanto outras subiram ou desceram no *ranking*. Porém, o número de UFs que se mantiveram ou melhoraram (21) seu *ranking* no período é maior do que o número de estados que pioraram seu *ranking* (6). Isso pode ser uma evidência de melhoria da ecoeficiência experimentada no país.

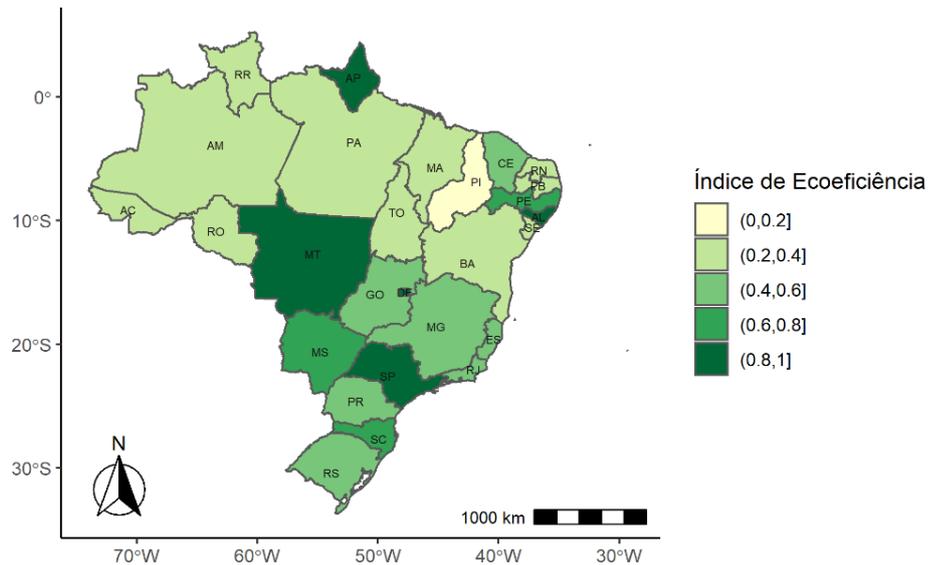
Ainda com base no índice 2, as UFs que mantiveram sua posição na fronteira de ecoeficiência, no período 2006/2017, foram: Alagoas, Amapá, Distrito Federal, São Paulo, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Os estados que passaram de ecoineficientes para ecoeficientes foram Goiás, Pernambuco, Ceará e Piauí. Merece destaque a ascensão, em termos de aumento de ecoeficiência, experimentada pelos estados do Ceará e Piauí, que ganharam 10 e 22 posições no *ranking* no período analisado, como anteriormente comentado. Os estados que tiveram quedas de posição no *ranking* de ecoeficiência no período foram: Santa Catarina (-4), Espírito Santo (-2), Rio de Janeiro (-2), Pará (-4) e Acre (-2).

Para o ano de 2006, as UFs ecoeficientes também foram identificadas como ecoeficientes em Rosano-Peña *et al.* (2014). Entretanto, diferentemente do presente estudo, os autores também identificaram outros *benchmarkings*, a saber, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, Paraná e Rio Grande do Norte. Ressalte-se que Mato Grosso do Sul tornou-se *benchmarking* apenas no índice 2, devido à sua baixa emissão relativa de CO<sub>2</sub>e no setor de MUT nesses anos.

As figuras 2, 3, 4 e 5 apresentam os mapas de ecoeficiência do setor agropecuário brasileiro. As figuras 2 e 3 mostram os mapas da distribuição espacial dos índices de ecoeficiência por estado, nos anos de 2006 e 2017, quando apenas as emissões do setor agropecuário (diretas) são consideradas (índice 1), enquanto as figuras 4 e 5 mostram os mapas da distribuição espacial do índice 2, quando somente as emissões totais, diretas e indiretas, são levadas em conta.

Comparando as figuras 2 e 3, no ano de 2006, observa-se que havia uma maior homogeneidade dos índices de ecoeficiência determinados apenas pela agropecuária, exceto pelos baixos índices observados nos estados do Piauí e Roraima e pelos elevados índices experimentados por Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, São Paulo e Paraná.

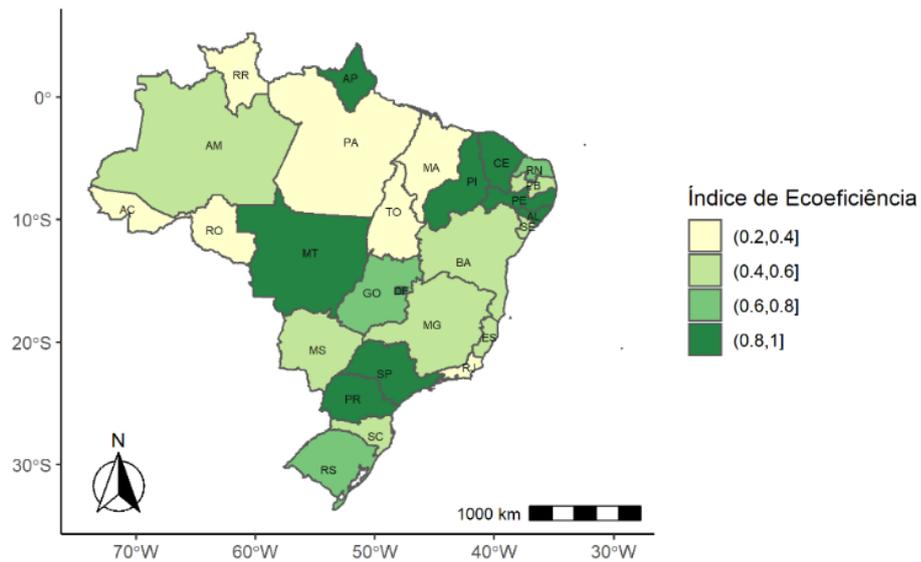
Figura 2 – Ecoeficiência agropecuária para as UFs (2006)



Fonte: Elaborada pela autora.

Já no ano de 2017, constata-se uma maior heterogeneidade dos estados brasileiros quanto ao índice de ecoeficiência, principalmente pelos baixos índices observados na região Norte e pelos altos índices de ecoeficiência experimentados por estados das regiões Centro-Oeste, Sudeste e Nordeste. A mudança do padrão de ecoeficiência nas regiões brasileiras pode refletir a tendência de expansão da fronteira agropecuária na direção do bioma amazônico na última década.

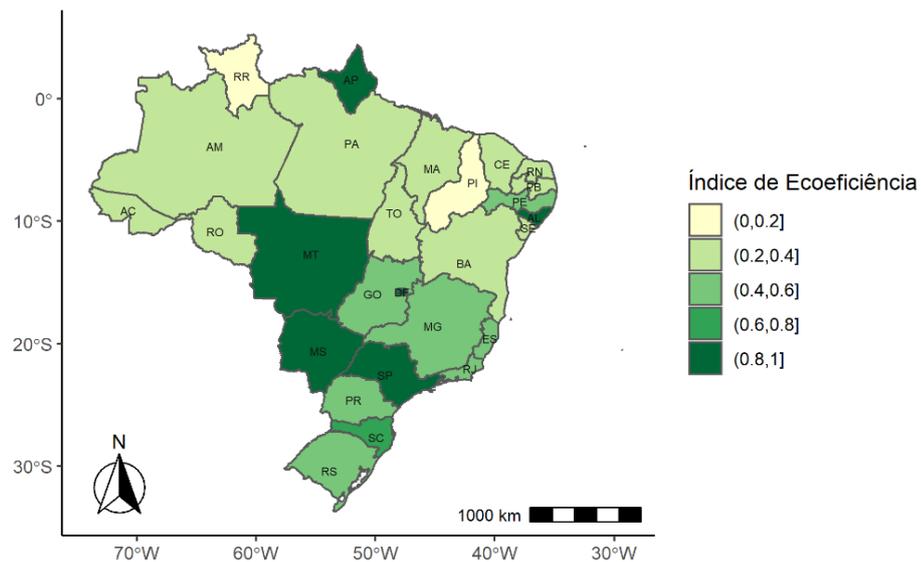
Figura 3 – Ecoeficiência agropecuária para as UFs (2017)



Fonte: Elaborada pela autora.

As figuras 4 e 5 mostram a distribuição espacial dos índices de ecoeficiência, calculados para os anos de 2006 e 2017, levando em consideração as emissões totais de CO<sub>2</sub>e (MUT e agropecuária). Similar ao que ocorreu na análise espacial do índice 1, o índice 2 permite visualizar, espacialmente, uma maior homogeneidade das emissões diretas entre as UFs e regiões no período de 2006.

Figura 4 – Ecoeficiência agropecuária para as UFs considerando emissões de MUT (2006)

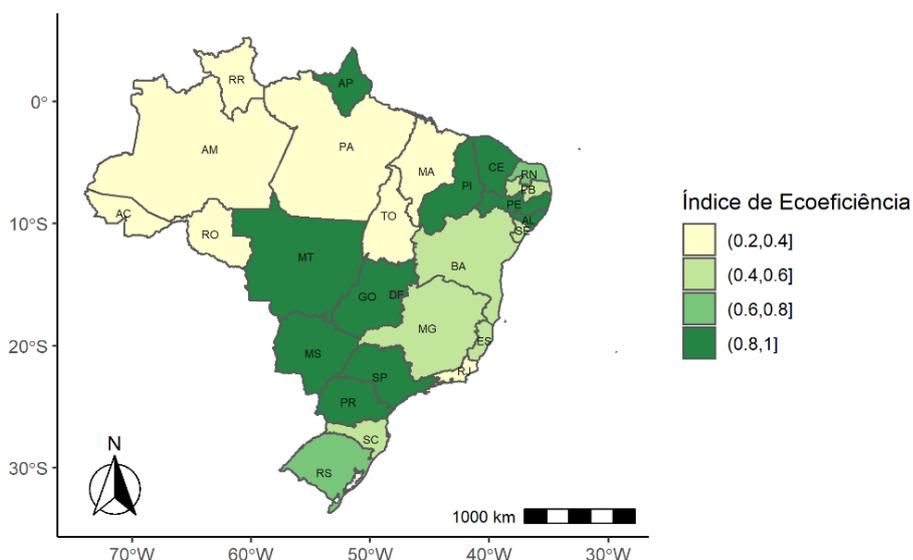


Fonte: Elaborada pela autora

Porém, deve-se destacar que a heterogeneidade das UFs relativa às emissões totais de CO<sub>2</sub>e não se mostrou tão acentuada quanto a observada no mapa do índice 2 no ano de 2017 (Figura 5).

Conforme pode-se observar na Figura 5, à exceção do Amapá, os estados da região Norte obtiveram um índice de ecoeficiência baixo. Apesar de sua baixa produção agropecuária, o Amapá foi o segundo menor emissor de GEEs do país, portanto foi considerado DEA eficiente. Garda, Da Silva e Baiao (2010) reconhecem o estado como o mais preservado do país, uma vez que cerca de 72% do seu território é coberto por áreas protegidas e mais de 90% dos ecossistemas são considerados intocados.

Figura 5 – Ecoeficiência agropecuária para as UFs considerando emissões de MUT (2017)



Fonte: Elaborada pela autora.

Parte da análise DEA-SBM também consiste em avaliar metas de ecoeficiência a partir das folgas das UFs geradas pelas distâncias da fronteira de eficiência. Entre as UFs de baixa ecoeficiência, existem diferenças importantes a serem consideradas. Conforme se pode observar no Apêndice C – Tabela C4, em 2017, sendo mantida a produção agropecuária, Amazonas, Acre e Roraima poderiam reduzir em mais de 85% as duas emissões totais sem comprometer a atividade agropecuária, enquanto Rio de Janeiro, Rondônia e Pará poderiam realizar essa redução em mais de 70%.

Em média, as UFs podem melhorar sua *performance* e reduzir 33% das suas emissões totais. Se se considerar a média apenas das UFs ineficientes, estas podem ser melhoradas em

até 71%, considerando a emissão total agropecuária, e em 43%, considerando somente as emissões diretas.

### 4.3 Índice Malmquist-Luenberger

Através do índice Malmquist-Luenberger, pôde-se analisar a variação da produtividade no período de 2006 e 2017 a partir da ecoeficiência técnica e tecnológica das DMUs. Constatou-se que pouco mais da metade dos estados brasileiros teve ganhos de produtividade agropecuária entre 2006 e 2017 considerando os dois índices.

Tabela 5 – Resultado do índice Malmquist-Luenberger (2006-2017)

UF	Índice 1				Índice 2			
	Ranking	ML	MLTEC	MLTC	Ranking	ML	MLTEC	MLTC
MT	-	NaN	NaN	NaN	1°	1.7801	1.0000	1.7801
GO	1°	1.5179	1.1728	1.2942	3°	1.4863	1.1255	1.3206
MS	2°	1.4107	0.8360	1.6875	2°	1.5019	1.0000	1.5019
PR	3°	1.3304	1.2158	1.0942	6°	1.3343	1.2077	1.1048
RO	4°	1.3033	1.2016	1.0846	4°	1.3408	1.2135	1.1049
TO	5°	1.2807	1.2283	1.0426	5°	1.3400	1.2227	1.0960
PI	6°	1.2746	1.6736	0.7616	7°	1.2668	1.7685	0.7163
RS	7°	1.2731	1.2072	1.0546	8°	1.2611	1.1856	1.0637
RR	8°	1.1444	1.3179	0.8683	15°	1.0151	1.0964	0.9258
DF	9°	1.1342	1.0000	1.1342	9°	1.1646	1.0000	1.1646
SP	10°	1.1129	1.0000	1.1129	12°	1.0996	1.0000	1.0996
ES	11°	1.1041	1.2174	0.9070	16°	1.0010	1.1115	0.9005
RN	12°	1.1012	1.3901	0.7922	11°	1.1229	1.4489	0.7750
BA	13°	1.0796	1.3681	0.7891	13°	1.0681	1.3945	0.7660
MG	14°	1.0766	1.1120	0.9682	14°	1.0571	1.1110	0.9515
SC	15°	1.0614	0.9824	1.0805	10°	1.1579	0.9851	1.1754
RJ	16°	0.9693	1.0392	0.9327	17°	0.9599	1.0466	0.9172
SE	17°	0.9221	1.1419	0.8075	18°	0.9133	1.1302	0.8081
MA	18°	0.8887	1.3384	0.6640	19°	0.8691	1.4470	0.6006
PB	19°	0.8634	1.1707	0.7375	20°	0.8485	1.1804	0.7188
CE	20°	0.8237	1.2981	0.6345	21°	0.8440	1.3856	0.6091
PA	21°	0.7766	0.9961	0.7797	-	NaN	0.9961	NaN
PE	22°	0.6911	1.1213	0.6163	22°	0.6981	1.1197	0.6235
AC	23°	0.6861	1.0399	0.6597	23°	0.6715	1.0543	0.6369
AM	24°	0.6130	0.9952	0.6159	26°	0.5400	1.0054	0.5371
AL	25°	0.5702	1.0000	0.5702	24°	0.5534	1.0000	0.5534
AP	26°	0.5511	1.0000	0.5511	25°	0.5481	1.0000	0.5481

Fonte: Elaborada pela autora.

No que se refere à região Nordeste, com exceção da Bahia, Piauí e Rio Grande do Norte, as UFs tiveram perdas de produtividade entre 2006 e 2017 ( $ML < 1$ ), todas elas devido à perda de eficiência tecnológica ( $MLTEC < 1$ ).

As UFs de Goiás, Paraná, Rio Grande do Sul, Tocantins e Rondônia tiveram, nos dois índices, ganhos de ecoeficiência técnica e tecnológica, enquanto Pará e Amazonas tiveram perdas.

O Amapá, apesar de haver mantido constante o índice de ecoeficiência técnica, foi a UF que obteve maior redução tecnológica para o índice 1, ficando à frente apenas do Amazonas no índice 2, que registrou comportamento semelhante.

O *ranking* evidencia poucas variações entre os índices, com exceção de Roraima, que perdeu sete posições, o que chama a atenção para o fato de que a variável de emissões de GEEs atua como forte obstáculo para o avanço da ecoeficiência no local.

## 5 CONCLUSÕES

Este estudo analisou a ecoeficiência e a produtividade verde das 27 UFs do Brasil nos anos de 2006 e 2017, contribuindo para o estado da arte acerca da ecoeficiência agropecuária brasileira, especialmente no âmbito das mudanças climáticas, por incluir variáveis de emissão de GEEs.

O nível médio da ecoeficiência agropecuária em 2017 pode ser considerado intermediário, de 0,6. Há significativa heterogeneidade nos índices de cada UF, sendo possível identificar UFs com valores muito baixos, médios, médio-altos, altos e eficientes.

Os resultados também indicam que, mantendo-se o nível de produção, as UFs ecoineficientes podem reduzir, em média, 55% das emissões diretas da agropecuária e 55,25% das emissões diretas e indiretas desse setor.

Tocantins e Rondônia, apesar de terem apresentado crescimento da produtividade verde, em termos de ecoeficiência relativa, ainda estão entre os índices mais baixos do país.

A região Norte merece maior atenção por parte das políticas ambientais visto que tem crescido a desigualdade regional em termos de ecoeficiência, o que coloca as UFs dessa região cada vez mais distantes dos alvos de eficiência.

Amazonas e Pará podem ser consideradas mais críticos pois, além da baixa ecoeficiência relativa, tiveram redução na produtividade verde no que se refere tanto à eficiência técnica quanto à tecnológica.

Quanto a sugestões para trabalhos futuros, é relevante buscar séries temporais mais amplas, pois se observou que estados hoje ecoeficientes podem ter passado por períodos históricos de grandes emissões de GEEs, o que caracteriza uma estrutura produtiva de alto impacto ambiental. Sugere-se também a incorporação de outras variáveis ambientais para resultados mais abrangentes e para a comparação de padrões entre diferentes abordagens de ecoeficiência.

## **CAPÍTULO 2 – ECOEFICIÊNCIA AGROPECUÁRIA E FATORES DE INFLUÊNCIA DOS MUNICÍPIOS DA AMAZÔNIA LEGAL**

### **1 INTRODUÇÃO**

O avanço do desmatamento mundial persiste na atualidade, ainda que de forma menos acelerada. Segundo relatório da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura, o mundo perdeu 178 milhões de hectares de florestas desde 1990, uma área do tamanho da Líbia. Apesar da diminuição na velocidade de desmatamento na última década, ainda se perdem, em média, 4,7 milhões de hectares ao ano, o que incrementa significativamente o nível de gás carbônico na atmosfera (FAO, 2020).

O impacto das atividades agrícolas ganha destaque em países em desenvolvimento, que não passaram por um amplo processo de industrialização e, portanto, mantêm grande parte das atividades econômicas ligada à economia rural. O Brasil, além de ser considerado um país em desenvolvimento, com forte desempenho agropecuário, possui a maior extensão de florestas tropicais e é o segundo maior detentor de áreas florestais do mundo, ficando atrás apenas da Rússia (FAO, 2020).

As emissões diretas e indiretas de gases de efeito estufa (GEEs) geradas pelas atividades agropecuárias no Brasil chegam a 72% das emissões totais do país, o que destoa dos países desenvolvidos, em que o setor predominante é o de energia (SEEG, 2020).

Em 2019, apesar do baixo crescimento do PIB, de 1,1%, e do PIB agropecuário, de 1,4%, houve aumento de 10% nas emissões de GEEs advindas das atividades agrícolas brasileiras (emissões de agropecuária e mudança de uso da terra – MUT) (IBGE, 2020; SISTEMA DE ESTIMATIVA DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA, 2020).

A origem do aumento dessas emissões de gás carbônico está na elevação da taxa de desmatamento da Amazônia Legal, que registrou crescimento de 30% entre agosto de 2018 e julho de 2019. No período, foram derrubados 9.762 km<sup>2</sup> de floresta, segundo dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2020).

As MUTs na Amazônia Legal resultam das atividades econômicas realizadas nas diferentes fases de desenvolvimento ocorridas na região, sobretudo a partir de 1964 (MELLO; ARTAXO, 2017). Essas atividades vêm aumentando continuamente desde 1991 – com pico em 1995 –, tendo caído em 2005, porém retomando a tendência de crescimento em 2013, até o ano de 2019 (FEARNSIDE, 2006; INPE, 2020).

Com base em dados do Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (Prodes), de 2000 a 2019, pecuária, agricultura de larga escala, agricultura de corte e queima foram as principais causas diretas do desmatamento na Amazônia brasileira, sendo a expansão da primeira a mais importante entre as atividades relacionadas (RIVERO *et al.*, 2019). De acordo com Fearnside (2006, p. 396): “em geral, os grandes e médios fazendeiros respondem pela grande maioria da atividade do desmatamento [...] [sendo] provável que o desmatamento futuro aumente ainda mais rapidamente por causa da constante expansão da rede de estradas”.

Considerando-se a importância mundial dos serviços ecossistêmicos amazônicos (FEARNSIDE, 2006; MELLO; ARTAXO, 2017; PADRÃO *et al.*, 2012), crescentes taxas de desmatamento, ao gerarem o desequilíbrio dos serviços ecossistêmicos florestais, acarretam graves impactos ambientais e socioeconômicos (MELLO; ARTAXO, 2017). Segundo Fearnside (2006, p. 396):

Três grupos de serviços proveem ampla justificativa para manter áreas grandes de floresta: biodiversidade, ciclagem de água e armazenamento de carbono. [...] A sociodiversidade também é ameaçada pela perda de floresta, já que isto elimina culturas indígenas e extrativistas tradicionais tais como seringueiros.

No referido contexto, Padrão *et al.* (2012) sugerem ter havido um maior debate sobre a lógica de ocupação e exploração dos recursos naturais nos sistemas agrícolas tradicionais, além da busca crescente por atividades agrícolas de maior eficiência ambiental, capazes de reduzir a pressão sobre ecossistemas e florestas.

A análise de ecoeficiência surge a partir dessa problemática, com o objetivo de mensurar o nível de produção ambiental e economicamente eficiente – na busca por parâmetros sustentáveis de desenvolvimento. A eficiência da produção passa a ser calculada considerando, além das variáveis econômicas, externalidades ambientais advindas do processo produtivo.

Dada a fragilidade e a extrema dependência de serviços ecológicos do bioma amazônico, bem como a importância da agricultura brasileira no cenário internacional, surge a questão: como a ecoeficiência agropecuária se comporta nos diversos municípios da Amazônia Legal? Como estão subdivididos os mais eficientes e os menos eficientes? Quais os fatores condicionantes da ecoeficiência nessa região?

Diante desses questionamentos, este estudo tem como objetivo analisar a ecoeficiência agropecuária da Amazônia Legal em dois estágios: o primeiro consiste na criação de um índice

de ecoeficiência a partir da análise DEA-SBM, e o segundo analisa os fatores condicionantes através da análise de regressão Tobit.

Os dados da pesquisa foram obtidos a partir do Censo Agropecuário de 2017 (IBGE, 2017), do Sistema de Contas Nacionais (IBGE), do Sistema de Informações Contábeis e Fiscais do Setor Público Brasileiro (Secretaria do Tesouro Nacional), além do Prodes e do Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa, realizado pelo Observatório do Clima, todos para o ano de 2017.

Este artigo está subdividido em mais quatro seções, além desta introdução. A seção seguinte identifica o estado da arte acerca da ecoeficiência, bem como os conceitos e modelos utilizados sobretudo no que se refere à agropecuária amazônica. A terceira seção descreve a construção dos modelos e do índice para avaliação da ecoeficiência agropecuária dos municípios da Amazônia Legal. Por sua vez, a quarta seção fornece uma análise dos resultados obtidos, e a quinta seção apresenta as conclusões do artigo.

Este estudo, além de acumular experiência de pesquisa em avaliação de ecoeficiência, também ajudará a aprimorar o conhecimento e compreensão acerca do desenvolvimento econômico ecologicamente equilibrado na Amazônia brasileira.

## **2 REFERENCIAL TEÓRICO**

Nesta seção, apresentam-se pesquisas que tratam sobre ecoeficiência com enfoque para o setor agropecuário. Discutem-se desde o conceito geral aos seus principais fatores de influência no contexto da literatura acadêmica.

De acordo com Virtanen *et al.* (2013), as pesquisas sobre sustentabilidade precisam desenvolver ferramentas mais pragmáticas, integrando metas de sustentabilidade com gestão de desempenho. A ecoeficiência tem sido proposta nesse sentido, ou seja, como um método viável para explorar a estratégia de desenvolvimento sustentável (MA *et al.*, 2015).

Apesar de não haver uma definição fechada para ecoeficiência, uma vez que se trata de um conceito específico a partir de cada contexto, a literatura elementar sobre ecoeficiência parte da sua definição como uma razão entre valor econômico gerado e impacto ambiental (KORHONEN; LUPTACIK, 2004).

Neste artigo, considerando que será utilizada a metodologia DEA, a definição elementar não é suficiente, porque não considera os insumos da produção (YOU; ZHANG, 2016). Portanto, o conceito de ecoeficiência que será adotado neste estudo entende-a como a razão de uma soma ponderada das saídas (produtos desejados e indesejados) e da soma ponderada dos recursos utilizados.

### **2.1 Fatores condicionantes para o crescimento da ecoeficiência agropecuária**

De acordo com a literatura, são diversos os fatores que influenciam a ecoeficiência agropecuária. Além dos aspectos de produção, como terra, trabalho e capital e suas externalidades, variáveis como o nível de crescimento econômico local, a riqueza natural da região, o capital humano e as diferentes formas de gasto público podem representar fatores condicionantes para ecoeficiência.

### **2.2 Crescimento econômico e ecoeficiência agropecuária**

A relação entre aumento de renda e redução de impactos ambientais é objeto de investigação teórica desde a década de 1990, a partir da hipótese da Curva de Kuznets Ambiental (CKA) (GROSSMAN; KRUEGER, 1991, SHAFIK; BANDYOPADHYAY, 1992, PANAYOTOU, 1997). O comportamento da CKA sugere que, na medida em que as sociedades humanas chegam a um elevado nível de renda, demandam obtenção simultânea de qualidade

ambiental, visto que a vida é afetada pelo ar que se respira, pela água e alimentos que se ingere, pela beleza que se observa na natureza e pela diversidade de espécies com que se entra em contato.

A CKA possui, portanto, uma forma de U invertido e parte da ideia de que, em um primeiro momento ou na primeira fase da industrialização, são inevitáveis a utilização intensiva de recursos e o aumento no nível de poluição. Conforme descrevem Dasgupta *et al.* (2002), nessa fase, as pessoas estão mais interessadas em empregos e renda do que em ar e água limpos. As comunidades são pobres demais para abater os impactos causados.

Desde a metade do século XX, o desafio duplo de elevar a produção e a sustentabilidade ambiental tem sido investigado. Entre 2000 e 2020, países em desenvolvimento estavam no centro da maioria das pesquisas que avaliavam o comportamento da Curva de Kuznets (ANWAR *et al.*, 2022).

Nesse contexto, definiu-se como variável de influência, para analisar o comportamento da ecoeficiência agropecuária, a renda dos municípios que integram a Amazônia Legal.

### **2.3 Ecoeficiência e recursos naturais**

Camarero *et al.* (2013), analisando a ecoeficiência dos países da OCDE, através da DEA, identificaram as economias escandinavas como as mais ecoeficientes (considerando a poluição do ar), enquanto países do sul europeu (Portugal, Espanha, Grécia, Hungria e Turquia), além do Canadá e Estados Unidos, estão entre as piores *performances*.

Nesse sentido, optou-se por analisar o estoque de recursos naturais como fator de influência da ecoeficiência nos municípios da Amazônia Legal.

### **2.4 Educação e ecoeficiência agropecuária**

Picazo-Tadeo, Gómez-Limon e Reig-Martínez (2011), ao analisarem a ecoeficiência nos estabelecimentos agropecuários da Espanha, também utilizando o método DEA, revelaram que o nível educacional mais avançado dos agricultores afeta sua ecoeficiência. Além disso, locais que detêm programas agroambientais possuem variação positiva em relação à ecoeficiência.

Yang, Wang e Bin (2022) estudaram a emissão de carbono na agricultura chinesa, a partir da metodologia de dois estágios DEA e Malmquist-Luemberger, e identificaram que melhorias na infraestrutura agropecuária e no capital humano tiveram impacto positivo na

ecoeficiência. Godoy-Durán *et al.* (2017), ao avaliarem a ecoeficiência e seus determinantes para a agricultura familiar hortícola no sudeste da Espanha, também identificaram que um alto nível de experiência e educação dos agricultores influencia positivamente a ecoeficiência. Ademais, agricultores que trabalham com centros de pesquisa e universidades adotam controles de qualidade e inovação ambiental que melhoram a ecoeficiência.

## **2.5 Gasto público e ecoeficiência agropecuária**

Picazo-Tadeo, Gómez-Limon e Reig-Martínez (2011) identificaram que gastos públicos em extensão rural e treinamento dos agricultores podem ajudar na integração da agricultura com a ecologia. Paz *et al.* (2020), com a proposta de avaliar cenários visando à redução de emissões de GEEs na gestão de resíduos sólidos, observaram a necessidade de investimentos públicos para a gestão de resíduos. Supõe-se, assim, um cenário positivo para a ecoeficiência quando o governo investe em favor da mesma.

Por sua vez, Wang *et al.* (2021) identificaram, por região da China, o impacto da inovação colaborativa na ecoeficiência, tendo constatado que o gasto público em ciência e tecnologia tem um efeito positivo na ecoeficiência local, apesar de um grau de promoção ainda de baixo impacto.

## **2.6 Ecoeficiência agropecuária na Amazônia brasileira**

A expansão da fronteira agrícola na região amazônica, a partir do processo de modernização, tem elevado a produção agropecuária, mas através de fortes impactos ambientais, como o aumento do desmatamento, a perda de biodiversidade e a modificação de serviços ecossistêmicos (LOBÃO; STADUTO, 2020). Esse contexto tem contribuído para o aumento no número de análises de eficiência que incorporam externalidades ambientais.

Rosano-Peña *et al.* (2018) utilizaram o método SFA com funções de distâncias hiperbólicas para estimar a ecoeficiência da agricultura na Amazônia, por municípios, para o ano de 2006. Como variáveis de entrada, foram consideradas trabalho, capital, área de cultivo e pasto, e outros custos de produção. Nas variáveis de saída desejáveis, os autores utilizaram três formas de receita da venda de produtos agropecuários, além do número de florestas naturais preservadas; como saída indesejável, foi considerada a área degradada. Entre os principais resultados, identificaram um baixo nível geral de ecoeficiência, sendo o Acre o mais ecoeficiente, enquanto o Maranhão foi o mais ecoineficiente.

Outros estudos, como o de Silva *et al.* (2022), buscaram identificar os fatores determinantes da ecoeficiência da produção agropecuária na Amazônia brasileira, considerando, como externalidades, áreas preservadas e impactos na biodiversidade. Os autores concluíram que a escolaridade do produtor e a assistência técnica estão positivamente associadas à ecoeficiência.

### 3 METODOLOGIA

Esta seção apresenta a metodologia da pesquisa, que compreende a escolha das variáveis de primeiro estágio, a construção do índice de ecoeficiência, através do modelo DEA-SBM, a descrição das fontes de dados, a coleta e definição das variáveis exógenas e o modelo de regressão.

Dois métodos são utilizados neste estudo: o DEA-SBM, que estima os escores de ecoeficiência; e a análise de regressão Tobit, para a identificação dos fatores condicionantes.

#### 3.1 Descrição das variáveis utilizadas

A Tabela 6, abaixo, apresenta as variáveis escolhidas, incluindo os *inputs* Terra, Maquinaria e Trabalho, descritas como terras utilizadas para produção agropecuária, número de tratores e número de pessoas ocupadas, respectivamente. Em seguida, pode-se distinguir os *outputs* desejáveis, entre eles produção agrícola e produção pecuária, descritos como valores das produções agrícola e pecuária (em mil reais). Por fim, observam-se os *outputs* indesejáveis desmatamento e emissão de GEEs, descritos como área desmatada (em hectares) e emissões brutas de CO2 equivalente (em toneladas).

Tabela 6 – Descrição das variáveis por categoria

<b>Categoria</b>	<b>Variável</b>	<b>Descrição do indicador/Unidade</b>
<i>Input</i>	Terra	Terras utilizadas para produção agropecuária (ha)
	Maquinaria	Número de tratores
	Trabalho	Número de pessoas ocupadas
<i>Output</i> desejável	Produção agrícola	Valor da produção agrícola (mil R\$)
	Produção pecuária	Valor da produção pecuária (mil reais)
<i>Output</i> indesejável	Desmatamento	Área desmatada (ha)
	Emissão de GEEs	Emissões brutas de CO2 equivalente (t)

Fonte: Elaborada pela autora.

Os dados das variáveis de entrada e de saída desejadas, utilizados para a composição do índice de ecoeficiência, foram obtidos a partir do Censo Agropecuário, de 2017, do IBGE. As variáveis de saída indesejadas, ou seja, desmatamento e emissões brutas de CO2 equivalente,

foram obtidas a partir do Prodes/INPE/MCTIC e do Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa do Observatório do Clima.

### 3.2 Modelo DEA-SBM

O modelo DEA-SBM foi desenvolvido por Tone (2001) para medir a eficiência da produção, a partir de um método não radial, capaz de considerar variáveis não desejadas no processo produtivo. A eficiência de uma DMU é uma medida comparativa de quão bem ela realmente processa seus insumos para maximizar suas saídas desejadas e minimizar as indesejadas.

Optou-se por utilizar o modelo orientado ao produto, visto que as variáveis de entrada de terra, capital e trabalho são pouco flexíveis para serem alteradas pelos municípios no curto prazo.

O valor de eficiência relativa orientada ao produto pode, então, ser obtido da seguinte forma:

A curva de possibilidades de produção é definida como:

$$P = \{(x, y^g, y^b) | x \geq X\lambda, y^g \leq Y^g\lambda, y^b \geq Y^b\lambda, \lambda \geq 0\} \quad (1)$$

De acordo com Tone (2001, 2004), o modelo de eficiência SBM com variáveis de produto indesejadas pode ser definido conforme a equação a seguir:

$$\text{Min } \rho^* = \frac{1 - \left(\frac{1}{m}\right) \sum_{i=1}^m s_i y / x_{i0}}{1 + \frac{1}{s_1 + s_2} \left( \sum_{r=1}^{s_1} \frac{s_r^g}{y_{r0}^g} + \sum_{r=1}^{s_2} \frac{s_r^b}{y_{r0}^b} \right)} \quad (2)$$

s. a.

$$x_0 = X\lambda + s^-$$

$$y_0^g = Y^g\lambda - s^g$$

$$y_0^b = Y^b\lambda - s^b$$

$$s^- \geq 0, s^g \geq 0, s^b \geq 0, \lambda \geq 0$$

Onde  $s^-$  e  $s^g$  representam a folga de entradas e a folga de saídas desejadas,  $s^b$  é a folga de saídas indesejadas, e  $\lambda$  representa vetor de peso. O vetor  $s^- \in Rm$  ilustra os excessos de

uso de insumos,  $s^b \in R^{s^2}$  representa os excessos de resultados indesejáveis, enquanto  $s^g \in R^{s^1}$  mostra a escassez em bons resultados. A DMU com  $p^* = 1$  é considerada eficiente mesmo que existam valores de saídas indesejáveis, implicando que todos  $s^-$ ,  $s^g$  e  $s^b$  são iguais a zero. Em contraste, se  $p^* < 1$ , a DMU é ineficiente, sendo necessário ajustar as entradas e saídas desejadas, e reduzir as saídas indesejadas se a DMU quiser se tornar ambientalmente eficiente.

Para a aplicação do modelo, utilizou-se o pacote *deaR* em linguagem R no *software* RStudio, através do qual foi possível obter o valor das ecoeficiências para cada município da Amazônia Legal.

### 3.3 Modelo de regressão

A ecoeficiência agropecuária medida pelo modelo DEA-SBM é afetada não apenas pelos indicadores de insumo-produto, mas também por fatores externos. Portanto, a influência desses fatores externos sobre a ecoeficiência precisa ser identificada.

Para a estimação de impacto dos fatores de influência, foi aplicado o modelo Tobit – considerando que o índice de ecoeficiência obtido a partir do modelo DEA-SBM tem estrutura censurada, pois varia entre 0 e 1. Portanto, a regressão de mínimos quadrados ordinários não é adequada por gerar vieses e inconsistências (ANGRIST; PISCHKE, 2009).

De acordo com Tobin (1958), o modelo Tobit pode ser expresso como:

$$y_i^* = \beta X_i + e_i, i = 1, 2, \dots, N \quad (3)$$

$$y_i = 0, se y_i^* \leq 0 \quad (4)$$

$$y_i = y_i^*, se y_i^* > 0 \quad (5)$$

A partir disso, no presente estudo, o modelo de regressão que representa os fatores de influência foi construído da seguinte forma:

$$y_i^* = \beta_{0i} + \beta_1 \ln(PIBp_i) + \beta_2 AP_i + \beta_3 EDU_i + \beta_4 GE + \beta_5 GA_i + \beta_6 GGA_i + e_i \quad (6)$$

Com relação às variáveis descritas no modelo e às respectivas unidades de medida, conforme apresentado na Tabela 7, abaixo, cabe distinguir: 1. Variável Nível de Renda (PIBp), representada pelo PIB *per capita* – ou PIB por habitantes; 2. Variável Área Preservada (AP), medida pela Proporção de Cobertura Florestal (%); 3. Variável Nível Educacional (EDU),

considerada segundo a proporção de proprietários com, pelo menos, Ensino Médio; 4. Variável Gastos Públicos em Agricultura (GA), mensurada por meio da proporção dos gastos empenhados em agricultura (%); 5. Variável Gastos Públicos em Educação (GE), medida pela proporção dos gastos empenhados em educação (%); e 6. Variável Gastos Públicos em Gestão Ambiental (GGA), expressa pela proporção dos gastos empenhados em gestão ambiental (%).

Tabela 7 – Descrição das variáveis e indicadores

<b>Variável</b>	<b>Abreviação</b>	<b>Indicadores</b>
Nível de Renda	PIBp	PIB <i>per capita</i> (PIB/habitantes)
Área Preservada	AP	Proporção de Cobertura Florestal (%)
Nível Educacional	EDU	Proporção de proprietários com, pelo menos, Ensino Médio
Gastos Públicos em Agricultura	GA	Proporção dos gastos empenhados em agricultura (%)
Gastos Públicos em Educação	GE	Proporção dos gastos empenhados em educação (%)
Gastos Públicos em Gestão Ambiental	GGA	Proporção dos gastos empenhados em gestão ambiental (%)

Fonte: Elaborada pela autora.

Os dados de nível educacional foram obtidos a partir do Censo Agropecuário, de 2017, do IBGE. As variáveis de saídas indesejadas, ou seja, desmatamento e emissões brutas de CO<sub>2</sub> equivalente, e a área preservada utilizada no segundo estágio foram obtidas a partir do Prodes/INPE/MCTIC e do Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa do Observatório do Clima.

O restante das variáveis utilizadas para análise de segundo estágio, para identificar fatores condicionantes, foram PIB *per capita*, coletado a partir do Sistema de Contas Nacionais do IBGE, e os dados de orçamento público, obtidos do Sistema de Informações Contábeis e Fiscais do Setor Público Brasileiro/Secretaria do Tesouro Nacional.

Para rodar o modelo, foi utilizado o pacote censReg, em linguagem R, no *software* RStudio.

Na seção seguinte, serão apresentados os resultados e discussão. A análise de regressão, associada com o método DEA-SBM, permite comparar os diversos fatores de influência da ecoeficiência nos municípios da Amazônia Legal.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise dos resultados é feita em três subseções. Na primeira, analisam-se as estatísticas descritivas dos dados. Na segunda, os índices de ecoeficiência são estimados, por município, de forma agregada por UF, para o ano de 2017. Na terceira subseção, são analisados os fatores de influência a partir do modelo de regressão.

### 4.1 Estatística descritiva

A Tabela 8 apresenta a estatística descritiva das variáveis incluídas no modelo DEA-SBM, ou seja, os *outputs* desejáveis e indesejáveis, e os *inputs* utilizados na produção agropecuária. Os dados das variáveis permitiram o cálculo das medidas de tendência central (média e mediana), medida de dispersão (desvio padrão) e amplitude das variáveis (valores mínimo e máximo), bem como o coeficiente de variação.

Tabela 8 – Estatística descritiva das variáveis utilizadas no modelo DEA-SBM

	Variáveis	Média	Mediana	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	CV
<i>Inputs</i>	<b>Terra (ha)</b>	116.154	68.286	148.404	102	1.475.116	128
	<b>Pessoal Ocupado</b>	3.995	2.898	4.043	304	48.246	101
	<b>Tratores</b>	204	110	267	3	2.095	131
<i>Outputs</i> desejáveis	<b>Valor da Produção Pecuária (mil R\$)</b>	48.036	22.905	69.464	145	559.982	145
	<b>Valor da Produção Agrícola (mil R\$)</b>	88.424	11.903	271.663	35	3.096.389	307
<i>Outputs</i> indesejáveis	<b>Incremento do Desmatamento (km<sup>2</sup>)</b>	11	1	32	0	353	292
	<b>Emissões de GEEs (CO<sub>2</sub>e)</b>	1.208.859	497.451	2.315.753	10.284	27.726.533	192

Fonte: Elaborada pela autora.

A média das terras agricultáveis dos municípios é de 116.154 hectares, com um mínimo de 102 e máximo de 1.475.116 hectares. Essa variável possui, juntamente com as variáveis Pessoal Ocupado, Tratores e Valor da Produção Pecuária (em mil reais), os menores CVs, respectivamente, 128, 101, 131 e 145. Já as variáveis Valor da Produção Agrícola (em mil reais), com 307, e Incremento do Desmatamento (em km<sup>2</sup>), com 292, apresentaram as maiores

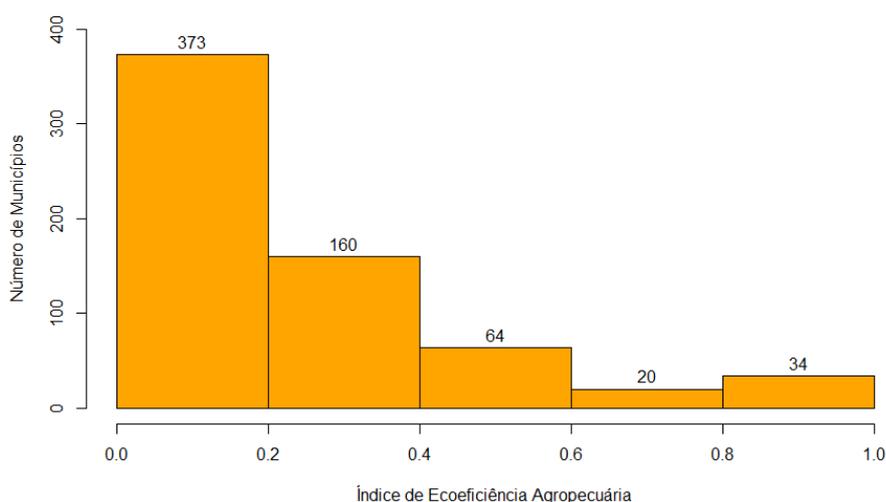
variações, enquanto as Emissões de GEEs (CO<sub>2</sub>e) mantiveram um CV intermediário, da ordem de 192.

Em relação ao Valor da Produção Agrícola (em mil reais), houve um mínimo de 35 e um máximo de 3.096.389 (mil reais), enquanto o Incremento do Desmatamento (km<sup>2</sup>) entre os municípios variou de 0 a 353 km<sup>2</sup>. Com relação às emissões de GEEs (CO<sub>2</sub>e), foram reveladas as maiores média, 1.208.859, mediana, 497.451 e desvio padrão, 2.315.753.

#### 4.2 Índice de ecoeficiência

Foram considerados 651 municípios da Amazônia Legal, conforme a distribuição das frequências observada na Figura 6, a seguir. Nota-se que 373 municípios tiveram índice de ecoeficiência entre 0,0 e 0,2; 160 municípios alcançaram entre 0,2 e 0,4; 64 se mantiveram entre 0,4 e 0,6; 20, entre 0,6 e 0,8; e 34, entre 0,8 e 10,0, evidenciando, assim, uma elevada concentração de municípios na camada mais baixa do índice, além de, no geral, uma baixa ecoeficiência entre os municípios.

Figura 6 – Histograma de índices de ecoeficiência dos municípios da Amazônia Legal



Fonte: Elaborada pela autora.

A média de ecoeficiência por UF evidencia o Mato Grosso e o Amazonas nas primeiras colocações, com ecoeficiência média de 0,38 e 0,34, respectivamente, conforme a Tabela 9, na sequência. Esses estados são seguidos pelo Amapá, com 0,26, o Pará, com 0,22, o Maranhão, com 0,21, e o Acre, com 0,20. Os três últimos são o Tocantins, com 0,18, Roraima, com 0,17, e Rondônia, com 0,14, caracterizando, assim, de forma geral, uma baixa ecoeficiência.

Importante ressaltar que mesmo aquelas UFs com maior número de municípios na fronteira de ecoeficiência caracterizam-se por uma ecoeficiência média baixa, como se pode observar pela escala de ecoeficiência apresentada por Pang *et al.* (2016).

Os municípios considerados se dividem entre os estados do Maranhão, com 153 municípios, e Mato Grosso, com 132, que lideram o *ranking*; seguidos por Pará e Tocantins, com 118 e 117, respectivamente. Abaixo, vem Rondônia, com 52 municípios, Amazonas, com 35, e Acre, com 18; depois, Roraima, com 14, e Amapá, com 12.

Do total de 31 municípios na fronteira de ecoeficiência, o Mato Grosso concentra 17, ou 55%. Em segundo lugar, está o Pará, com 5 (16%), seguido do Maranhão, com 4 (13%). Depois, vem o Amazonas, com 2 municípios ecoeficientes (6% do total), e Amapá, Tocantins e Rondônia, cada um com 1 município (3% cada).

Tabela 9 – Ecoeficiência dos municípios da Amazônia Legal (média, por UF)

<b>Unidade Federativa</b>	<b>Ecoeficiência média</b>	<b>Total de municípios considerados</b>	<b>Total de municípios ecoeficientes</b>
Mato Grosso	0,38	132	17
Amazonas	0,34	35	2
Amapá	0,26	12	1
Pará	0,22	118	5
Maranhão	0,21	153	4
Acre	0,20	18	0
Tocantins	0,18	117	1
Roraima	0,17	14	0
Rondônia	0,14	52	1

Fonte: Elaborada pela autora.

### 4.3 Fatores de influência

A regressão Tobit foi realizada com o objetivo de identificar variáveis de influência significantes para o índice de ecoeficiência dos municípios, variável dependente do modelo. Os resultados estão detalhados na Tabela 4. Entre as seis variáveis analisadas, três foram estatisticamente significantes ao nível de 1% e duas, ao nível de 5%.

Concernente à variável Nível de Renda, representada pelo indicador PIB *per capita* (PIBp), foi identificado um impacto positivo na ecoeficiência, com coeficiente de 0,10. O p valor do PIB *per capita* foi menor que 0,01, portanto o resultado foi significativo.

No que se refere à Área Preservada (AP) ou, conforme considerado aqui, a Proporção de Cobertura Florestal (%), apesar de haver uma correlação negativa, sugerindo que, em municípios com maior volume de recursos florestais, há uma menor ecoeficiência, o p valor foi de 0,92, portanto o resultado não foi significativo.

Já em termos do Nível Educacional (EDU), considerado através da proporção de proprietários com, pelo menos, Ensino Médio, o coeficiente foi positivo, de 0,005, e significativa a nível de 1%.

Os Gastos Públicos em Agricultura (GA), aqui medidos por meio da proporção dos gastos empenhados em agricultura, assim como os Gastos Públicos em Gestão Ambiental (GGA), medidos pela proporção dos gastos empenhados em gestão ambiental (%), mostraram impacto negativo na ecoeficiência. Ambos foram significantes a níveis de 1% e 5% de significância.

Observou-se uma relação positiva de Gastos Públicos em Educação (GE), mensurados pela proporção dos gastos empenhados em educação (%), e o índice de ecoeficiência foi encontrado, passando também no teste de significância de 5%.

Tabela 10 – Resultados da regressão Tobit

Variável	Coefficiente	Erro padrão	Z	P-valor
PIBp	0,1046***	0,0186	5,625	1,85E-08
EDU	0,0059***	0,0011	5,193	2,07E-07
AP	-3,04082e-05	0,0003	-0,0940	0,9251
GA	-0,0199**	0,0084	-2,374	0,0176
GGA	-0,0200***	0,0068	-2,908	0,0036
GE	0,0026**	0,0010	2,487	0,0129
Log da verossimilhança = -6,325		prob>chi <sup>2</sup> =0,000		

Nota: \*\*\* significante a 1%, \*\* significante a 5%.

Fonte: Elaborada pela autora.

## 5 CONCLUSÕES

Este estudo analisou a ecoeficiência de 651 dos municípios da Amazônia Legal, agregados por UF, em dois estágios: o primeiro, através da criação de um índice de ecoeficiência a partir da análise DEA-SBM; e o segundo, por meio da identificação de fatores condicionantes, através da análise de regressão Tobit, para o estado da arte acerca da ecoeficiência agropecuária na Amazônia brasileira.

O índice de ecoeficiência dos municípios da Amazônia Legal revelou alta concentração de municípios na camada mais baixa do índice, entre 0,0 e 0,2, além de, no geral, ter havido uma baixa ecoeficiência em meio à totalidade dos municípios.

A regressão Tobit foi realizada com o objetivo de identificar variáveis de influência significantes para o índice de ecoeficiência dos municípios, variável dependente do modelo. Entre as seis variáveis analisadas, três foram estatisticamente significantes ao nível de 1% e duas, ao nível de 5%.

Pode-se concluir que lugares onde os produtores têm, pelo menos, o Ensino Médio impactam positivamente a ecoeficiência, bem como os gastos públicos, como educação e o PIB *per capita*. Já os gastos públicos com agricultura e gestão ambiental impactam negativamente a ecoeficiência dos municípios.

Para trabalhos futuros, sugere-se identificar os tipos de gastos que estão sendo realizados nas funções orçamentárias de agricultura e gestão ambiental na Amazônia Legal, por município. Além disso, pode ser relevante pesquisar o impacto dos gastos públicos de outras esferas, para além da municipal, na ecoeficiência.

## CONCLUSÃO GERAL

A ecoeficiência agropecuária pode ser considerada um indicador fundamental para compreender se há ganhos mútuos de produção e preservação ambiental. A partir deste trabalho, pôde-se perceber, através do índice Malmquist-Luenberger, que a maior parte das UFs do Brasil, entre 2006 e 2017, avançou em termos de produtividade verde, considerando as emissões de GEEs como variável ambiental.

Entre as UFs que perderam produtividade verde, estão Rio de Janeiro, Sergipe, Maranhão, Paraíba, Ceará, Pará, Pernambuco, Acre, Amazonas, Alagoas e Amapá.

Em pelo menos 16 UFs brasileiras, há possibilidade de melhoria na ecoeficiência através da redução de GEEs. A maior parte está localizada na região Norte, como Rondônia, Amazonas, Pará, Roraima, Tocantins, Maranhão e Acre. Apesar de o Amapá ainda se localizar na fronteira de eficiência, é importante chamar a atenção para sua perda de produtividade verde entre os anos considerados.

Garantindo o nível de produção analisado e a fronteira de ecoeficiência da agropecuária brasileira, é possível que as UFs ineficientes reduzam suas emissões diretas de GEEs em até 43%. Considerando-se as emissões de uso da terra, esse percentual chega à média de 71%.

No segundo estudo, ao se investigar o perfil da ecoeficiência agropecuária nos municípios amazônicos, pôde-se constatar que são caracterizados por uma baixa ecoeficiência. A maior parte das DMUs (57%) está concentrada em níveis de 0,0 e 0,2. Tais resultados sugerem a necessidade de políticas públicas que priorizem essa região.

No que se refere às variáveis de impacto estimadas no modelo Tobit para a Amazônia Legal, pode-se afirmar que o PIB *per capita* dos municípios, o número de produtores com, pelo menos, o Ensino Médio completo e os gastos municipais em educação impactam positivamente no índice de ecoeficiência, enquanto variáveis de gastos municipais com agricultura e gestão ambiental possuem impacto negativo. Uma hipótese para esta última constatação é de que os gastos podem ter crescido em municípios que já passam por problemas de ordem ambiental ou agrícola.

Entre as limitações deste trabalho, pode-se citar o curto período de investigação. Nesse sentido, para trabalhos futuros, pode ser interessante a incorporação de uma série temporal mais ampla, que permita identificar padrões no nível de emissão agropecuária e na produção das DMUs. Sugere-se ainda um maior detalhamento no que se refere aos gastos públicos localizados na região da Amazônia Legal, para que seja possível captar os tipos de investimentos que estão sendo realizados.

## REFERÊNCIAS

ACCIOLI, Claudio; MONTEIRO, Solange. Dar de comer ao mundo. **Revista Conjuntura Econômica**, Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, v. 65, n. 11, p. 20-27, 2011.

ALBUQUERQUE, Igor *et al.* **SEEG 8**: Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas de clima do Brasil 1970-2019. [S. l.]: Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa, 2020.

ANDRACA, Roberto de; McCREADY, Ken. **Internalizing Environmental Costs to Promote Eco-Efficiency**. The Business Council for Sustainable Development, Genebra, 1993. (Draft Task Force Report).

ANGRIST, Joshua D.; PISCHKE, Jörn-Steffen. **Mostly harmless econometrics**: An empiricist's companion. Princeton: Princeton University Press, 2009.

ANWAR, Muhammad Azfar *et al.* Global perspectives on environmental kuznets curve: A bibliometric review. **Gondwana Research**, Beijing, v. 103, p. 135-145, 2022.

BRANDO, Paulo M. *et al.* The gathering firestorm in southern Amazonia. **Science Advances**, Washington DC, v. 6, n. 2, 2020.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. **Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura**: plano ABC: Agricultura de Baixa Emissão de Carbono/Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério do Desenvolvimento Agrário, coordenação da Casa Civil da Presidência da República. Brasília: MAPA/ACS, 2012. 173 p.

CAIADO, Rodrigo G. G. *et al.* Towards sustainable development through the perspective of eco-efficiency: A systematic literature review. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 165, p. 890-904, 2017.

CAMARERO, Mariam *et al.* Eco-efficiency and convergence in OECD countries. **Environmental and Resource Economics**, [s. l.]: Springer, v. 55, n. 1, p. 87-106, May 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10640-012-9616-9>.

CASTANHEIRA, Érica Geraldese; FREIRE, Fausto. Greenhouse gas assessment of soybean production: Implications of land use change and different cultivation systems. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 54, p. 49-60, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.05.026>.

CAVES, Douglas W.; CHRISTENSEN, Laurits R.; DIEWERT, W. Erwin. The economic theory of index numbers and the measurement of input, output, and productivity. **Econometrica**: Journal of the Econometric Society, New Haven, CT, p. 1393-1414, 1982.

CHARNES, Abraham; COOPER, William W.; RHODES, Edwardo. Measuring the efficiency of decision making units. **European Journal of Operational Research**, [s. l.]: Elsevier, v. 2, n. 6, p. 429-444, 1978.

CHUNG, Yangho H.; FÄRE, Rolf; GROSSKOPF, Shawna. Productivity and undesirable outputs: a directional distance function approach. **Journal of Environmental Management**, [s. l.]: Elsevier, v. 51, n. 3, p. 229-240, 1997.

CLAUDINO, Edison S.; TALAMINI, Eds n. Análise do Ciclo de Vida (ACV) aplicada ao agronegócio: uma revisão de literatura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 1, p. 77-85, 2013.

COELLI, Timothy J. *et al.* **An introduction to efficiency and productivity analysis**. 2. ed. New York, NY: Springer Science & Business Media, 2005.

CRAMER, Jacqueline. Early warning: Integrating eco-efficiency aspects into the product development process. **Environmental Quality Management**, Cincinnati, OH, v. 10, n. 2, p. 1-10, 2000.

DASGUPTA, Susmita *et al.* Confronting the environmental Kuznets curve. **Journal of Economic Perspectives**, Pittsburgh, PA, v. 16, n. 1, p. 147-168, 2002.

EXPORTAÇÕES do agronegócio em maio somam US\$ 10,9 bilhões. Brasília, DF, 2020. Disponível em: <https://www.panoramaleiloes.com.br/noticias/exportacoes-do-agronegocio-em-maio-somam-us-109-bilhoes>. Acesso em: 2 mar. 2021.

FÄRE, Rolf *et al.* Productivity growth, technical progress, and efficiency change in industrialized countries. **The American Economic Review**, Pittsburgh, PA, p. 66-83, 1994.

FÄRE, Rolf; GROSSKOPF, Shawna. Directional distance functions and slacks-based measures of efficiency. **European Journal of Operational Research**, [s. l.]: Elsevier, v. 200, n. 1, p. 320-322, 2010.

FÄRE, Rolf; GROSSKOPF, Shawna; PASURKA, JR, Carl A. Accounting for air pollution emissions in measures of state manufacturing productivity growth. **Journal of Regional Science**, [s. l.]: Wiley Online Library, v. 41, n. 3, p. 381-409, 2001.

FARRELL, Michael James. The measurement of productive efficiency. **Journal of the Royal Statistical Society**, London: Royal Statistical Society, v. 120, Part III, p. 253-290, 1957. DOI: <https://doi.org/10.2307/2343100>.

FEARNSIDE, Philip M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 36, n. 3, p. 395-400, 2006.

FITZSIMMONS, James A.; FITZSIMMONS, Mona J. **Administração de serviços: operações, estratégia e tecnologia da informação**. Porto Alegre: Amgh Editora, 2014.

FLACH, Rafaela *et al.* Conserving the Cerrado and Amazon biomes of Brazil protects the soy economy from damaging warming. **World Development**, [s. l.]: Elsevier, v. 146, p. 105582, 2021.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **Building a common vision for sustainable food and agriculture: principles and**

approaches. Rome, 2016. Disponível em: <http://www.fao.org/cofi/46037-0799fded181eabdcf681755783a3601b.pdf>. Acesso em: 6 abr. 2021.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **Global Forest Resources Assessment 2020: Key findings**. Rome, 2020. Disponível em: <https://www.fao.org/3/CA8753EN/CA8753EN.pdf>. Acesso em: 6 abr. 2021.

FONTES, Clarissa G.; CHAMBERS, Jeffrey Q.; HIGUCHI, Niro. Revealing the causes and temporal distribution of tree mortality in Central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, [s. l.]: Elsevier, v. 424, p. 177-183, 2018.

GARDA, Adrian Antonio; DA SILVA, José Maria Cardoso; BAIÃO, Patricia Carvalho. Biodiversity conservation and sustainable development in the Amazon. **Systematics and Biodiversity**, London, v. 8, n. 2, p. 169-175, 2010.

GIL, Juliana Dias Bernardes *et al.* Sustainable development goal 2: Improved targets and indicators for agriculture and food security. **Ambio**, [s. l.]: Springer, v. 48, n. 7, p. 685-698, 2019. DOI: 10.1007/s13280-018-1101-4.

GODOY-DURÁN, Ángeles *et al.* Assessing eco-efficiency and the determinants of horticultural family-farming in southeast Spain. **Journal of Environmental Management**, [s. l.]: Elsevier, v. 204, p. 594-604, 2017.

GOVINDAN, Kannan *et al.* Eco-efficiency based green supply chain management: Current status and opportunities. **European Journal of Operational Research**, [s. l.]: Elsevier, v. 233, n. 2, p. 293-298, 2014.

GRILO, Maria Mayara de Souza *et al.* Carbon footprints for the supply of electricity to a heat pump: Solar energy vs. electric grid. **Journal of Renewable and Sustainable Energy**, [s. l.], v. 10, n. 2, p. 023701, 2018.

GROSSMAN, Gene M.; KRUEGER, Alan B. Environmental impacts of a North American free trade agreement. **National Bureau of Economics Research Working Paper**, Cambridge, n. 3194, Nov. 1991.

GROVERMANN, Christian *et al.* Eco-efficiency and agricultural innovation systems in developing countries: Evidence from macro-level analysis. **PLoS One**, Francisco, CA, v. 14, n. 4, 2019.

HERNÁNDEZ-SANCHO, Francesc; MOLINOS-SENANTE, Maria; SALA-GARRIDO, Ramón. Energy efficiency in Spanish wastewater treatment plants: A non-radial DEA approach. **Science of the Total Environment**, [s. l.]: Elsevier, v. 409, n. 14, p. 2693-2699, 2011.

HUANG, Jianhuan *et al.* Composite eco-efficiency indicators for China based on data envelopment analysis. **Ecological Indicators**, [s. l.]: Elsevier, v. 85, p. 674-697, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA. **Censo Agropecuário 2006**. Rio de Janeiro, 2006.

Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuário/censo-agropecuário-2017>. Acesso em: 6 abr. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA. **Censo Agropecuário 2017**. Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/2006>. Acesso em: 6 abr. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. PIB cresce 1,1% em 2019 e fecha o ano em R\$ 7,3 trilhões. **Agência IBGE Notícias**, 4 mar. 2020. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/27006-pib-cresce-1-1-em-2019-e-fecha-o-ano-em-r-7-3-trilhoes>. Acesso em: 6 abr. 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. Monitoramento do desmatamento da Floresta Amazônica brasileira por satélite. **PRODES – Amazônia**, 2020. Disponível em: [www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes](http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes). Acesso em: 6 abr. 2021.

INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA – IPAM. CO2 equivalente (CO2e). **IPAM Amazônia**, 5 nov. 2015. Disponível em: <https://ipam.org.br/glossario/co2-equivalente-co2e/>. Acesso em: 27 mar. 2020.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. **Aquecimento Global de 1,5°C**. Tradução de Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. Brasília, DF, 2019. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/07/SPM-Portuguese-version.pdf>. Acesso em: 6 abr. 2021.

KORHONEN, Pekka J.; LUPTACIK, Mikulas. Eco-efficiency analysis of power plants: An extension of data envelopment analysis. **European Journal of Operational Research**, [s. l.]: Elsevier, v. 154, n. 2, p. 437-446, 2004.

LAPOLA, David M. *et al.* Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, [s. l.]: Springer, v. 4, n. 1, p. 27-35, 2014.

LE, Truc Linh *et al.* Evaluation of total factor productivity and environmental efficiency of agriculture in nine East Asian countries. **Agricultural Economics**, [s. l.], v. 65, n. 6, p. 249-258, 2019.

LIU, Jia; ZHANG, Junfei; FU, Zhengben. Tourism eco-efficiency of Chinese coastal cities—Analysis based on the DEA-Tobit model. **Ocean & Coastal Management**, [s. l.], v. 148, p. 164-170, 2017.

LOBÃO, Mário Sérgio Pedroza; STADUTO, Jefferson Andronio Ramundo. Modernização agrícola na Amazônia brasileira. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, Brasília, DF, v. 58, n. 2, 2020.

MA, Shujie *et al.* A case study of a phosphorus chemical firm's application of resource efficiency and eco-efficiency in industrial metabolism under circular economy. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 87, p. 839-849, 2015.

MASUDA, Kiyotaka. Measuring eco-efficiency of wheat production in Japan: A combined application of life cycle assessment and data envelopment analysis. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 126, p. 373-381, 10 July 2016.

MELLO, Natália Girão Rodrigues de; ARTAXO, Paulo. Evolução do plano de ação para prevenção e controle do desmatamento na Amazônia legal. **Revista do Instituto de Estudos Brasileiros**, São Paulo, n. 66, p. 108-129, 2017.

MYHRE, Gunnar *et al.* **Anthropogenic and natural radiative forcing**. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

NICHOLSON, Walter; SNYDER, Christopher M. **Intermediate microeconomics and its application**. Toronto, ON: Nelson Education, 2014.

ONAT, Nuri C.; KUCUKVAR, Murat; AFSHAR, Shiva. Eco-efficiency of electric vehicles in the United States: A life cycle assessment based principal component analysis. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 212, p. 515-526, 2019.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. Agricultural Outlook 2015-2024. **OECD Publishing**, Paris, 2016. Disponível em: [https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=HIGH\\_AGLINK\\_2015](https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=HIGH_AGLINK_2015). Acesso em: 5 mar. 2021.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. Agricultural Outlook 2020-2029. **OECD Publishing**, Paris, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1787/1112c23b-en>. Acesso em: 5 mar. 2021.

PADRÃO, Glaucia de Almeida *et al.* Environmental efficiency and opportunity cost of the Forest Code for the Amazon. *In*: ISEE 2012 CONFERENCE: ECOLOGICAL ECONOMICS AND RIO+20, 2012., Rio de Janeiro. **Anais [...]**. Rio de Janeiro, 2012. Disponível em: <https://www.isecoeco.org/conferences/isee2012-versao3/pdf/920.pdf>. Acesso em: 5 mar. 2021.

PANAYOTOU, Theodore. Demystifying the environmental Kuznets curve: turning a black box into a policy tool. **Environment and Development Economics**, Cambridge, v. 2, n. 4, p. 465-484, 1997.

PANG, Jiaxing *et al.* Measuring eco-efficiency of agriculture in China. **Sustainability**, Basel, v. 8, n. 4, p. 398, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3390/su8040398>.

PICAZO-TADEO, Andrés J.; GÓMEZ-LIMÓN, Jose A.; REIG-MARTÍNEZ, Ernest. Assessing farming eco-efficiency: A data envelopment analysis approach. **Journal of Environmental Management**, [s. l.]: Elsevier, v. 92, p. 1154-1164, 2011.

PINTO, Lilian de Castro Moraes. **Ecoeficiência na produção sucroalcooleira no Piauí**. 2018. 174 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2018.

RIVERO, Sérgio *et al.* Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova Econ.**, Belo Horizonte, v. 19, n. 1, p. 41-66, abr. 2019.

ROSANO-PEÑA, Carlos; DAHER, Cecílio Elias. The impact of environmental regulation and some strategies for improving the eco-efficiency of Brazilian Agriculture. *In: GUARNIERI, Patricia (ed.). **Decision Models in Engineering and Management***. Switzerland: Springer, Cham, 2015. p. 295-322.

ROSANO-PEÑA, Carlos *et al.* A measure of sustainability of Brazilian agribusiness using directional distance functions and data envelopment analysis. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, London, v. 21, n. 3, p. 210-222, 2014.

RYBACZEWSKA-BŁAŻEJOWSKA, Magdalena; GIERULSKI, Waław. Eco-efficiency evaluation of agricultural production in the EU-28. **Sustainability**, Basel, v. 10, n. 12, p. 4544, 2018.

SAATH, K.; FACHINELLO, A. Crescimento da demanda mundial de alimentos e restrições do fator terra no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, Brasília, DF, v. 56, n. 2, p. 195-212, 2018.

SCHALTEGGER, Stefan; BURRITT, Roger. **Contemporary environmental accounting: issues, concepts and practice**. London: Routledge, 2017.

SCHALTEGGER, Stefan; STURM, Andreas. Ökologische Rationalität: Ansatzpunkte zur Ausgestaltung von ökologieorientierten Managementinstrumenten. **Die Unternehmung**, [s. l.]: JSTOR, v. 44, n. 4, p. 273-290, 1990. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/24180467>. Acesso em: 28 mar. 2021.

SCHMIDHEINY, Stephan; TIMBERLAKE, Lloyd. **Changing course: A global business perspective on development and the environment**. Cambridge, MA: MIT Press, 1992.

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

SHAFIK, Nemat. Economic development and environmental quality: an econometric analysis. **Oxford Economic Papers**, Oxford, p. 757-773, 1994.

SHAFIK, Nemat; BANDYOPADHYAY, Sushenjit. **Economic growth and environmental quality: time-series and cross-country evidence**. [S. l.]: World Bank, 1992.

SILVA, João Vitor Borges da *et al.* Ecoeficiência da produção agropecuária na Amazônia brasileira: fatores determinantes e dependência espacial. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, Brasília, DF, v. 60, art. e250907, p. 1-21, 2021.

SISTEMA DE ESTIMATIVA DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (SEEG) **Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas de clima do Brasil 1970-2019**. Disponível em: [https://seeg-br.s3.amazonaws.com/Documentos%20Analiticos/SEEG\\_8/SEEG8\\_DOC\\_ANALITICO\\_SINTESE\\_1990-2019.pdf](https://seeg-br.s3.amazonaws.com/Documentos%20Analiticos/SEEG_8/SEEG8_DOC_ANALITICO_SINTESE_1990-2019.pdf). Acesso em: 6 nov. 2020.

SUZIGAN, Luís Henrique. **Ecoeficiência agropecuária nos municípios brasileiros**. 2020. 128 f. Dissertação (Mestrado em Agronegócios) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, 2020.

TONE, Kaoru. A slacks-based measure of efficiency in data envelopment analysis. **European Journal of Operational Research**, [s. l.]: Elsevier, v. 130, n. 3, p. 498-509, 2001.

TONE, Kaoru. **Dealing with undesirable outputs in DEA: a Slacks-Based Measure (SBM) approach**, Nippon Opereshonzu, Risachi Gakkai Shunki Kenkyu Happyokai Abusutorakutoshu. North American Productivity Workshop 2004, Toronto, 23-25 Jun. 2004. p. 44-45.

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs (DESA). **World population prospects 2019**. New York: UN DESA, 2019. Disponível em: <https://population.un.org/wpp/>. Acesso em: 6 abr. 2021.

VALOR da Produção Agropecuária de 2020 soma mais de R\$ 871 bi e é o maior dos últimos 32 anos. Disponível em: <https://revistacultivar.com.br/noticias/valor-da-producao-agropecuaria-de-2020-soma-mais-de-r-871-bi-e-e-o-maior-dos-ultimos-32-anos>. Acesso em: 2 abr. 2021.

VIAGGI, Davide. Research and innovation in agriculture: beyond productivity? **Bio-based and Applied Economics Journal**, Firenze, v. 4, n. 1050-2016-85779, p. 279-300, 2015.

VIRTANEN, Tuija; TUOMAALA, Mari; PENTTI, Emilia. Energy efficiency complexities: A technical and managerial investigation. **Management Accounting Research**, [s. l.]: Elsevier, v. 24, n. 4, p. 401-416, 2013.

WANG, Song *et al.* The impact of collaborative innovation on ecological efficiency—empirical research based on China’s regions. **Technology Analysis & Strategic Management**, [s. l.], v. 33, n. 2, p. 242-256, 2021.

WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT – WBCSD. **Measuring ecoefficiency, 2000**. A guide to reporting company performance. Geneva: WBCSD, 2000.

WORLD WIDE FUND FOR NATURE. Pegada ecológica? O que é isso? **WWF Brasil**, 2020. Disponível em: [https://www.wwf.org.br/natureza\\_brasileira/especiais/pegada\\_ecologica/o\\_que\\_e\\_pegada\\_ecologica/](https://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/especiais/pegada_ecologica/o_que_e_pegada_ecologica/). Acesso em: 3 mar. 2020.

WU, Guoyong *et al.* Agricultural ecological efficiency under the carbon emissions trading system in China: A spatial difference-in-difference approach. **Sustainability**, Basel, n. 14, p. 4707, 2022.

YANG, Huan; WANG, Xiaoxuan; BIN, Peng. Agriculture carbon-emission reduction and changing factors behind agricultural eco-efficiency growth in China. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 334, p. 130193, 2022.

YANG, Weixin; LI, Lingguang. Analysis of total factor efficiency of water resource and energy in China: A study based on DEA-SBM model. **Sustainability**, Basel, v. 9, n. 8, p. 1316, 2017.

YOU, Heyuan; ZHANG, Xiaoling. Ecoefficiency of intensive agricultural production and its influencing factors in China: an application of DEA-Tobit analysis. **Discrete Dynamics in Nature and Society**, London, v. 2016, 8 Mar. 2016.

ZHOU, Peng; POH, Kim Leng; ANG, Beng Wah. A non-radial DEA approach to measuring environmental performance. **European Journal of Operational Research**, [s. l.]: Elsevier, v. 178, n. 1, p. 1-9, 2007.

ZILLI, Marcia *et al.* The impact of climate change on Brazil's agriculture. **Science of the Total Environment**, [s. l.]: Elsevier, v. 740, p. 139384, 2020.

ZSCHEISCHLER, Jakob *et al.* Future climate risk from compound events. **Nature Climate Change**, [s. l.]: Springer, v. 8, n. 6, p. 469-477, 2018.

## APÊNDICE A

Tabela A1 – Valores das variáveis de *inputs* e *outputs* das UFs brasileiras (2006)

UF	Pessoal Ocupado	Terras Agricultáveis (ha)	Quantidade de Tratores	Valor da Produção Agropecuária (R\$)	Emissões Agropecuárias (CO2e)	Emissões de MUT (CO2e)
Acre	99.579,00	2.347.203,00	624,00	731.890	5.049.640,16	25.584.684,00
Alagoas	451.743,00	2.006.095,00	3.598,00	6.401.530	3.174.649,88	960.646,00
Amapá	13.095,00	630.210,00	93,00	191.159	682.770,04	2.949.628,00
Amazonas	266.667,00	2.950.027,00	751,00	1.266.864	2.894.259,00	74.328.531,00
Bahia	2.326.437,00	26.526.274,00	27.587,00	17.014.986	27.078.076,78	27.461.744,00
Ceará	1.145.990,00	7.553.004,00	5.701,00	7.327.465	6.711.563,54	6.165.872,00
Distrito Federal	22.324,00	204.616,00	2.424,00	829.595	377.198,02	217.333,00
Espírito Santo	317.568,00	2.573.780,00	11.857,00	4.765.205	5.204.419,73	1.946.118,00
Goiás	418.071,00	21.691.209,00	44.832,00	16.699.149	47.930.598,45	18.979.504,00
Maranhão	991.600,00	11.697.191,00	6.045,00	5.975.676	15.244.005,25	68.621.716,00
Mato Grosso	358.336,00	34.980.524,00	42.330,00	23.109.370	59.074.234,69	285.873.112,00
Mato Grosso do Sul	211.193,00	25.525.169,00	37.900,00	13.545.985	51.219.706,51	28.942.835,00
Minas Gerais	1.896.937,00	28.889.744,00	92.043,00	39.093.908	57.235.356,65	36.040.903,00
Pará	792.211,00	18.668.305,00	9.244,00	9.476.360	37.403.207,71	465.435.125,00
Paraíba	490.317,00	3.622.851,00	2.896,00	2.851.594	2.887.630,55	2.205.420,00
Paraná	1.117.098,00	13.391.167,00	113.718,00	31.463.144	29.814.208,67	15.656.754,00
Pernambuco	944.909,00	5.117.372,00	5.532,00	8.800.995	6.244.741,36	2.892.144,00
Piauí	831.827,00	8.490.797,00	3.813,00	2.399.457	6.017.904,20	5.823.507,00
Rio de Janeiro	157.696,00	1.880.761,00	7.666,00	2.562.846	4.994.202,37	1.172.288,00
Rio Grande do Norte	247.515,00	3.003.532,00	4.283,00	2.160.588	2.716.711,91	1.874.093,00
Rio Grande do Sul	1.231.825,00	19.441.682,00	163.406,00	34.134.837	47.587.810,30	12.146.785,00
Rondônia	277.757,00	6.526.152,00	5.772,00	2.755.865	23.490.326,47	141.518.413,00
Roraima	29.509,00	1.255.378,00	442,00	227.958	1.281.582,44	11.640.907,00
Santa Catarina	571.522,00	5.255.899,00	69.884,00	16.985.954	11.669.902,64	14.583.622,00
São Paulo	910.848,00	15.590.766,00	145.346,00	52.994.688	41.219.775,00	12.096.231,00
Sergipe	268.800,00	1.430.482,00	2.989,00	2.000.628	2.623.481,83	802.506,00
Tocantins	176.831,00	11.498.520,00	9.942,00	2.536.950	16.623.831,32	25.489.091,00

Fonte: Elaborada pela autora. Dados coletados a partir do Censo Agropecuário e do Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG). Dados corrigidos pelo IPCA a preços de dezembro de 2017.

Tabela A2 – Valores das variáveis de *inputs* e *outputs* das UFs brasileiras (2017)

UF	Pessoal Ocupado	Terras Agricultáveis (ha)	Quantidade de Tratores	Valor da Produção Agropecuária (R\$)	Emissões Agropecuárias (CO2e)	Emissões de MUT (CO2e)
Acre	126.514,00	2.249.910,00	2.133,00	1.216.732,00	5.743.170,53	25.062.394,00
Alagoas	326.913,00	1.491.261,00	3.556,00	2.567.419,00	3.352.796,97	1.388.627,00
Amapá	31.098,00	795.300,00	376,00	352.748,00	812.450,07	5.621.025,00
Amazonas	330.719,00	2.483.612,00	2.430,00	1.932.083,00	2.972.267,96	74.548.608,00
Bahia	2.106.127,00	23.640.699,00	38.615,00	21.029.180,00	24.915.446,41	20.936.510,00
Ceará	928.646,00	6.215.444,00	6.043,00	5.548.702,00	6.551.331,53	2.545.485,00
Distrito Federal	21.791,00	199.740,00	2.980,00	1.040.071,00	486.806,95	173.293,00
Espírito Santo	357.258,00	2.725.035,00	24.314,00	7.614.989,00	5.025.509,70	4.442.746,00
Goiás	490.612,00	21.447.857,00	69.060,00	38.584.611,00	57.607.746,30	16.424.692,00
Maranhão	692.870,00	9.687.574,00	10.309,00	7.238.750,00	16.937.003,26	54.739.001,00
Mato Grosso	422.453,00	37.441.154,00	71.132,00	58.643.756,00	78.436.303,01	132.117.033,00
Mato Grosso do Sul	254.971,00	24.522.921,00	53.439,00	26.874.588,00	51.536.949,37	15.922.507,00
Minas Gerais	1.836.353,00	31.090.426,00	163.431,00	59.780.233,00	58.326.738,95	29.518.404,00
Pará	979.648,00	19.973.758,00	21.222,00	13.541.909,00	42.935.038,00	206.223.393,00
Paraíba	424.116,00	3.112.188,00	3.562,00	2.250.672,00	2.983.468,51	1.862.807,00
Paraná	846.642,00	12.248.512,00	166.393,00	48.585.374,00	34.623.459,48	15.057.072,00
Pernambuco	779.727,00	3.972.837,00	7.374,00	5.645.642,00	5.676.304,77	1.355.233,00
Piauí	670.321,00	8.247.819,00	5.049,00	4.809.493,00	5.974.443,86	7.889.592,00
Rio de Janeiro	160.571,00	1.945.527,00	10.748,00	2.982.761,00	5.497.593,17	1.542.858,00
Rio Grande do Norte	213.883,00	2.486.774,00	4.500,00	2.498.915,00	2.465.516,99	1.342.130,00
Rio Grande do Sul	992.413,00	19.463.392,00	242.274,00	54.250.540,00	53.313.598,46	12.424.432,00
Rondônia	270.812,00	7.099.741,00	12.283,00	6.544.961,00	27.928.847,82	91.369.525,00
Roraima	67.070,00	1.557.962,00	1.747,00	758.860,00	1.751.507,38	17.462.807,00
Santa Catarina	501.811,00	5.023.140,00	108.375,00	19.281.732,00	15.151.214,48	10.174.496,00
São Paulo	833.195,00	14.647.427,00	175.459,00	60.124.002,00	39.975.307,58	12.224.786,00
Sergipe	234.161,00	1.319.347,00	4.858,00	1.950.361,00	2.695.327,57	801.536,00
Tocantins	204.430,00	11.238.828,00	18.245,00	6.712.463,00	20.212.546,11	25.342.816,00

Fonte: Elaborada pela autora. Dados coletados a partir do Censo Agropecuário e do Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG).

## APÊNDICE B

Tabela B1 – Variação (%) de *inputs* e *outputs* utilizados no modelo DEA-SBM (2006/2017)

UF	Variação 2006/2017					
	<i>Inputs</i>			<i>Outputs</i>		
	Pessoal Ocupado	Terras Agricultáveis (ha)	Quantidade de Tratores	Valor da Produção Agropecuária (R\$)	Emissões Agropecuárias (CO2e)	Emissões de MUT (CO2e)
Acre	27,0%	-4,1%	241,8%	66,2%	13,7%	-2,0%
Alagoas	-27,6%	-25,7%	-1,2%	-59,9%	5,6%	44,6%
Amapá	137,5%	26,2%	304,3%	84,5%	19,0%	90,6%
Amazonas	24,0%	-15,8%	223,6%	52,5%	2,7%	0,3%
Bahia	-9,5%	-10,9%	40,0%	23,6%	-8,0%	-23,8%
Ceará	-19,0%	-17,7%	6,0%	-24,3%	-2,4%	-58,7%
Distrito Federal	-2,4%	-2,4%	22,9%	25,4%	29,1%	-20,3%
Espírito Santo	12,5%	5,9%	105,1%	59,8%	-3,4%	128,3%
Goiás	17,4%	-1,1%	54,0%	131,1%	20,2%	-13,5%
Maranhão	-30,1%	-17,2%	70,5%	21,1%	11,1%	-20,2%
Mato Grosso	17,9%	7,0%	68,0%	153,8%	32,8%	-53,8%
Mato Grosso do Sul	20,7%	-3,9%	41,0%	98,4%	0,6%	-45,0%
Minas Gerais	-3,2%	7,6%	77,6%	52,9%	1,9%	-18,1%
Pará	23,7%	7,0%	129,6%	42,9%	14,8%	-55,7%
Paraíba	-13,5%	-14,1%	23,0%	-21,1%	3,3%	-15,5%
Paraná	-24,2%	-8,5%	46,3%	54,4%	16,1%	-3,8%
Pernambuco	-17,5%	-22,4%	33,3%	-35,9%	-9,1%	-53,1%
Piauí	-19,4%	-2,9%	32,4%	100,4%	-0,7%	35,5%
Rio de Janeiro	1,8%	3,4%	40,2%	16,4%	10,1%	31,6%
Rio Grande do Norte	-13,6%	-17,2%	5,1%	15,7%	-9,2%	-28,4%
Rio Grande do Sul	-19,4%	0,1%	48,3%	58,9%	12,0%	2,3%
Rondônia	-2,5%	8,8%	112,8%	137,5%	18,9%	-35,4%
Roraima	127,3%	24,1%	295,2%	232,9%	36,7%	50,0%
Santa Catarina	-12,2%	-4,4%	55,1%	13,5%	29,8%	-30,2%
São Paulo	-8,5%	-6,1%	20,7%	13,5%	-3,0%	1,1%
Sergipe	-12,9%	-7,8%	62,5%	-2,5%	2,7%	-0,1%
Tocantins	15,6%	-2,3%	83,5%	164,6%	21,6%	-0,6%

Fonte: Elaborada pela autora.

## APÊNDICE C

Tabela C1 – Metas de produção para o índice 1 comparadas ao valor inicial de *inputs* e *outputs* (2006)

UF (2006)	INPUTS			OUTPUTS		
	Pessoal Ocupado	Terras Agricultáveis (ha)	Quantidade de Tratores	Valor da Produção Agropecuária (R\$)	Emissões Agropecuárias + MUT (CO2e)	
Acre	-48%	-90%	-34%	0%	-93%	
Alagoas	0%	0%	0%	0%	0%	
Amapá	0%	0%	0%	0%	0%	
Amazonas	-66%	-87%	-5%	0%	-78%	
Bahia	-48%	-80%	-65%	0%	-69%	
Ceará	-55%	-70%	-28%	0%	-46%	
Distrito Federal	0%	0%	0%	0%	0%	
Espírito Santo	0%	-43%	-69%	0%	-55%	
Goiás	-26%	-77%	0%	0%	-73%	
Maranhão	-57%	-84%	-44%	0%	-81%	
Mato Grosso	0%	0%	0%	0%	0%	
Mato Grosso do Sul	0%	-23%	-33%	0%	-35%	
Minas Gerais	-45%	-60%	0%	0%	-50%	
Pará	-16%	-84%	-42%	0%	-87%	
Paraíba	-59%	-75%	-45%	0%	-51%	
Paraná	-24%	-42%	-19%	0%	-52%	
Pernambuco	-34%	-46%	-11%	0%	-30%	
Piauí	-80%	-91%	-65%	0%	-80%	
Rio de Janeiro	-72%	-60%	-8%	0%	-60%	
Rio Grande do Norte	-38%	-77%	-72%	0%	-61%	
Rio Grande do Sul	-52%	-48%	-43%	0%	-44%	
Rondônia	-30%	-87%	-73%	0%	-94%	
Roraima	-45%	-94%	-71%	0%	-91%	
Santa Catarina	-20%	-20%	-29%	0%	-34%	
São Paulo	0%	0%	0%	0%	0%	
Sergipe	-47%	-56%	-62%	0%	-62%	
Tocantins	-75%	-94%	-30%	0%	-88%	
<b>MÉDIA GERAL</b>	<b>-35%</b>	<b>-55%</b>	<b>-31%</b>	<b>0%</b>	<b>-52%</b>	

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela C2 – Metas de produção para o índice 2 comparadas ao valor inicial de *inputs* e *outputs* (2006)

UF (2006)	INPUTS			OUTPUTS	
	Pessoal Ocupado	Terras Agricultáveis (ha)	Quantidade de Tratores	Valor da Produção Agropecuária (R\$)	Emissões Agropecuárias + MUT (CO2e)
Acre	-48%	-90%	-34%	0%	-98%
Alagoas	0%	0%	0%	0%	0%
Amapá	0%	0%	0%	0%	0%
Amazonas	-66%	-87%	-5%	0%	-99%
Bahia	-48%	-80%	-65%	0%	-80%
Ceará	-55%	-70%	-28%	0%	-63%
Distrito Federal	0%	0%	0%	0%	0%
Espírito Santo	0%	-42%	-71%	0%	-55%
Goiás	-26%	-77%	0%	0%	-75%
Maranhão	-57%	-84%	-44%	0%	-95%
Mato Grosso	0%	0%	0%	0%	0%
Mato Grosso do Sul	0%	0%	0%	0%	0%
Minas Gerais	-45%	-60%	0%	0%	-61%
Pará	-16%	-84%	-42%	0%	-99%
Paraíba	-59%	-75%	-45%	0%	-64%
Paraná	-52%	-31%	-24%	0%	-30%
Pernambuco	-34%	-46%	-11%	0%	-38%
Piauí	-80%	-91%	-65%	0%	-87%
Rio de Janeiro	-72%	-60%	-8%	0%	-58%
Rio Grande do Norte	-38%	-77%	-72%	0%	-70%
Rio Grande do Sul	-52%	-48%	-43%	0%	-43%
Rondônia	-30%	-87%	-73%	0%	-99%
Roraima	-45%	-94%	-71%	0%	-99%
Santa Catarina	-49%	-5%	-33%	0%	-35%
São Paulo	0%	0%	0%	0%	0%
Sergipe	-47%	-56%	-62%	0%	-62%
Tocantins	-75%	-94%	-30%	0%	-94%
<b>MÉDIA GERAL</b>	<b>-37%</b>	<b>-53%</b>	<b>-31%</b>	<b>0%</b>	<b>-56%</b>

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela C3 – Metas de produção para o índice 1 comparadas ao valor inicial de *inputs* e *outputs* (2017)

UF (2006)	INPUTS			OUTPUTS		
	Pessoal Ocupado	Terras Agricultáveis (ha)	Quantidade de Tratores	Valor da Produção Agropecuária (R\$)	Emissões Agropecuárias + MUT (CO2e)	
Acre	-93%	-65%	-31%	0%	-72%	
Alagoas	0%	0%	0%	0%	0%	
Amapá	0%	0%	0%	0%	0%	
Amazonas	-96%	-50%	-4%	0%	-13%	
Bahia	-91%	-50%	-18%	0%	0%	
Ceará	0%	0%	0%	0%	0%	
Distrito Federal	0%	0%	0%	0%	0%	
Espírito Santo	-57%	-46%	-10%	0%	-29%	
Goiás	-33%	0%	-12%	0%	-20%	
Maranhão	-94%	-52%	-15%	0%	-43%	
Mato Grosso	0%	0%	0%	0%	0%	
Mato Grosso do Sul	-25%	-30%	-39%	0%	-30%	
Minas Gerais	-38%	-56%	0%	0%	-45%	
Pará	-90%	-57%	-23%	0%	-58%	
Paraíba	-96%	-54%	-22%	0%	0%	
Paraná	0%	-11%	-15%	0%	-17%	
Pernambuco	0%	0%	0%	0%	0%	
Piauí	0%	0%	0%	0%	0%	
Rio de Janeiro	-60%	-71%	-20%	0%	-75%	
Rio Grande do Norte	-64%	-50%	0%	0%	0%	
Rio Grande do Sul	-20%	-32%	-35%	0%	-32%	
Rondônia	-83%	-41%	-35%	0%	-69%	
Roraima	-92%	-69%	-47%	0%	-42%	
Santa Catarina	-14%	-26%	-49%	0%	-40%	
São Paulo	0%	0%	0%	0%	0%	
Sergipe	-86%	-57%	0%	0%	-52%	
Tocantins	-78%	-62%	-55%	0%	-56%	
MÉDIA GERAL	-45%	-33%	-16%	0%	-26%	

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela C4 – Metas de produção para o índice 2 comparadas ao valor inicial de *inputs* e *outputs* (2017)

UF (2006)	INPUTS			OUTPUTS		
	Pessoal Ocupado	Terras Agricultáveis (ha)	Quantidade de Tratores	Valor da Produção Agropecuária (R\$)	Emissões Agropecuárias + MUT (CO2e)	
Acre	-93%	-65%	-31%	0%	-86%	
Alagoas	19%	0%	0%	0%	0%	
Amapá	15%	0%	0%	0%	0%	
Amazonas	-95%	-50%	-4%	0%	-91%	
Bahia	-85%	-52%	0%	0%	-15%	
Ceará	29%	0%	0%	0%	0%	
Distrito Federal	16%	0%	0%	0%	0%	
Espírito Santo	-48%	-46%	-10%	0%	-49%	
Goiás	11%	0%	0%	0%	0%	
Maranhão	-92%	-52%	-15%	0%	-64%	
Mato Grosso	8%	0%	0%	0%	0%	
Mato Grosso do Sul	8%	0%	0%	0%	0%	
Minas Gerais	-25%	-55%	0%	0%	-46%	
Pará	-89%	-57%	-23%	0%	-80%	
Paraíba	-60%	-55%	0%	0%	-24%	
Paraná	8%	-11%	-15%	0%	-23%	
Pernambuco	13%	0%	0%	0%	0%	
Piauí	24%	0%	0%	0%	0%	
Rio de Janeiro	-55%	-71%	-20%	0%	-73%	
Rio Grande do Norte	-31%	-45%	0%	0%	0%	
Rio Grande do Sul	-14%	-32%	-35%	0%	-28%	
Rondônia	-81%	-41%	-35%	0%	-80%	
Roraima	-91%	-69%	-47%	0%	-86%	
Santa Catarina	-7%	-26%	-49%	0%	-52%	
São Paulo	14%	0%	0%	0%	0%	
Sergipe	-83%	-53%	0%	0%	-40%	
Tocantins	-75%	-62%	-55%	0%	-47%	
MÉDIA GERAL	-32%	-31%	-13%	0%	-33%	

Fonte: Elaborada pela autora.

**APÊNDICE D**

Tabela D1 – Municípios da Amazônia Legal ecoeficientes (2017)

<b>Eficiência</b>	<b>Unidade Federativa</b>	<b>Município</b>
1	AM	Coari
1	AM	Tefé
1	AP	Oiapoque
1	MA	Pindaré-Mirim
1	MA	Raposa
1	MA	São João Batista
1	MA	Tasso Fragoso
1	MT	Alto Taquari
1	MT	Araguaiana
1	MT	Araputanga
1	MT	Campo Novo do Parecis
1	MT	Campo Verde
1	MT	Conquista D'Oeste
1	MT	Indiavaí
1	MT	Itiquira
1	MT	Nortelândia
1	MT	Nova Mutum
1	MT	Pedra Preta
1	MT	Primavera do Leste
1	MT	Santa Rita do Trivelato
1	MT	Santo Antônio do Leste
1	MT	Sapezal
1	MT	Sorriso
1	MT	Tapurah
1	PA	Ananindeua
1	PA	Barcarena
1	PA	Benevides
1	PA	Curionópolis
1	PA	Igarapé-Miri
1	RO	Chupinguaia
1	TO	Muricilândia

Fonte: Elaborada pela autora.