



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONEGOCIOS**

LUÍS HENRIQUE SUZIGAN

**ECOEFIÊNCIA AGROPECUÁRIA NOS MUNICÍPIOS
BRASILEIROS**

PUBLICAÇÃO: 188/2020

**Brasília/DF
Março/2020**

LUÍS HENRIQUE SUZIGAN

ECONOMIA AGROPECUÁRIA NOS MUNICÍPIOS BRASILEIROS

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós-graduação em Agronegócios (PROPAGA), da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília (UnB), como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Agronegócios.

Orientador(a): Prof. Dr. Carlos Rosano-Peña

**Brasília/DF
Março/2020**

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

Documento formal, autorizando reprodução desta dissertação de mestrado para empréstimo ou comercialização, exclusivamente para fins acadêmicos, foi passado pelo autor à Universidade de Brasília e acha-se arquivado na Secretaria do Programa. O autor reserva para si os outros direitos autorais, de publicação. Nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor. Citações são estimuladas, desde que citada a fonte.

FICHA CATALOGRÁFICA

S968e Suzigan, Luis Henrique
 Ecoeficiência agropecuária nos municípios brasileiros /
 Luis Henrique Suzigan; orientador Carlos Rosano Peña. --
 Brasília, 2020.
 128 p.

 Dissertação (Mestrado - Mestrado em Agronegócios) --
 Universidade de Brasília, 2020.

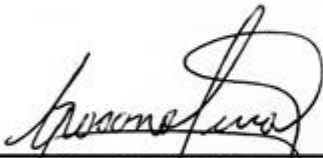
 1. Ecoeficiência. 2. Agropecuária. 3. Análise Envoltória
 de Dados (DEA). 4. Sustentabilidade. I. Rosano Peña,
 Carlos, orient. II. Título.

LUIS HENRIQUE SUZIGAN

ECOEFICIÊNCIA AGROPECUÁRIA NOS MUNICÍPIOS BRASILEIROS

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós-graduação em Agronegócios da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília (UnB), como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Agronegócios.

Aprovada pela seguinte Banca Examinadora:



**Prof. Dr. Carlos Rosano Peña – Propaga/UnB
(ORIENTADOR)**



**Prof. Dr. Mauro Del Grossi – Propaga/UnB
(EXAMINADOR INTERNO)**



**Prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira – FACE/UnB
(EXAMINADOR EXTERNO)**

Brasília, 02 de Março de 2020

AGRADECIMENTOS

Aos meus amores Vilma, Zé e Nina, pela paciência e companheirismo.

À Dona Maria e Brenda.

Aos meus pais, Wilson e Vera, inspiração e confiança; à minha irmã Lígia, Júlio, Lucas e Fernando.

A toda a comunidade Maria Preta, pelo convívio sempre alegre e animado!

Ao meu orientador, professor Carlos Rosano Peña, pelos ensinamentos e compartilhamento de ideias, e aos professores e colegas do Propaga.

RESUMO

Garantir o atendimento atual e futuro da demanda global por alimentos, combinando eficiência econômica e ambiental, é o grande desafio da agropecuária moderna. A análise de ecoeficiência, que busca indicar as melhores práticas em termos de maximização da produção e minimização dos impactos ambientais, é uma ferramenta que tem sido crescentemente utilizada para enfrentar esse desafio.

O objetivo central deste trabalho é contribuir para avaliar a eficiência e a sustentabilidade da atividade agropecuária no Brasil. Para isso, foram construídos indicadores para estimar a produtividade da terra, a eficiência e a ecoeficiência da agropecuária nos municípios brasileiros, combinando Análise Envoltória de Dados (DEA) com Funções Distâncias Direcionais (DDF). A principal fonte de estatísticas foi o Censo Agropecuário do IBGE, nas versões referentes a 1995, 2006 e 2017.

Os principais resultados indicam que as transformações na agropecuária brasileira – que resultaram em atividades mais intensivas em tecnologia e mais concentradas na produção em larga escala de monoculturas – trouxeram ganhos importantes em termos de produtividade da terra. Mas o alto custo dessa intensificação limitou ganhos em termos de eficiência e, pelo seu elevado impacto ambiental, resultou em piora nos índices de ecoeficiência. Com a maioria dos municípios se distanciando das fronteiras de eficiência e ecoeficiência, surgem questionamentos quanto à viabilidade econômica e à sustentabilidade da atividade agropecuária brasileira no longo prazo.

Palavras-chave: Ecoeficiência, Agropecuária, Sustentabilidade, Análise Envoltória de Dados.

ABSTRACT

Meeting current and future global demand for food by combining economic and environmental efficiency is the great challenge of modern agriculture. The eco-efficiency analysis, which seeks to indicate the best practices in terms of maximizing production and minimizing environmental impacts, is a tool that has been increasingly used to face this challenge.

The main objective of this work is to contribute to assess the efficiency and sustainability of agricultural activity in Brazil. To reach this objective, indicators were built to estimate land productivity, economic efficiency and eco-efficiency of agriculture in Brazilian municipalities, combining Data Envelopment Analysis (DEA) with Directional Distance Functions (DDF). The main source of statistics was the IBGE Agricultural Census for the years of 1995, 2006 and 2017.

The main results indicate that recent changes in Brazilian agriculture – which resulted in a more technology-intensive, large-scale production of monocultures – brought important gains in terms of land productivity. However, the high cost of this intensification limited gains in terms of efficiency and, due to its high environmental impact, resulted in a worsening of eco-efficiency rates. With most municipalities moving away from the frontiers of efficiency and eco-efficiency, questions arise regarding both the economic viability and the sustainability of Brazilian agricultural activity in the long run.

Keywords: Eco-efficiency, Agriculture, Sustainability, Data Envelopment Analysis.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Gráfico 1.1 - Número de artigos selecionados na revisão de literatura em bases internacionais por periódico de publicação	30
Gráfico 1.2 - Artigos selecionados na revisão de literatura em bases internacionais: número de artigos publicados por ano	31
Gráfico 1.3 - Distribuição dos métodos de análise da ecoeficiência utilizados nos artigos selecionados nas bases internacionais (% do total)	32
Gráfico 1.4 - Número de artigos selecionados nas bases internacionais por método de análise da ecoeficiência e períodos selecionados	33
Gráfico 1.5 - Principal objeto de pesquisa por método de análise de ecoeficiência nos artigos selecionados nas bases internacionais	33
Figura 1.1- Principais objetivos da análise de ecoeficiência agropecuária encontrados nos artigos selecionados nas bases científicas internacionais	36
Gráfico 1.6 - Unidades decisórias (DMUs) objetos das pesquisas sobre eficiência da agropecuária brasileira pelo método DEA, por abrangência geográfica	40
Gráfico 2.1 - Fronteira de eficiência, modelo CCR (retornos constantes de escala) ...	52
Gráfico 2.2 - Fronteira de eficiência, modelo BBC (retornos variáveis de escala)	54
Gráfico 2.3 - Fronteiras de eficiência, modelos CCR e BBC, 2014 e 2017	61
Gráfico 3.1 - Brasil: produtividade de culturas selecionadas em toneladas por hectare de área plantada, 2017	67
Figura 3.1 - Distribuição do Índice de Produtividade Relativa da Terra (IPAT) dos municípios brasileiros em 2017	69
Figura 3.2 - Distribuição do Índice de Condições Climáticas dos municípios brasileiros em 2017	71

Gráfico 3.2 - Índice de especialização da agricultura no Brasil	74
Gráfico 3.3 - Índice de especialização da agricultura: Argentina x Brasil	75
Gráfico 3.4 - Evolução da área plantada com soja no Brasil, % em relação ao total da área plantada	75
Gráfico 3.5 - Coeficientes de correlação entre a produtividade agrícola da terra e conjuntos selecionados de indicadores nos municípios brasileiros em 2017, agrupado por condições climáticas	78
Figura 4.1 - Distribuição do escore de eficiência da agricultura nos municípios brasileiros em 2017	85
Gráfico 4.1 - Índices de produtividade da terra e de eficiência da agricultura nos municípios brasileiros, 2017	86
Gráfico 4.2 - Despesas com insumos intermediários diretos (R\$ / hectare) nos municípios brasileiros agrupados pelo principal produto de cultivo em 2017	88
Gráfico 4.3 - Distribuição dos mil municípios com melhores e piores práticas de produtividade da terra (IPAT) e de eficiência econômica, por principais culturas agrícolas (em 2017)	89
Figura 4.2 - Distribuição do escore de eficiência da agricultura nos municípios brasileiros em 2017	91
Gráfico 4.4 - percentis de ecoeficiência e proporção de estabelecimentos que utilizaram adubação química e agrotóxicos nos municípios brasileiros em 2017	94
Gráfico 4.5 - percentis de ecoeficiência e proporção dos principais produtos agrícolas cultivados nos municípios brasileiros em 2017	96
Gráfico 5.1 - Brasil, área de pastagens (em milhões de hectares)	102
Gráfico 5.2 - Número de municípios brasileiros de acordo com a área predominante de atividade agropecuária	103

Gráfico 5.3 - Taxa de crescimento das receitas e despesas dos estabelecimentos agropecuários na média dos municípios brasileiros (valores deflacionados pelo deflator implícito do PIB-Agropecuário)	106
Gráfico 5.4 - Receitas menos despesas agropecuárias totais na mediana dos municípios brasileiros, em R\$ mil constantes de 2017 (deflacionado pelo deflator implícito do PIB-Agropecuário)	107
Gráfico 5.5 - Número de municípios brasileiros em que as despesas superam agropecuárias totais	108
Gráfico 5.6 - Crescimento, de 1995 a 2017, das receitas e despesas nos estabelecimentos agropecuários dos municípios brasileiros, agrupados pela composição da área produtiva	114

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Tabela 2-1 - Cálculo do índice de produtividade relativa da terra para Brasília-DF	43
Tabela 2.2 - Área plantada e valor da produção em UFs selecionadas, 2017	51
Tabela 2.3 - Resultados do modelo DEA-CCR-IO (retornos constantes de escala, orientação aos insumos)	53
Tabela 2.4 - Resultados do modelo DEA-CCR-OO (retornos constantes de escala, orientação ao produto)	53
Tabela 2.5 - Resultados do modelo DEA-BBC-IO (retornos variáveis de escala, orientação aos insumos)	55
Tabela 2.6 - Resultados do modelo DEA-BBC-OO (retornos variáveis de escala, orientação ao produto)	55
Tabela 2.7 - Área plantada e valor da produção, UFs selecionadas, 2014 e 2017	60
Tabela 2.8 - Resumo dos resultados, DEA-Malmquist	61
Quadro 2.1 - Variáveis utilizadas nos modelos	63

Tabela 3.1 - Correlação entre produtividade agrícola da terra e indicadores edafoclimáticos, 2017	70
Tabela 3.2 - Correlação entre produtividade e uso de tecnologia nos municípios brasileiros, 2017	71
Tabela 3.3 - Correlação entre produtividade e especialização agrícola nos municípios brasileiros, 2017	76
Tabela 3.4 - Correlação entre produtividade agrícola da terra e indicadores diversos nos municípios brasileiros, 2017	77
Tabela 3.5 - Resultados da regressão: fatores determinantes do IPAT	80
Tabela 3.6 - Valores médios de variáveis selecionadas para municípios agrupados de acordo com desempenho da produtividade relativa da terra	81
Tabela 4.1 - DEA: eficiência, retornos variáveis de escala e orientação a insumos	85
Tabela 4.2 - Valores médios de variáveis selecionadas para municípios agrupados de acordo com o desempenho da produtividade relativa da terra	87
Tabela 4.3 - Resultados do modelo DEA de ecoeficiência, com retornos variáveis de escala e orientação aos insumos	90
Tabela 4.4 - Índices médios de produtividade da terra, eficiência e ecoeficiência da agricultura brasileira por conjuntos de municípios agrupados pelo principal cultivo, em 2017	92
Tabela 4.5 - Resultados da regressão de Tobit: fatores determinantes da eficiência da agricultura nos municípios brasileiros em 2017	93
Tabela 4.6 - Resultados da regressão de Tobit: fatores determinantes da ecoeficiência da agricultura nos municípios brasileiros em 2017	95
Tabela 5.1 - A. Brasil, área utilizada em pastagens e lavouras selecionadas (em mil hectares)	101

Tabela 5.2 - Resultados do modelo Malmquist-DEA com retornos variáveis de escala e orientação aos insumos para a eficiência da agropecuária na média (geométrica) dos municípios brasileiros, 1995-2006-2017	105
Tabela 5.3 - Resultados da análise de Malmquist-DEA para a dinâmica da eficiência da agropecuária nos municípios brasileiros entre 1995 e 2017, agrupados por área predominante na composição da atividade	109
Tabela 5.4 - Resultados do modelo Malmquist-DEA com retornos variáveis de escala e orientação aos insumos para a ecoeficiência da agropecuária na média (geométrica) dos municípios brasileiros, 1995-2006-2017	110
Tabela 5.5 - Resultados da análise de Malmquist-DEA para a dinâmica da ecoeficiência da agropecuária nos municípios brasileiros entre 1995 e 2017, agrupados por área predominante na composição da atividade	111
Tabela 5.6 - RECEITAS dos estabelecimentos agropecuários por área utilizada na produção, em R\$ mil de 2017 deflacionados pelo deflator implícito do PIB-Agro ...	112
Tabela 5.7 - DESPESAS dos estabelecimentos agropecuários por área utilizada na produção, em R\$ mil de 2017 deflacionados pelo deflator implícito do PIB-Agro	113
Tabela 5.8 - Despesas dos estabelecimentos com agrotóxicos por área utilizada na produção, em R\$ mil de 2017 deflacionados pelo deflator implícito do PIB-Agro	115
Tabela 5.9 - Evolução do índice de impacto na BIODIVERSIDADE da agropecuária nos municípios brasileiros, escala de zero (menor impacto) a um (maior impacto) ...	115

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	15
Problema de pesquisa.....	17
Objetivos: geral e específicos.....	20
Justificativa.....	21
Estrutura e organização do trabalho.....	22
1. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	23
1.1 Arcabouço conceitual: produtividade e sustentabilidade.....	23
1.2 Revisão da literatura: metodologia e objetivos.....	27
1.3 Métodos e indicadores utilizados na ecoeficiência agropecuária.....	29
1.4 Análise da ecoeficiência agropecuária na literatura brasileira.....	38
2. MÉTODOS E MATERIAIS DE PESQUISA.....	42
2.1 Método proposto de mensuração da produtividade relativa da terra.....	42
2.2 Correlação e Regressão para identificação de fatores determinantes.....	43
2.3 Análise Envoltória de Dados (DEA).....	45
2.3.1 DEA-CCR (ou CRS, Constant Returns to Scale).....	46
2.3.2 DEA-BCC (ou VRS, Variable Returns to Scale).....	48
2.3.3 Exemplos de modelos DEA-CCR e DEA-BCC.....	51
2.4 Ecoeficiência: externalidades e Funções Distâncias Direcionais.....	55
2.5 Fatores determinantes da ecoeficiência: regressão de Tobit.....	57
2.6 Método do Índice de Produtividade de Malmquist (IPM).....	58
2.7 Indicadores utilizados nos modelos.....	62
2.7.1 Tratamento de valores inibidos.....	63
2.7.2 Tratamento de outliers.....	64
3. PRODUTIVIDADE AGRÍCOLA DA TERRA E FATORES DETERMINANTES....	66
3.1 Fatores determinantes da produtividade: análise de correlação.....	69
3.1.1. Condições edafoclimáticas.....	69
3.1.2 Uso de tecnologias.....	72
3.1.3 Especialização.....	73
3.1.4 Outros fatores.....	76
3.2 Fatores determinantes: análise de regressão.....	78
3.3 Conclusões.....	81

4. ECOEFICIÊNCIA DA AGRICULTURA NOS MUNICÍPIOS BRASILEIROS EM 2017	83
4.1 Apresentação dos indicadores e modelagem	83
4.2 Eficiência: resultados da análise de DEA.....	84
4.3 Ecoeficiência: resultados da análise de DEA-DDF	89
4.4 Determinantes da ecoeficiência: análise de regressão de Tobit	92
4.5 Conclusões.....	97
5. DINÂMICA DA EFICIÊNCIA E DA ECOEFICIÊNCIA AGROPECUÁRIA NOS MUNICÍPIOS BRASILEIROS: 1995 A 2017	98
5.1 Breve contextualização sobre a evolução da agropecuária brasileira	98
5.2 Apresentação dos indicadores e modelos	103
5.3 Resultados da análise de Malmquist-DEA	105
5.3.1 Evolução da eficiência.....	105
5.3.2 Ecoeficiência	109
5.4 Análise dos resultados.....	111
CONSIDERAÇÕES FINAIS	117
REFERÊNCIAS	120

INTRODUÇÃO

O impacto ambiental das atividades humanas tem recebido significativa atenção de pesquisas científicas interdisciplinares nas últimas décadas. Entidades públicas e empresas privadas têm sido cada vez mais cobradas a adotar políticas e escolhas gerenciais que combinem desempenho econômico com preocupação ambiental e social.

A preocupação com os impactos das atividades econômicas sobre o meio ambiente passou a ganhar destaque a partir do início da década de 1970, com a realização da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, em junho de 1972, em Estocolmo (Suécia). Com a publicação do relatório *Nosso Futuro Comum* (BRUNDTLAND, 1987) e a realização de outra Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente, em 1992, no Rio de Janeiro (a Rio-92), sustentabilidade e desenvolvimento sustentável tornaram-se palavras de ordem.

As iniciativas de mensuração (ou quantificação) dos efeitos colaterais das atividades econômicas para o meio ambiente precedem, no entanto, essas discussões. Georgescu-Roegen (1970), por exemplo, propôs incluir o resíduo (ou desperdício) na representação do processo produtivo – caracterizado pelo autor como uma transformação entrópica. Neste processo, os limitados recursos naturais são transformados a taxas crescentes em novos bens e serviços, o que o torna insustentável. Mas, na produção e consumo desses produtos, ainda se geram resíduos com impactos no ecossistema superiores à capacidade de resiliência da natureza. Ou seja, a produção econômica não pode ser tratada como um processo independente, isolado do espaço e do tempo e fora do ecossistema. Georgescu-Roegen (1976) destaca que o homem, entre os organismos vivos, é o grande catalizador dessa transformação entrópica, pois o processo produtivo é responsável pela depleção de recursos naturais e por resíduos indesejáveis.

Leontieff (1970, p.262), por sua vez, incluiu atividades poluentes na matriz insumo-produto para oferecer um modelo matemático capaz de medir as “repercussões ambientais” da “estrutura econômica”. Segundo o autor, a poluição é um subproduto das atividades econômicas e “em muitas de suas formas, pode ser relacionada de forma mensurável a algum tipo particular de consumo ou de processo de produção”.

Leontieff (1970, p.270) entende que, “uma vez compilado um conjunto apropriado de coeficientes de insumos e produtos, (...) os variados tipos de poluentes podem ser analisados a partir do que eles de fato são: parte integrada do processo econômico”. A ecoeficiência – termo cunhado no âmbito da Rio-92 – é uma ferramenta de análise que, tal como o modelo proposto por Leontieff (1970), busca considerar os subprodutos da atividade econômica na matriz insumo-produto, incorporando as externalidades ambientais como custos de produção e “parte integrada” da mensuração da eficiência produtiva.

A preocupação com práticas sustentáveis é extensivamente cobrada no agronegócio. A agropecuária é considerada uma atividade de baixo valor agregado, pois representa apenas 3,5% do Produto Interno Bruto (PIB) mundial (WORLD BANK, 2017) Mas, nem por isso, é desprovida de ampla relevância socioeconômica: o produto da agropecuária é considerado essencial para a sobrevivência humana e para a estabilidade social – pois 45% da população mundial ainda vivem em áreas rurais (ONU, 2017); e as atividades agropecuárias empregam, diretamente, 26% da força de trabalho global (ILO, 2018).

Assim, o bem-estar de uma parcela significativa da população mundial é influenciado pela agropecuária, pelas suas práticas e pelos seus efeitos sobre o meio ambiente – que são significativos, a começar pela dimensão espacial da agropecuária: produzir alimentos ocupa porções significativas de terra; e a expansão do uso da terra para cultivo provoca retirada de vegetação nativa e empobrece a biodiversidade.

Além do uso da terra, o consumo de outros insumos agropecuários também provoca impactos ambientais e sociais. A aplicação intensiva de agroquímicos, como fertilizantes e pesticidas, por exemplo, provoca contaminação do solo e de mananciais, causando problemas de saúde aos trabalhadores rurais e às populações locais.

A agropecuária também tem responsabilidade significativa na mudança climática: de acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, o setor é responsável por cerca de 25% do total de emissões globais de gases de efeito estufa (YAN et al., 2014). A emissão desses gases tem intensificado o aquecimento recente da superfície terrestre – fenômeno que vem desafiando cada vez mais a própria sustentabilidade do fornecimento de alimentos e, a reboque, a estabilidade social (IPCC, 2014).

Combinar eficiência econômica, social e ambiental no atendimento ao crescente consumo de alimentos é considerado o grande desafio da agricultura moderna (ALEXANDRATOS e BRUINSMA, 2012). A demanda global por alimentos tem crescido progressivamente nas últimas décadas, mesmo com a desaceleração no ritmo de crescimento populacional, pois as políticas de combate à desnutrição têm elevado os níveis de ingestão calórica nos países menos desenvolvidos. A produção global de alimentos, por sua vez, tem sofrido instabilidades associadas sobretudo ao aumento de fenômenos climáticos extremos, que ampliam os riscos de descompassos entre oferta e demanda, amplificando a volatilidade dos preços. Isso restringe o acesso de parte da população a alimentação segura (FAO, 2018).

Ehrlich e Ehrlich (2013, p.02) assinalam que a “agricultura tornou a civilização possível e, nos últimos 80 anos, uma revolução agrícola industrial (...) gerou milagres na produção de alimentos”. Mas os autores alertam que a agricultura “também criou sérias vulnerabilidades de longo prazo, especialmente em sua dependência de climas estáveis, monoculturas agrícolas, fertilizantes e pesticidas industriais, petróleo, antibióticos e transporte rápido e eficiente”.

A avaliação de ecoeficiência tem recorrido a diversos métodos e objetos de análise – que serão abordados na revisão bibliográfica deste trabalho – e tem sido amplamente aplicada para aferir o desempenho de sistemas agropecuários, considerando aspectos tanto econômicos como ambientais.

Problema de pesquisa

Segundo a base de dados da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO, 2018) o Brasil é o segundo maior produtor de alimentos do mundo. Embora represente apenas 4,5% do Produto Interno Bruto (PIB) – de acordo com o Sistema de Contas Nacionais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2018) –, a agropecuária é a atividade econômica principal em quase 30% dos municípios brasileiros, sobretudo nas regiões Norte e Centro-Oeste – que concentram a maior parte da área dos principais biomas brasileiros: a Amazônia e o Cerrado.

Além da relevante importância econômica e social, a agropecuária brasileira tem significativa influência nas questões ambientais. Segundo cálculos do Sistema de

Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG), a agropecuária é diretamente responsável por 30% das emissões de gases de efeito estufa no Brasil, sobretudo pela fermentação entérica de animais de criação e pela preparação do solo agrícola. Se consideradas as mudanças no uso do solo, geralmente associadas a queimadas e ao desmatamento de áreas de vegetação nativa para preparação da terra para o plantio, a participação (direta e indireta) da agropecuária na emissão total de gases estufa no Brasil alcança quase 60% (SEEG, 2018).

A agropecuária também é o principal consumidor de água entre as atividades econômicas brasileiras. Segundo as estatísticas disponibilizadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, em parceria com o Ministério do Meio Ambiente e a Agência Nacional de Águas, referentes a 2015, o setor foi responsável por mais de 75% do consumo de água no Brasil. Segundo as mesmas fontes, a intensidade hídrica do consumo – medida pela razão entre litros de água consumidos e o valor monetário gerado pela atividade econômica – é quase 25 vezes maior na agropecuária do que na indústria de transformação (IBGE, 2015).

Conciliar eficiência produtiva com equilíbrio ambiental é, portanto, particularmente desafiador para a agropecuária brasileira. O Brasil ainda possui porção extensa de terras com vegetação nativa, principalmente na região amazônica, e abriga o maior reservatório de água doce do mundo (FAO, 2003) – de modo que existe muita cobrança pela preservação desse patrimônio ambiental. Por outro lado, as entidades representativas do setor agropecuário contra-argumentam que o Brasil está entre os países com maior área de preservação protegida por lei (WORLD BANK, 2017); e que ainda existe amplo espaço ocioso que poderia ser utilizado para cultivo e pecuária sem incorrer em desobediência às leis ambientais que estabelecem reservas legais de vegetação nativa.

Assim, a defesa de interesses no campo, envolvendo os seus diversos agentes – grandes e pequenos produtores, trabalhadores rurais, ambientalistas, entidades públicas etc. –, tende a assumir uma faceta dicotômica, suscitando argumentações antagônicas: por um lado, a produção agropecuária provoca a degradação do meio ambiente; por outro, a preservação ambiental restringe a produção agropecuária e cerceia o desenvolvimento econômico no meio rural.

Ao indicar possibilidades objetivas para que a eficiência produtiva seja intensificada minimizando a depleção de ativos ambientais, a análise da ecoeficiência poderia contribuir para atenuar esse antagonismo entre produzir ou preservar, sobretudo num contexto em que a agropecuária brasileira tem aumentado o seu grau de especialização, através da promoção de sistemas intensivos de produção agrícola (geralmente concentrados em monoculturas).

O problema de pesquisa que norteia este trabalho busca atender a duas perguntas principais: quais os principais fatores que determinam os diferentes graus de produtividade, eficiência e ecoeficiência nos municípios brasileiros? a dinâmica da atividade agropecuária brasileira tem conseguido conciliar eficiência produtiva com equilíbrio ambiental?

Ao analisar a ecoeficiência da agropecuária brasileira, identificando as regiões que combinam as melhores práticas econômicas e ambientais, este trabalho pode contribuir para apontar ineficiências que, dirimidas, poderiam ajudar a minimizar o uso recursos (econômicos e naturais) sem implicar na redução da produção agropecuária. Assim, este trabalho pode contribuir para a estratégia ganha-ganha, em detrimento do jogo de soma zero em que existe apenas um vencedor. Nessa estratégia, as duas necessidades envolvidas no antagonismo econômico ambiental buscam uma solução concomitante, atendendo ambas as partes. A ecoeficiência, portanto, é uma abordagem ganha-ganha, em que a resolução do aparente antagonismo resulta em oportunidades para chegar a um resultado mutuamente benéfico; e inclui a identificação das preocupações de cada lado a fim de encontrar alternativas que atendam às preocupações de todos.

Como será apresentado no Capítulo 1, há crescente interesse científico em analisar a ecoeficiência agropecuária. Este trabalho preenche uma lacuna na literatura brasileira, ao mensurar a ecoeficiência com estatísticas atualizadas, referentes ao Censo Agropecuário de 2017, recém-divulgado pelo IBGE. Ademais, este trabalho analisa a dinâmica da ecoeficiência agropecuária, ao mensurar sua evolução ao longo das últimas três décadas e identifica os fatores que determinam os variados graus de ecoineficiência na atividade agropecuária.

Objetivos: geral e específicos

O objetivo geral do trabalho é mensurar a produtividade e a ecoeficiência da agropecuária brasileira, explorando seus fatores determinantes, de modo a indicar possíveis limites para maximizar os interesses econômicos e ambientais, levando em consideração as melhores práticas regionais.

Para alcançar esse objetivo geral, os seguintes objetivos específicos são perseguidos.

1. Mensurar a produtividade agrícola da terra nos municípios brasileiros, por meio da construção de um indicador de produtividade relativa que: (i) pondera a produção física de produtos da agricultura com a área plantada em cada um dos municípios; e (ii) compara essa medida de produtividade com a produtividade média das diferentes culturas na média nacional.
2. Explorar, com base em análises de correlação e técnicas de regressão, quais são os fatores que determinam as diferenças de produtividade agrícola da terra observadas nos municípios brasileiros.
3. Mensurar, com o uso de técnicas não-paramétricas, a ecoeficiência da agricultura nos municípios brasileiros, igualmente buscando identificar os fatores que determinam os variados graus de ecoeficiência observados nos municípios.
4. Analisar, com o uso de técnicas não-paramétricas, a dinâmica da ecoeficiência da agropecuária brasileira, de modo a avaliar se a evolução da atividade agropecuária entre os períodos de 1995/96, 2006 e 2017 – períodos de referência das versões mais recentes do Censo Agropecuário do IBGE – foi positiva, neutra ou negativa.
5. Avaliar a influência dos fatores determinantes na dinâmica da ecoeficiência agropecuária dos municípios – de modo a indicar possibilidades de pesquisa futura que possam contribuir para promover a eficiência econômica da agropecuária sem lapidar o nosso patrimônio ambiental.

Justificativa

Como abordado nesta introdução, é crescente a preocupação da comunidade científica mundial com os efeitos das mudanças climáticas. Essa preocupação, ademais, tem sido cada vez mais estendida a entidades governamentais e a lideranças empresariais.

A 14ª Edição do Relatório de Riscos Globais do Fórum Econômico Mundial, publicada em 2019, por exemplo, argumenta que, “de todos os riscos, é em relação ao meio ambiente que o mundo está mais sonambulamente caminhando para a catástrofe” (WEF, 2019, p.15) – um alerta a indicar que os riscos ambientais são tão ou mais graves, em termos de impactos adversos potenciais, do que os riscos econômicos, políticos ou geopolíticos.

O alerta é particularmente importante para o setor agropecuário brasileiro. Os cenários climáticos elaborados por Gouel e Laborde (2018), por exemplo, indicam que o aquecimento da superfície terrestre tende a impactar severamente a produtividade da agropecuária em diversas regiões do Brasil, sobretudo no Nordeste, Norte e Centro-Oeste. Os autores apontam que as mudanças climáticas tendem a tornar mais áridas as regiões intertropicais, que tendem a sofrer piora marcante de produtividade agrícola nas próximas décadas. Burke e Tanutama (2019) também apontam que regiões intertropicais estão mais sujeitas a sofrerem consequências adversas associadas às mudanças climáticas.

Assim, a depleção de ativos ambientais, conquanto possa ampliar significativamente a área agricultável – e, portanto, ampliar a produção absoluta de alimentos no curto prazo –, poderia trazer consequências adversas para a eficiência e a sustentabilidade da agropecuária brasileira no longo prazo.

Este trabalho, portanto, se justifica por buscar alternativas objetivas para maximizar a relação entre eficiência produtiva e impactos ambientais. A análise de ecoeficiência não é condição suficiente para alcançar a sustentabilidade; mas pode contribuir para identificar possibilidades de minimização de impactos ambientais sem reduzir a produção agropecuária.

Este trabalho também se justifica por preencher uma lacuna no estudo da dinâmica da eficiência econômica e ambiental na agropecuária brasileira usando os dados da versão mais recente Censo Agropecuário do IBGE, referente a 2017.

Estrutura e organização do trabalho

Esta dissertação é organizada em cinco capítulos, além desta introdução. O primeiro capítulo é destinado à fundamentação teórica, em específico a: (i) apresentar os marcos conceituais, sobretudo relacionados aos conceitos de produtividade, eficiência e sustentabilidade que amparam a análise da ecoeficiência; e (ii) realizar uma revisão da literatura (em bases internacionais e brasileiras) sobre a análise de ecoeficiência aplicada à agropecuária, identificando os seus propósitos e os métodos e indicadores utilizados.

O segundo capítulo é dedicado a descrever os métodos e os materiais de pesquisa utilizados no trabalho, apresentando a técnica de Análise Envoltória de Dados (DEA) e as variáveis estatísticas a serem utilizadas para alcançar o objetivo geral de estimar a ecoeficiência da agropecuária brasileira.

O terceiro capítulo apresenta uma proposta de mensuração da produtividade agrícola da terra nos municípios e explora, através de testes paramétricos, os fatores que a determinam.

O quarto capítulo estende a exploração de fatores determinantes à eficiência e à ecoeficiência da agricultura nos municípios, cujos índices são obtidos através da técnica de análise envoltória de dados.

No quinto capítulo, a atividade pecuária é incorporada à mensuração da ecoeficiência – de modo a se obter uma estimativa mais ampla da evolução da ecoeficiência da atividade agropecuária brasileira entre 1995/96 e 2017.

Considerações finais e as indicações para pesquisas futuras são apresentadas após o quinto capítulo, seguidas das referências bibliográficas utilizadas no trabalho.

1. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

1.1 Arcabouço conceitual: produtividade e sustentabilidade

O arcabouço conceitual da ecoeficiência tem como pilares de sustentação dois conceitos amplamente examinados na literatura científica: produtividade e sustentabilidade. O primeiro é definido dentro de um espectro mais delimitado; e é considerado como uma ferramenta a partir da qual é possível medir a eficiência técnica das atividades econômicas. O segundo, assim como conceitos adjacentes de desenvolvimento sustentável e outros corolários, compreende definições mais diversas e de mensuração mais complexa.

Produtividade é geralmente entendida como a relação (ou a razão) entre a produção final e os meios (recursos) utilizados. De acordo com a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) e o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), os indicadores de produção e insumos podem ser combinados para oferecer medidas de produtividade que considerem um único fator ou que considerem múltiplos fatores (OECD, 2001; WANG et al., 2013).

As variáveis utilizadas na obtenção de índices de produtividade podem ser expressas em medidas monetárias ou físicas. A produção agrícola, por exemplo, pode ser expressa em valor monetário ou unidade de medida física. A mão-de-obra pode ser representada por despesas salariais, número de empregados ou horas trabalhadas na produção. As variáveis de insumos intermediários podem ser expressas em reais ou na quantidade física empregada na produção, (como no exemplo do uso de pesticidas, que pode ser medido em custos monetários ou no peso do ingrediente ativo aplicado ao cultivo). Da mesma forma, o uso de capital pode ser expresso em custos de depreciação de máquinas ou em número de unidades ou potência acumulada das máquinas utilizadas na produção.

Para alcançar uma medida de produtividade, não é mandatório comparar o numerador e o denominador no mesmo padrão. Por exemplo, ao medir a produtividade do trabalho, pode-se usar o numerador de saída (produção) em termos monetários (como receita de vendas) e o denominador de entrada (insumos) em termos de quantidade (número de empregados). A razão entre a produção em valores monetários e o número de empregados ilustrada acima é um exemplo de medida de

produtividade parcial, de fator único. Uma das medidas de produtividade de fator único mais consideradas na agricultura é o rendimento da safra, medido como a produção (física ou monetária) por uso da terra (medido em hectares, por exemplo).

A pesquisa em produtividade agrícola evoluiu para incorporar um conjunto abrangente e maior de insumos, incluindo mão-de-obra, capital e produtos intermediários, para alcançar medidas de produtividade multifatoriais – a partir do qual é possível calcular a produtividade total dos fatores (PTF).

A PTF é medida pela razão entre um índice agregado de produtos e um índice agregado de insumos (CHRISTENSEN, 1975), representada na equação (1.1), em que y e x representam os produtos e os insumos, respectivamente, sendo u e v os pesos atribuídos a cada entrada e saída.

$$PTF = \frac{u_1y_1 + u_2y_2 + \dots + u_sy_s}{v_1x_1 + v_2x_2 + \dots + v_rx_r} = \frac{\sum_{j=1}^s u_j y_j}{\sum_{i=1}^r v_i x_i} \quad (1.1)$$

A PTF é influenciada por mudanças tecnológicas, que produzem “choques de produtividade” (KYDLAND & PRESCOTT, 1982), de modo que a produção pode ser aumentada sem nenhuma mudança significativa na intensidade de utilização de insumos. Além disso, níveis variados de produtividade total dos fatores podem ser alcançados dependendo de “quão eficientemente (...) os insumos são utilizados na produção” (COMIN, 2010).

A eficiência é alcançada quando não existe outra combinação dos fatores de produção que possa melhorar a relação entre a maximização da produção e/ou a minimização do consumo de insumos (FARRELL, 1957). Segundo Charnes et al. (1978), quando uma unidade produtiva alcança a produção máxima para todas as entradas indicadas, ela “preenche os requisitos de uma função de produção”, alcançando “a fronteira de possibilidade de produção eficiente”. Assim, a eficiência é um conceito relativo, baseado na comparação da relação custo-benefício de uma unidade produtiva com as melhores práticas – ou seja, com as unidades que compõem a fronteira de possibilidade de produção, dada uma tecnologia disponível num determinado período.

A ecoeficiência incorpora os impactos ambientais à avaliação da eficiência, a fim de atender aos esforços de sustentabilidade. A pedra fundamental para definição

de sustentabilidade foi oferecida oficialmente pelo Relatório Brundtland, elaborado no âmbito da Comissão Mundial das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (BRUNDTLAND et al., 1987, p.12). Segundo o Relatório, o desenvolvimento sustentável é o “desenvolvimento que atende às necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atender suas próprias necessidades”. Essa definição abrange tanto as necessidades sociais quanto as limitações ambientais para garantir a infinita sobrevivência humana.

Assim, o conceito de sustentabilidade incorpora dimensões tanto físicas como humanas do desenvolvimento. Segundo Pater e Cristea (2016), as dimensões físicas da sustentabilidade abrangem espaço, tempo, recursos e produtos. Já a dimensão do desenvolvimento humano está assentada nos pilares econômico, ambiental e social - que devem estar atrelados a um arcabouço institucional sólido (LITTIG & GRIESSLER, 2005).

A ecoeficiência busca incorporar essas dimensões de desenvolvimento físico e humano, a fim de avaliar a sustentabilidade das atividades. O Conselho Empresarial Mundial para o Desenvolvimento Sustentável (WBCSD) definiu a ecoeficiência como a “entrega de bens e serviços com preços competitivos que satisfazem as necessidades humanas e trazem qualidade de vida, reduzindo progressivamente os impactos ecológicos e a intensidade do uso de recursos ao longo do ciclo de vida” (SCHMIDHEINY, 1992, p.52).

O conceito de ecoeficiência envolve a capacidade que uma unidade produtiva tem de gerar uma dada quantidade de produto com a menor quantidade de insumos e impacto ambiental. Ou, em outras palavras, quando se maximiza a produção para um dado nível insumos e impacto ambiental. Assim, a ecoeficiência, associada a uma dada combinação de insumos, é atingida na fronteira do conjunto de possibilidades de produção, em um ótimo de Pareto, quando não existir outro processo produtivo ou combinação de processos que consiga melhorar o desempenho de alguma variável sem piorar outras; ou seja, produzir o mesmo nível de produto e impactando menos o ambiente.

Neste sentido, a ecoeficiência é uma condição necessária, mas não suficiente, para alcançar a sustentabilidade (CALLENS e TYTECA, 1999). É necessária porque contempla duas das dimensões do chamado tripé da sustentabilidade (ALIGLERI, ALIGRELI e KRUGLIANSKAS, 2009) e otimiza simultaneamente os objetivos

econômicos e ambientais, conjugando a maximização do fornecimento de produtos desejados e a minimização dos impactos ambientais e do consumo de recursos naturais.

Mas a ecoeficiência não é suficiente para alcançar a sustentabilidade porque: (i) embora busque minimizar o impacto ambiental das atividades presentes, não considera a capacidade futura do planeta de absorver esse impacto ambiental, o que pode comprometer o equilíbrio do planeta e a satisfação das necessidades das gerações futuras; e (ii) o conceito de sustentabilidade deve abranger também aspectos sociais, desconsiderados diretamente na ecoeficiência.

Ainda que não seja suficiente para alcançar a sustentabilidade, por não incorporar diretamente o fator tempo na dimensão física e o fator social na dimensão humana da sustentabilidade, a ecoeficiência ajuda a mitigar os impactos ambientais das atividades econômicas e a estimular práticas que possam contribuir para um desenvolvimento mais sustentável.

As principais técnicas para modelar a ecoeficiência são identificadas por Kuosmanen (2005). Dentre elas está o conjunto de procedimentos conhecido como Análise do Ciclo de Vida (LCA, do inglês *Life Cycle Analysis*) – técnica quantitativa que procura avaliar um conjunto holístico de insumos utilizados e externalidades geradas ao longo de todo o ciclo de vida de um produto ou de processo de produção. As diretrizes para a Avaliação do Ciclo de Vida foram apresentadas em 1993 pela Organização Internacional de Normalização (ISO) e que evoluíram posteriormente para a certificação ISO 14045, que “descreve os princípios, requisitos e diretrizes para avaliação de ecoeficiência de sistemas de produtos” (ISO, 2012).

O princípio da análise do ciclo de vida, portanto, é avaliar os impactos econômicos e ambientais atribuídos a mercadorias (bens e serviços) ou a organizações (empresas, cidades, fábricas) que produzem esses bens e serviços. Ehrenfeld (2005, p.07) observa que a ecoeficiência é “aplicada na prática” no nível de “processos e produtos (microescala)” ou para avaliar “o desempenho de uma empresa ou outra entidade organizacional” ou, ainda, “o desempenho de um país, região ou outra macro-entidade”.

Mas Kuosmanen (2005, p.16) argumenta que a análise do ciclo de vida, assim como outras abordagens (como a análise de custo-benefício) “tendem a focar nos desafios de maneira isolada” – isto é, “enfocam uma única questão, ignorando outros

desafios-chave envolvidos” –, e clama por uma “abordagem unificada à medição de ecoeficiência”.

Argumentando pela necessidade de uma abordagem mais abrangente para enfrentar os desafios da ecoeficiência, Kuosmanen e Kortelainen (2005, p.60) sugeriram a aplicação da Análise Envoltória de Dados (DEA, do inglês *Data Envelopment Analysis*) para incluir na avaliação tanto o desempenho econômico como o dano ambiental, de modo a “construir um índice abrangente de ecoeficiência”.

Os modelos DEA têm a vantagem de, ao aferir a eficiência, incorporar diferentes critérios de desempenho ponderando-os de forma objetiva (KUOSMANEN e KORTELAINEEN, 2005). Em outras palavras, a Análise Envoltória de Dados é um modelo na qual a atribuição dos pesos não é arbitrária (subjéitiva): os pesos das entradas e saídas são diferenciados, atribuídos considerando o perfil tecnológico da unidade avaliada e as unidades produtivas de referências; ou seja, da melhor maneira possível para que se alcance o mais alto escore de eficiência. Uma unidade decisória (DMU, do inglês *Decision Making Unit*) é considerada ecoeficiente quando nenhuma outra combinação de insumos e produtos (desejáveis e indesejáveis) pode resultar em um melhor escore de ecoeficiência (SANJUAN et al., 2011).

Os modelos DEA têm sido cada vez mais aplicados à análise de ecoeficiência, como será ilustrado na próxima seção deste capítulo, que examina a literatura sobre a avaliação quantitativa da ecoeficiência aplicada à agropecuária.

1.2 Revisão da literatura: metodologia e objetivos

A revisão da literatura apresentada nesta seção seguiu a metodologia de revisão sistemática (PAGANI et al. 2015) e foi orientada por três perguntas de pesquisa:

1. quais os propósitos identificados na literatura acadêmica para a aplicação da análise da ecoeficiência na agropecuária?
2. quais são os principais métodos utilizados para analisar a ecoeficiência na agropecuária?
3. quais são os principais indicadores utilizados para avaliar a ecoeficiência na agropecuária?

Ao responder a essas perguntas de pesquisa, esta revisão de literatura objetiva fornecer passos empíricos para a elaboração de índices de ecoeficiência para a agropecuária brasileira, apontando os benefícios e as limitações de sua aplicação.

A primeira etapa da revisão estabeleceu os critérios para a seleção da literatura, que contou com o seguinte protocolo: (i) definição do tipo de publicação; (ii) definição das bases de publicações científicas; (iii) estabelecimento do período temporal.

Os critérios foram assim estabelecidos:

(i) artigos publicados em periódicos acadêmicos, em qualquer idioma, disponíveis online em bases de dados eletrônicas;

(ii) consultas com palavras-chave em inglês nas bases de dados internacionais Web of Science (Clarivate Analytics), Science Direct (Elsevier), Scopus (Elsevier), Wiley On-line Library (Wiley) e AGRIS (FAO)¹;

(iii) período de consulta abrangendo os anos de 1992 a 2018, definição temporal que foi norteadada pelo fato de o termo ecoeficiência ter sido estabelecido em 1992, na publicação *Changing Course* do Conselho Empresarial Mundial para o Desenvolvimento Sustentável (SCHMIDHEINY, 1992).

Ao atender a esses critérios, a revisão de literatura cobriu mais de 15.000 periódicos acadêmicos contendo artigos publicados desde a definição do termo ecoeficiência.

A seleção bibliográfica foi realizada considerando dois eixos temáticos principais: *Eco-efficiency* (Ecoeficiência) e *Agriculture* (Agricultura). A busca por artigos foi realizada nos bancos de dados eletrônicos internacionais supracitados, combinando um conjunto de palavras-chave que evoluíram a partir desses dois eixos temáticos. Na consulta às bases internacionais, a pesquisa retornou 8.413 artigos sob a temática Ecoeficiência; e 583 artigos quando as palavras-chave dos eixos temáticos Ecoeficiência e Agricultura foram combinadas.

¹Em etapa posterior de revisão de literatura foram realizadas consultas com palavras-chave em português, nas bases de publicações Scielo, ALICE (Embrapa) e Google Acadêmico, tendo como objetivo reunir artigos publicados no Brasil que tenham abordado a ecoeficiência agropecuária com uso de técnicas não-paramétricas, em linha com a pesquisa proposta neste trabalho. Os resultados e discussões sobre a revisão de literatura em bases brasileiras são apresentados na próxima seção.

Os resultados da pesquisa foram então filtrados para eliminar duplicatas e os 323 artigos restantes tiveram seus títulos e resumos analisados para eliminar artigos não aderentes ao foco da revisão da literatura – ou seja, à avaliação quantitativa da ecoeficiência agropecuária.

As etapas de seleção, busca e filtragem resultaram em 90 artigos – que foram submetidos a exame de texto completo, a fim de abordar as três questões de pesquisa mencionadas acima.

As intenções específicas desta revisão de literatura foram:

(i) selecionar artigos de pesquisa nos quais o tópico principal é a análise de ecoeficiência aplicada à agropecuária;

(ii) identificar, por meio de indicadores bibliométricos quantitativos, quais as principais áreas geográficas, institucionais e de pesquisa dos artigos selecionados;

(iii) identificar quais os principais métodos e indicadores aplicados na análise de ecoeficiência da agropecuária, bem como o objeto da análise (sejam produtos, práticas, propriedades, regiões, países etc.); e

(iv) analisar os principais propósitos para os quais a ecoeficiência é aplicada à agropecuária.

Por meio desses objetivos específicos, foram identificados os aspectos robustos e as limitações da análise de ecoeficiência quando aplicada à agropecuária. Especificamente, a revisão de literatura pretendeu cumprir com o objetivo de construir um modelo de ecoeficiência que possa contribuir para a avaliação da sustentabilidade da agropecuária no Brasil.

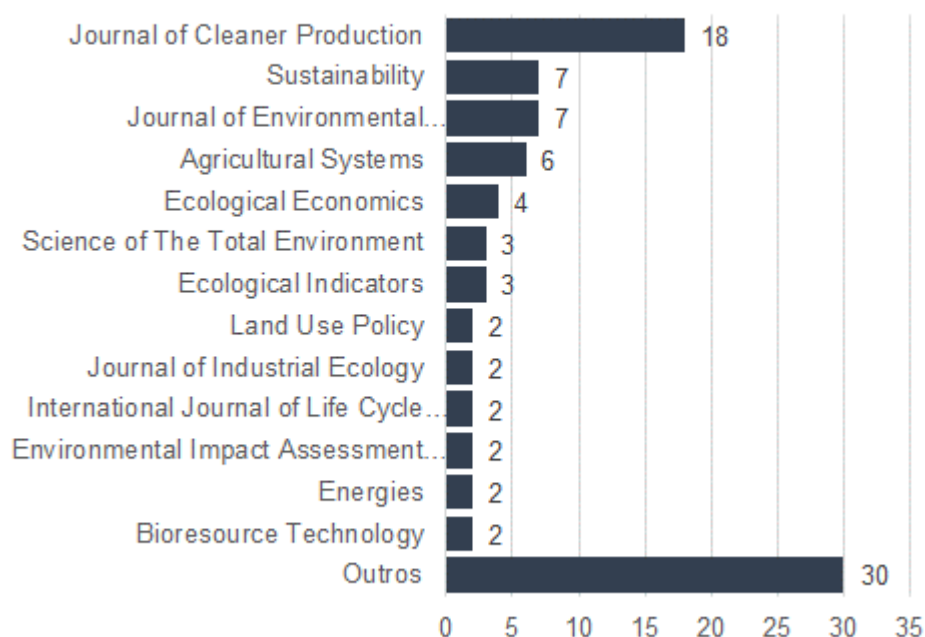
1.3 Métodos e indicadores utilizados na ecoeficiência agropecuária

Os 90 artigos obtidos em bases internacionais submetidos a exame de texto completo variam no âmbito geográfico, com a Europa (52 artigos) e a Ásia (16 artigos) sendo anfitrião das instituições do primeiro autor em mais de 75% dos artigos. Os artigos restantes são de instituições situadas na América do Norte (8), Oceania (7), América do Sul (5) e Oriente Médio (2). Espanha (13 artigos), Suíça (11), Itália (8) e China (8) destacam-se como os países mais prolíficos.

Embora a maioria dos artigos tenha sido originada de instituições europeias, as publicações mais citadas e com maior fator de impacto são, em média, da América do Norte e da Oceania, seguidos por Europa, Ásia e América do Sul. A nacionalidade do primeiro autor e a localização dos objetos analisados apresentam escopo geográfico similar.

As áreas de pesquisa foram concentradas em economia e em gestão agrícola, bem como em ciências ambientais. Os artigos foram publicados em mais de 40 periódicos (Gráfico 1.1), com 13 periódicos publicando no mínimo dois artigos. O *Journal of Cleaner Production* destaca-se com 18 artigos publicados, seguido por *The Journal of Environmental Management* (7 artigos), *Sustainability* (7), *Agricultural Systems* (6) e *Ecological Economics* (4).

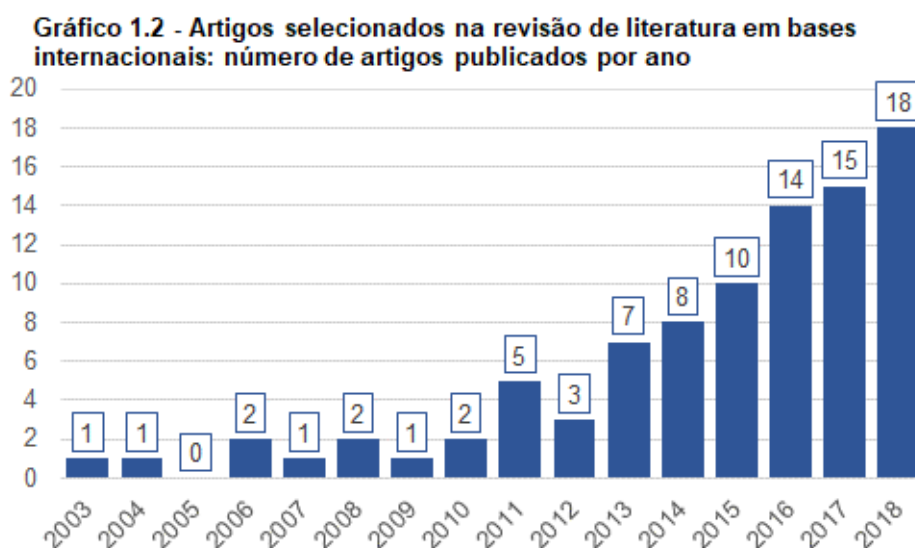
Gráfico 1.1 - Número de artigos selecionados na revisão de literatura em bases internacionais por periódico de publicação



Fonte: elaboração do autor.

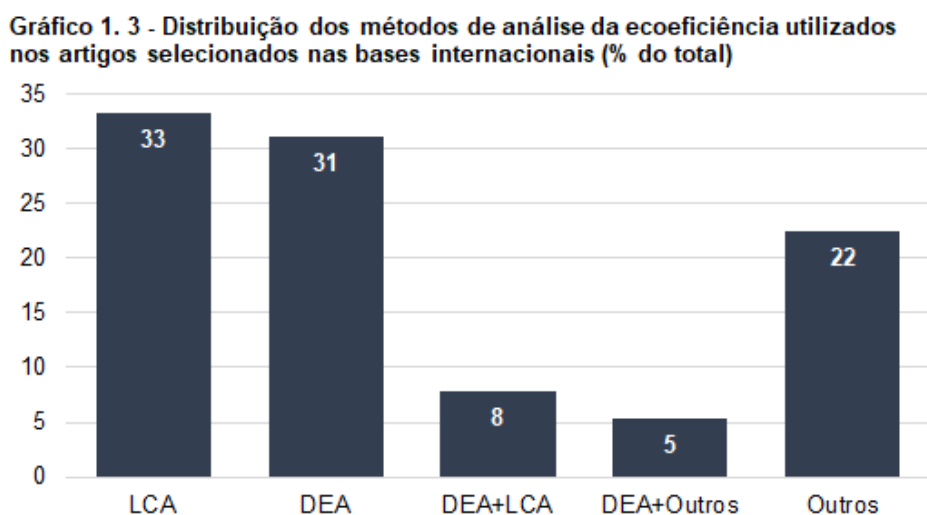
Nenhum artigo anterior a 2003 atendeu a todos os critérios de seleção adotados nesta revisão de literatura. Diversos artigos sobre ecoeficiência foram encontrados antes de 2003, mas poucos tinham a agropecuária como objeto de análise e nenhum aplicava métodos analíticos quantitativos (fossem paramétricos ou não-paramétricos). A partir de 2003, a análise quantitativa da ecoeficiência agropecuária passou a ganhar maior atenção da pesquisa científica, com o número de publicações sobre o tema aumentando significativamente desde 2010 (Gráfico 1.2).

A análise integral dos artigos selecionados revelou dois métodos preferidos de avaliação quantitativa da ecoeficiência agropecuária. A Avaliação do Ciclo de Vida (LCA) e a Análise Envoltória de Dados (DEA) – aplicadas individualmente ou combinadas entre si ou com outros métodos – foram encontradas em 70 dos 90 artigos.



Fonte: elaboração do autor.

A Pegada de Carbono (CF, do inglês *Carbon Footprint*) e a Análise de Fronteira Estocástica (SFA, do inglês *Stochastic Frontier Analysis*) foram aplicadas mais de duas vezes, enquanto outros métodos – incluindo *Balance Scorecard* (BSC), *Análise Custo-Benefício* (CBA) e modelos econométricos específicos (sem referências na literatura de ecoeficiência) – não foram encontrados em mais de dois artigos (Gráfico 1.3).

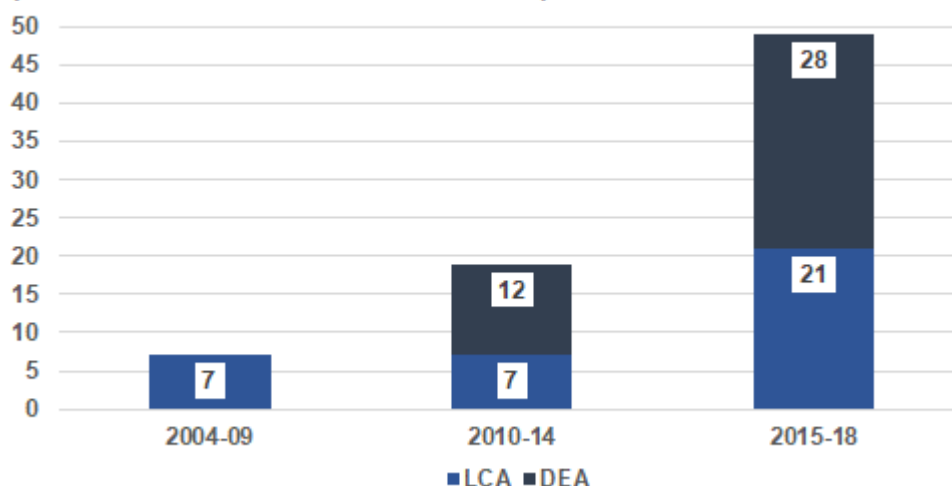


Fonte: elaboração do autor.

O fator de impacto dos artigos examinados foi calculado pelo método proposto por Pagani et al. (2015). Os resultados mostram que não há diferença significativa entre o fator de impacto dos artigos que utilizam os dois principais métodos de avaliação encontrados na literatura (LCA e DEA). Os artigos que recorreram a outros métodos de avaliação quantitativa da ecoeficiência agropecuária que não LCA e DEA apresentam fator de impacto significativamente menor.

A opção pela Avaliação do Ciclo de Vida (LCA) na análise da ecoeficiência agropecuária foi dominante até 2009, uma vez que a LCA tem laços estreitos com a concepção do conceito de ecoeficiência. Este método, todavia, é significativamente inclinado para a avaliação de impactos ambientais, negligenciando a avaliação da eficiência técnica (KUOSMANEN, 2005). Por isso, desde 2010 a mais abrangente Análise Envoltória de Dados (DEA) surgiu como o método proeminente aplicado à avaliação de ecoeficiência – embora a LCA, longe de ser abandonada, também tenha continuado a atrair atenção crescente da pesquisa científica (Gráfico 1.4).

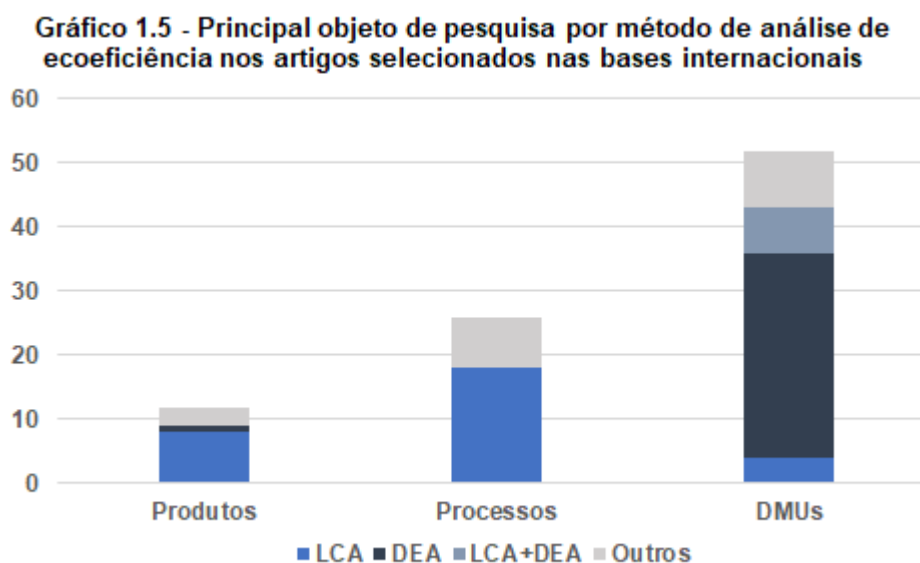
Gráfico 1.4 - Número de artigos selecionados nas bases internacionais por método de análise da ecoeficiência e períodos selecionados



Fonte: elaboração do autor.

A principal razão por trás da importância compartilhada por esses dois métodos (LCA e DEA) na análise da ecoeficiência agropecuária é que eles são preferidos para intenções específicas e para diferentes categorias de objetos. A Avaliação do Ciclo de Vida (LCA) tem uma abordagem mais microanalítica, geralmente aplicada para avaliar os impactos ambientais de produtos e processos. A Análise Envoltória de Dados (DEA), mais focada na combinação eficiente de valor econômico e impactos ambientais, sem atribuição de peso a priori, tem uma perspectiva mais macro, sendo

aplicada principalmente às unidades decisórias (DMU), como propriedades, municípios, regiões, países (Gráfico 1.5).



Fonte: elaboração do autor.

As diferenças encontradas nesses dois métodos de avaliação da ecoeficiência também os levam a divergir nas escolhas dos conjuntos de dados. Os dados de fontes primárias prevalecem no método LCA, enquanto os dados de fontes secundárias são dominantes no DEA. No entanto, essas duas técnicas compartilham uma ampla gama de variáveis e indicadores econômicos e ambientais – e ambos falham em incorporar a dimensão social da sustentabilidade na análise de ecoeficiência².

A análise dos artigos selecionados revelou um amplo conjunto de variáveis que foram utilizados na análise quantitativa da ecoeficiência agropecuária. Essas variáveis podem ser agrupadas em três categorias principais: (1) produtos da atividade fim (ou da atividade econômica), (2) insumos para a produção e (3) produtos ambientais (ou externalidades).

(1) As variáveis referentes à produção da atividade fim são expressas em termos monetários ou não-monetários (isto é, físicos ou materiais).

As variáveis não-monetárias são geralmente consideradas quando se compara a ecoeficiência de produtos similares ou unidades semelhantes que produzem os mesmos bens. Indicadores como o peso colhido não são adequados para comparações entre diferentes cultivos – uma vez que os produtos agrícolas têm

²Apenas um artigo revisado buscou incluir a dimensão social na análise quantitativa da ecoeficiência agropecuária (COSTA et al., 2017). Mas os autores não indicaram explicitamente quais variáveis ou indicadores sociais foram considerados em seus modelos.

características físicas diferentes. Um hectare de área plantada com cana-de-açúcar, por exemplo, certamente resultará numa colheita muito mais pesada (em termos de toneladas por hectare) do que um hectare de área plantada com algodão; mas isso não necessariamente significará que a colheita de cana é mais produtiva que a colheita de algodão.

Já as variáveis monetárias são mais adequadas para comparar produtos com diferentes características físicas ou unidades com produção diversificada. A receita de vendas, o valor adicionado a preços brutos da atividade agropecuária e o Produto Interno Bruto do setor primário foram as principais variáveis encontradas nesta revisão da literatura. No entanto, as flutuações de preços características dos produtos agrícolas – principalmente devido a choques externos (notadamente de natureza climática) e a aspectos relacionados à sazonalidade – podem levar a distorções na avaliação do desempenho econômico por variáveis monetárias. Assim, quando as variáveis não-monetárias são adequadas à análise da ecoeficiência, as variáveis monetárias são geralmente desconsideradas.

(2) Os insumos de produção são divididos em duas subcategorias: insumos diretos e insumos indiretos.

Os insumos diretos são usados diretamente na atividade agrícola. Esses insumos podem ser divididos em quatro tipos: uso da terra, insumos do trabalho (mão-de-obra), utilização de capital (ou equipamentos) e insumos intermediários adquiridos (como sementes, fertilizantes, pesticidas etc.).

O uso da terra é geralmente medido pela área para produção, que é um indicador não-monetário. Indicadores monetários para aferir o uso da terra foram desconsiderados por todos, com exceção de três dos artigos examinados, devido a diferenças regionais nos preços das propriedades. A terra em algumas regiões é mais valorizada do que em outras, por diversas razões – como qualidade do solo, disponibilidades de água, acesso a infraestrutura (energia, ferrovias, rodovias) etc. Os poucos exemplos monetários de uso de terra encontrados nos artigos examinados foram denominados em custos de arrendamento.

Os insumos do trabalho encontrados na revisão de literatura incluíram o número de trabalhadores ou horas/dias trabalhados, quando foram considerados indicadores não-monetários; ou o custo do trabalho (como salários e compensações), quando indicadores monetários foram considerados.

Da mesma forma, os insumos relacionados ao capital podem ser calculados por indicadores não-monetários (o número de máquinas ou a potência combinada das máquinas) ou por indicadores monetários (a depreciação do capital do equipamento). O mesmo se aplica aos insumos intermediários: por exemplo, a quantidade (em peso) ou o custo (em valores monetários) de fertilizantes e pesticidas.

Os insumos indiretos de produção mais considerados pelos artigos revisados referem-se ao consumo ou custos de energia, geralmente combustível e eletricidade. Outros indicadores indiretos eventualmente considerados incluíram recursos naturais (principalmente água irrigada) e subsídios governamentais.

A revisão da literatura constatou que é preferível, mas não obrigatório, comparar a produção econômica e os insumos diretos de produção nos mesmos termos (materiais ou monetários).

(3) As externalidades ambientais são divididas em produtos positivos e produtos negativos.

Exemplos de produtos positivos, menos presentes nos artigos analisados, são áreas preservadas, reflorestamento e recuperação de nascentes e áreas degradadas. Todos os exemplos encontrados estão expressos em termos não-monetários.

Produtos ambientais negativos são mais abundantes na literatura de avaliação da ecoeficiência agropecuária. Os indicadores mais considerados são: (i) emissões de gases de efeito estufa (GHG, do inglês *Greenhouse Gas*) ou de dióxido de carbono (CO₂), geralmente seguindo as diretrizes metodológicas oferecidas pelo Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC, 2006); e (ii) balanço de nitrogênio (N) ou nitrogênio-fósforo-potássio (NPK), medido pelo Método de Equilíbrio da Superfície do Solo (OECD, 2001).

Muitos outros indicadores ambientais negativos encontrados nos artigos revisados incluem: (i) a intensidade do uso de pesticidas, seja medida pelo peso dos ingredientes ativos ou pelo método do Quociente de Impacto Ambiental de Pesticidas (EIQP) desenvolvido por Kovach et al. (1992); (ii) índice de impacto na biodiversidade, geralmente calculado obedecendo ao Índice de Diversidade de Shannon (SPELLERBERG & FEDOR, 2003); e (iii) medidas de degradação, como áreas degradadas, erosão do solo, depleção de água.

A análise de ecoeficiência de qualquer produto, processo ou unidade decisória deve conter pelo menos uma variável ou indicador de todas as três categorias

principais. Idealmente, uma análise mais abrangente deve incluir o maior número possível de indicadores não correlacionados.

As escolhas de indicadores para a avaliação de ecoeficiência agropecuária são frequentemente realizadas com base em dois fatores relevantes: (1) a qualidade e a disponibilidade de dados – que pode ser considerada como a principal limitação para a avaliação quantitativa da ecoeficiência; e (2) os propósitos para os quais a análise de ecoeficiência é aplicada à agropecuária.

A principal motivação encontrada na literatura examinada para a aplicação da análise de ecoeficiência é a avaliação da sustentabilidade das atividades econômicas. Em torno dessa motivação central, muitos objetivos específicos da análise foram encontrados por meio desta revisão de literatura, como ilustrado na Figura 1.1.

Um objetivo proeminente, encontrado tanto quando LCA ou DEA foram aplicados (mas um pouco mais frequente com este último), é a orientação para políticas públicas ambientais – notadamente em estudos europeus.

Figura 1.1. Principais objetivos da análise de ecoeficiência agropecuária encontrados nos artigos selecionados nas bases científicas internacionais



Fonte: elaboração do autor.

Picazo-Tadeo et al. (2011), por exemplo, assim resumem o propósito de seus estudos:

A avaliação da ecoeficiência pode ajudar os formuladores de políticas a projetar políticas agrícolas mais capazes de atingir o objetivo geral de sustentabilidade agrícola e, particularmente, a sustentabilidade de sistemas agrícolas específicos” (p. 1163).

Tendall e Gaillard (2015) clamam por uma maior integração entre as políticas ambientais e sociais, embora não tenham conseguido incluir indicadores sociais em sua modelagem de ecoeficiência:

“Existe (...) uma necessidade de intervenção política adequada para que a produtividade e a ecoeficiência sejam mantidas sob as futuras condições climáticas; e para que a mitigação das mudanças climáticas possa ser alcançada. Nossos resultados (...) mostram que os impactos ambientais da adaptação agrícola às mudanças climáticas são influenciados tanto por cenários socioeconômicos quanto por cenários de mudança do clima: políticas que afetam aspectos socioeconômicos podem ter um alto potencial para combater os efeitos da adaptação à mudança climática” (p. 49).

Vlontzosa & Pardalos (2017) sugerem que a “ecoeficiência quantificada” poderia ser uma ferramenta útil para o exame *ex-ante* de políticas públicas destinadas a reduzir os danos ambientais:

“A quantificação do desempenho ambiental pode ser um ponto de partida para planejar e implementar políticas e incentivos para um uso mais eficiente dos insumos relacionados à energia na produção agrícola e avaliar o impacto dessas políticas antes de sua implementação” (p. 160).

Kuosmanen (2014) reconhece a necessidade de aprofundar a investigação para alcançar uma “ecoeficiência mais abrangente (...) para a avaliação e concepção de políticas agroambientais na Europa”.

Outros autores (ALDANONDO-OCHOA et al., 2014) e muitos estudos chineses também oferecem recomendações para políticas públicas (ZHOU et al, 2013; WANG et al., 2014; XING et al., 2018).

Paralelamente à orientação das políticas públicas, conforme a Figura 1.1, as recomendações para melhorar a eficiência econômica e ambiental das unidades decisórias se destacam como outro objetivo específico comumente encontrado nos artigos revisados com maior fator de impacto. A maioria dos artigos dentro desse grupo enfoca propriedades de lavoura ou produção leiteira (NEMECEK et al., 2011; JAN et al., 2012; SHORTALL & BARNES, 2013; HOCHMAN et al., 2014; KULAK et al., 2015; MASUDA, 2016; PEREIRA et al., 2016). Regiões geográficas e países também são bastante estudados (HALKOS et al., 2006; REPAR et al., 2017; PANG et al., 2016; POKHREL & SONI, 2017).

Seguindo a Figura 1.1, observa-se ainda que o controle da poluição também foi encontrado como um propósito de pesquisa de destaque (KUOSMANEN & KUOSMANEN, 2013; KUO et al., 2014; HE et al., 2016; REBOLLEDO-LEIVA et al., 2017). Também relacionado à emissão de gases de efeito estufa e mudanças climáticas, alguns artigos objetivaram construir cenários sob um clima futuro (NIERO et al., 2015; VLONTZOS & PARDALOS, 2017). Outras pesquisas incluíram a avaliação dos custos de preservação e pagamento de serviços ecossistêmicos (ROSANO-PEÑA et al., 2018) e a obtenção de credenciais ambientais (MULLER et al., 2013).

É importante notar que muitos autores, de uma ampla distribuição geográfica, reconheceram que a análise de ecoeficiência da agricultura enfrenta limitações importantes devido à disponibilidade limitada de dados confiáveis e harmonizados (RODRIGUES et al., 2010; BENGTSSON & SEDDON, 2004; TODOROVIC et al., 2016; CORRADO et al., 2018; XING et al., 2018). Vlontzos & Pardalos (2017, p.160), comentando sobre suas pesquisas, alertam que “há necessidade de mais pesquisas tanto sobre a arquitetura do modelo, quanto sobre os insumos utilizados, a fim de melhorar sua confiabilidade e aplicabilidade”.

Analogamente, Kuosmanen e Kortelainen (2005, p.70) alertam que a avaliação da ecoeficiência por análise envoltória de dados enfrenta como principal limitação “os extensos requisitos de dados”, apontando que, “como o método é baseado na avaliação de eficiência relativa de unidades comparáveis em uma estrutura geral que permite que os dados falem por si mesmos, os dados devem ser relativamente precisos e confiáveis, e o tamanho da amostra deve ser suficientemente grande”.

1.4 Análise da ecoeficiência agropecuária na literatura brasileira

Como o objetivo deste trabalho é avaliar a ecoeficiência da agropecuária brasileira, uma revisão de literatura sobre o tema foi realizada em bases científicas brasileira.

A revisão da literatura brasileira obedeceu aos mesmos critérios e eixos temáticos da revisão realizada em bases internacionais, mas com o diferencial de focar a busca em pesquisas que tenham quantificado a ecoeficiência da agropecuária brasileira utilizando o método de Análise Envoltória de Dados (DEA). Esse

afunilamento foi aplicado à busca porque a revisão da literatura em bases internacionais revelou que o método DEA é mais apropriado à avaliação da ecoeficiência de unidades decisórias (em contraste com a perspectiva mais microanalítica do método de Análise do Ciclo de Vida, voltado a analisar produtos e processos). Por abranger todo o território nacional, a avaliação da ecoeficiência da agropecuária brasileira proposta neste trabalho requer perspectiva mais macro, característica dos modelos DEA.

Assim, foram realizadas consultas com palavras-chave pertinentes aos eixos temáticos da pesquisa, no idioma português, nas bases de publicações Scielo, ALICE (Embrapa) e Google Acadêmico. O objetivo, em linha com o exposto acima, foi reunir artigos publicados no Brasil que tenham abordado a ecoeficiência da agropecuária brasileira com uso de DEA. Após eliminação de duplicidades, foram encontrados 78 artigos que obedeceram aos critérios de pesquisa. Analogamente, foram realizadas buscas com as palavras-chaves pertinentes aos eixos temáticos na Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações (BDBTD) e no Catálogo de Teses e Dissertações da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). As buscas, excluídas as duplicidades, resultaram em 179 dissertações/teses.

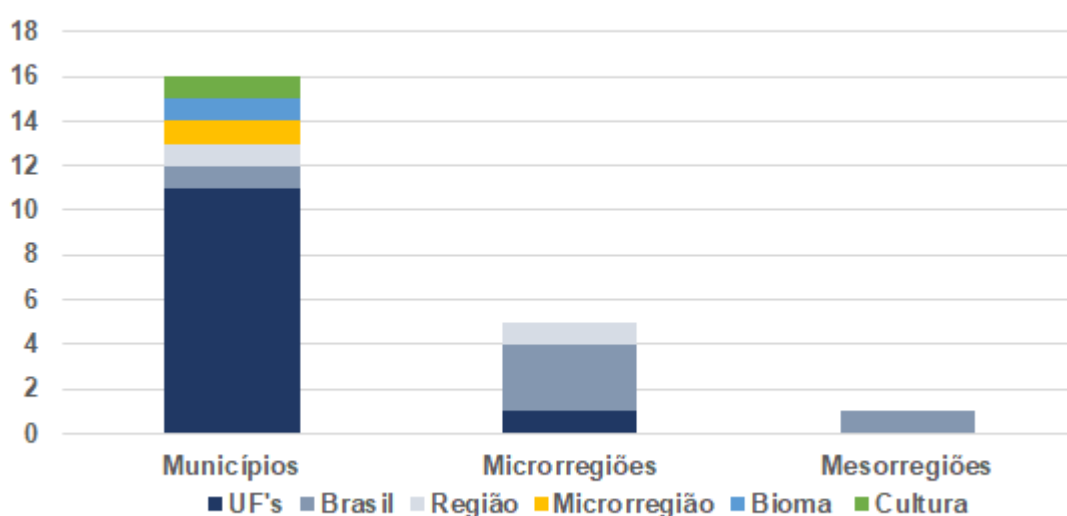
Um filtro adicional foi, então, aplicado à busca. Foram selecionados apenas trabalhos que tenham utilizado regiões geográficas brasileiras – Unidades da Federação, mesorregiões, microrregiões, municípios etc. – como o objeto da avaliação, tendo sido excluídos trabalhos que tenham avaliado propriedades (ou conjuntos de propriedades), processos e produtos específicos. Esse filtro foi aplicado para reunir trabalhos cujos métodos de análise da ecoeficiência da agropecuária brasileira se aproximem daquele proposto nesta dissertação.

A busca, de acordo com os critérios estabelecidos, resultou em sete artigos científicos e 15 trabalhos acadêmicos – sendo 12 dissertações de mestrado e três teses de doutorado –, que foram submetidos a exame de texto completo.

Em 12 dos 22 trabalhos, a abrangência geográfica das pesquisas é restrita a Unidades da Federação, sendo que em 10 desses 12 trabalhos as unidades decisórias (DMUs) pesquisadas são municípios; e nas outras duas, microrregiões. As Unidades da Federação presentes nas pesquisas foram Rio Grande do Sul (em três trabalhos), Minas Gerais (2), São Paulo (2), Goiás (1), Tocantins (1), Paraná (1), Santa Catarina (1) e Espírito Santo (1).

Em metade dos 10 demais trabalhos, a abrangência geográfica envolveu todo o território brasileiro. Nesses, três tiveram microrregiões como DMU, um analisou municípios e outro pesquisou mesorregiões. Dos cinco trabalhos restantes, dois tiveram como abrangência geográfica macrorregiões (Norte em um e Nordeste em outro), sendo que um pesquisou municípios como DMU e o outro, microrregiões. Por fim, outros três trabalhos tiveram como abrangência geográfica um bioma (a Amazônia), uma microrregião (Andradina-SP) e uma cultura (soja), todos tendo municípios como DMU. O Gráfico 1.6 resume esses achados.

Gráfico 1.6 - Unidades decisórias (DMUs) objetos das pesquisas sobre eficiência da agropecuária brasileira pelo método DEA, por abrangência geográfica



Fonte: elaboração do autor.

Praticamente todos os trabalhos utilizam informações extraídas dos Censos Agropecuários do IBGE. As variáveis de produto (*output*) econômico utilizadas com maior frequência são os valores da produção agropecuária – sejam utilizados de forma agregada ou com separação por produção vegetal e produção animal. Alternativamente, o Produto Interno Bruto (PIB) do setor Agropecuário foi utilizado como *output* econômico, cuja fonte também é o IBGE.

As variáveis de insumos (*inputs*) foram utilizadas em maior variedade, mas com a fonte recaindo sobre os Censos Agropecuários do IBGE em praticamente todos os trabalhos. A separação de *inputs* em categorias respeitou à classificação observada na literatura internacional, constando *inputs* relacionados ao uso: (i) da terra; (ii) do trabalho; (iii) do capital; e (iv) de insumos intermediários de custeio.

Os *inputs* relativos ao uso da terra variaram entre a área total dos estabelecimentos agropecuários e a área destinada à produção, seja utilizada de forma agregada ou separada em área destinada a lavouras e área de pastagens. Os *inputs* referentes ao trabalho encontrados na literatura brasileira foram a remuneração da mão-de-obra (salários pagos) ou o pessoal ocupado nos estabelecimentos agropecuários (valendo notar que esses *inputs* referentes ao trabalho consideram trabalhadores permanentes, temporários e familiares, tanto em remuneração monetária como em produtos). Os *inputs* relativos ao custeio variaram entre um conjunto mais específico de insumos diretamente utilizados na agropecuária (incluindo fertilizantes, pesticidas, sementes, ração animal etc.) ou um conjunto mais abrangente de gastos intermediários (que incluíam também gastos com energia, despesas financeiras etc.). Os *inputs* de capital utilizados foram a depreciação do valor das máquinas ou a quantidade de máquinas utilizadas nos estabelecimentos agropecuários.

Os produtos ambientais quase sempre envolviam as áreas preservadas nos estabelecimentos (no caso de produtos desejáveis) e a área degradada nos estabelecimentos (como produto indesejável). Também foram encontrados indicadores ambientais referentes a impactos da atividade na biodiversidade, medidos por índices conhecidos de diversidade de produção agrícola.

A maioria dessas variáveis encontradas na literatura para a análise da ecoeficiência agropecuária brasileira será, na medida do possível – isto é, quando houver disponibilidade de estatísticas –, utilizada nos modelos propostos nesta dissertação. Ademais, outras variáveis e indicadores serão utilizados, sobretudo para medir a eficiência ambiental.

2. MÉTODOS E MATERIAIS DE PESQUISA

2.1 Método proposto de mensuração da produtividade relativa da terra

O Capítulo 3 apresenta um método de mensuração da produtividade que busca mitigar as distorções suscitadas pelas diferenças físicas entre as culturas em regiões com distintas características produtivas. Para tanto, serão utilizadas estatísticas, referentes a 2017, da produção agrícola e da área plantada nos municípios brasileiros, disponibilizadas pela Pesquisa Agrícola Municipal do IBGE.

O método proposto compara a produtividade (produção por hectare) de cada produto agrícola colhido em um dado município com a produtividade média nacional dos mesmos produtos. Esta razão de produtividade municipal-nacional produto-a-produto é, então, ponderada pela proporção da área plantada dedicada a cada produto no município. Com isso, obtém-se um índice de produtividade relativa da terra para cada município em relação à produtividade média nacional, sendo que: (a) valores superiores a um indicam produtividade municipal da terra superior à média nacional; e (b) valores inferiores a um indicam produtividade inferior à média nacional.

A equação (2.1) expressa o método proposto de produtividade relativa (doravante denominado IPAT – índice de produtividade agrícola da terra), sendo que: y_n é produção em toneladas por hectare de área plantada com cada produto n no respectivo município m ; Y_n é produção em toneladas por hectare de área plantada com cada produto n no Brasil; e a_n é proporção da área plantada com cada produto n no total da área plantada no respectivo município.

$$IPAT_m = \sum_{n=1}^n \left(\frac{y_n}{Y_n} * a_n \right) \quad (2.1)$$

A Tabela 2.1 exemplifica o método de cálculo do índice de produtividade relativa da terra para Brasília (DF). O cálculo resulta num IPAT de 1,3389 – o que indica que a produtividade da terra em Brasília, em 2017, foi 33,89% superior à produtividade média nacional, considerando todos os produtos produzidos no município em relação aos mesmos produtos produzidos em todo o território brasileiro.

Tabela 2-1 - Cálculo do índice de produtividade relativa da terra para Brasília-DF

	Produção, toneladas (A)		Área plantada, hectares (B)		Produtividade (A/B)		Produtividade relativa (D/E) (F)	Porporção área plantada		
	Brasília-DF	Brasil	Brasília-DF	Brasil	Brasília-DF (D)	Brasil (E)		Brasília-DF (H)	(F*H)	
Milho (em grão)	460740	97910658	65334	17739683	7.05	5.52	1.28	0.3998	0.5108	
Soja (em grão)	241500	114732101	70000	34004361	3.45	3.37	1.02	0.4283	0.4380	
Feijão (em grão)	44625	3046079	14954	3075238	2.98	0.99	3.01	0.0915	0.2757	
Cana-de-açúcar	31125	758646205	375	10233258	83.00	74.14	1.12	0.0023	0.0026	
Tomate	26200	4225414	328	61509	79.88	68.70	1.16	0.0020	0.0023	
Cebola	26000	1615316	520	51830	50.00	31.17	1.60	0.0032	0.0051	
Sorgo (em grão)	22500	2223627	5000	756677	4.50	2.94	1.53	0.0306	0.0469	
Mandioca	17400	18501645	1059	1278109	16.43	14.48	1.14	0.0065	0.0074	
Batata-inglesa	10812	3655069	318	118176	34.00	30.93	1.10	0.0019	0.0021	
Batata-doce	10245	780461	683	54368	15.00	14.36	1.04	0.0042	0.0044	
Goiaba	8542	458046	302	19412	28.28	23.60	1.20	0.0018	0.0022	
Trigo (em grão)	5706	4342812	1083	1912129	5.27	2.27	2.32	0.0066	0.0154	
Limão	5202	1293774	186	48311	27.97	26.78	1.04	0.0011	0.0012	
Maracujá	5190	548088	150	41190	34.60	13.31	2.60	0.0009	0.0024	
Alho	4716	120896	262	10687	18.00	11.31	1.59	0.0016	0.0026	
Tangerina	4332	967139	174	50268	24.90	19.24	1.29	0.0011	0.0014	
Banana (cacho)	3128	6584967	169	470066	18.51	14.01	1.32	0.0010	0.0014	
Abacate	3050	212873	149	13065	20.47	16.29	1.26	0.0009	0.0011	
Uva	1700	1743430	68	75968	25.00	22.95	1.09	0.0004	0.0005	
Laranja	1434	17492882	73	639212	19.64	27.37	0.72	0.0004	0.0003	
Girassol (em grão)	1296	104144	950	60214	1.36	1.73	0.79	0.0058	0.0046	
Palmito	976	90531	74	23126	13.19	3.91	3.37	0.0005	0.0015	
Café (em grão) Total	968	2684508	528	1805667	1.83	1.49	1.23	0.0032	0.0040	
Café (em grão) Arábica	968	2042171	528	1401593	1.83	1.46	1.26	0.0032	0.0041	
Manga	694	1089882	54	64588	12.85	16.87	0.76	0.0003	0.0003	
Abacaxi	560	1539756	16	67286	35.00	22.88	1.53	0.0001	0.0001	
Mamão	475	1058487	25	26860	19.00	39.41	0.48	0.0002	0.0001	
Ervilha (em grão)	224	2763	32	1117	7.00	2.47	2.83	0.0002	0.0006	
Algodão	113	3842872	25	928129	4.52	4.14	1.09	0.0002	0.0002	
Melancia	60	2312993	3	103631	20.00	22.32	0.90	0.0000	0.0000	
IPAT Brasília-DF								Σ (F*H) =	1.3389	

Fonte: Pesquisa Agrícola Municipal (PAM), IBGE (2017). Elaboração do autor.

2.2 Correlação e Regressão para identificação de fatores determinantes

Para explorar os fatores determinantes da produtividade agrícola da terra, serão realizados dois exercícios econométricos valendo-se de uma série de indicadores municipais.

O primeiro exercício tem o objetivo de correlacionar cada indicador com a medida relativa de produtividade agrícola da terra, de acordo com a Equação 2.2 – que expressa o coeficiente de correlação de Pearson. Segundo Gujarati e Porter (2011, p.43) o principal objetivo da análise de correlação é “medir a força ou o grau de associação linear entre duas variáveis”.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{n \cdot S_x S_y} \quad (2.2),$$

sendo: \bar{x} = média para a primeira variável; s_x = desvio padrão para a primeira variável; \bar{y} = média para a segunda variável, s_y = desvio padrão para a segunda variável, n = número de observações.

O segundo exercício aplica técnicas de regressão para explorar a relação entre a variável dependente (a produtividade relativa da terra) e as diversas variáveis independentes (ou explicativas).

A equação básica de uma regressão linear, com múltiplas variáveis explicativas, é dada pela Equação 2.3, em que: y representa a variável dependente; $x_1, x_2 \dots x_n$ representam as n variáveis independentes (ou explicativas) de y ; ε é o erro que corresponde ao desvio entre o valor real e o valor estimado de y ; e c é a constante que representa o valor de y quando $x_1, x_2, \dots x_n$ são iguais a zero.

$$y = c + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n + \varepsilon \quad (2.3)$$

Os coeficientes β são os parâmetros desconhecidos a serem estimados pelo modelo de regressão. Esses coeficientes de regressão estimam a variação da variável dependente y em função da variação de uma unidade de cada variável independente x .

Os coeficientes β são obtidos pelo método dos mínimos quadrados – que resulta da divisão (i) da covariância das variáveis dependente e independente pela (ii) variância das variáveis independentes – aplicando-se a Equação 2.4:

$$\beta = \frac{n \cdot \sum_{i=1}^n x_i y_i - \sum_{i=1}^n x_i \sum_{i=1}^n y_i}{n \cdot \sum_{i=1}^n x_i^2 - (\sum_{i=1}^n x_i)^2} \quad (2.4)$$

Além dos coeficientes de regressão, também será calculado o coeficiente de determinação do modelo pressupondo o conjunto de variáveis independentes. Segundo Gujarati e Porter (2011, p.97), o coeficiente de determinação “é o indicador mais usado para medir a qualidade do ajustamento de uma linha de regressão”, por medir “a proporção ou percentual da variação total [da variável dependente] y explicada pelo modelo de regressão”.

O coeficiente de determinação (R^2) é obtido pela divisão entre a soma dos quadrados explicados pela regressão (SQE) pela soma dos quadrados totais (SQT), conforme a Equação 2.5:

$$R^2 = \frac{SQE}{SQT} = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (2.5),$$

sendo que $y_i = \hat{y}_i + \hat{\varepsilon}_i$

O coeficiente de determinação da regressão (R^2) varia de zero a um, sendo que, quanto mais elevado o valor de R^2 , melhor é o ajuste do modelo para explicar a variação da variável dependente y através da variação das variáveis explicativas x .

2.3 Análise Envoltória de Dados (DEA)

Para mensurar a eficiência e a ecoeficiência da agricultura nos municípios brasileiros em 2017, apresentadas no Capítulo 4, recorre-se à Análise Envoltória de Dados (DEA) – método não-paramétrico introduzido por Charnes et al. (1978, p.429) para avaliar “o desempenho de um conjunto de entidades denominadas Unidades Decisórias [*Decision Making Units*, ou DMU] que convertem múltiplos *inputs* em múltiplos *outputs*”, baseado nos princípios apresentados por Farrell (1957) para medir a eficiência produtiva.

Segundo Farrell (1957), a medida de eficiência está ligada à estimativa de uma fronteira eficiente, determinada pelo conjunto de possibilidades de produção (ou seja, pelo conjunto de combinações possíveis que uma unidade pode produzir a partir de dos recursos disponíveis). Para estimar a eficiência de uma unidade de produção, é necessário ter uma referência de eficiência (*benchmark*). Assim, a eficiência de uma DMU é medida pela razão entre a sua produtividade e a produtividade da DMU que apresenta a melhor combinação possível de produtos e insumos (MELLO et al., 2005).

Como apontado por Kuosmanen e Kortelainen (2005), os modelos DEA têm a vantagem de, ao aferir a eficiência, os pesos das entradas e saídas serem alocados de maneira objetiva, de modo a indicar a combinação que resulte no mais alto escore de eficiência possível entre as DMUs analisadas.

A atribuição de pesos é definida pela solução de um problema de programação linear (PPL), com vistas a maximizar a eficiência. Os métodos DEA modelam a avaliação com retorno constante de escala ou retorno variáveis de escala e podem ser (i) orientados aos insumos, de modo a minimizar as entradas, preservando o nível de produção; ou (ii) orientados aos produtos, com o objetivo de maximizar a produção sem alterar a utilização dos insumos.

2.3.1 DEA-CCR (ou CRS, Constant Returns to Scale)

O modelo precursor apresentado por Charnes, Cooper e Rhodes (daí sua denominação CCR) foi desenvolvido para analisar a eficiência com retornos constantes de escala (CRS, do inglês *Constant Returns to Scale*). Ou seja, o modelo pressupõe que, na fronteira do conjunto de possibilidade de produção, qualquer variação nos insumos (entrada ou *inputs*) produz variação proporcional nos produtos (saídas ou *outputs*).

O modelo CCR-CRS parte de um problema de programação fracionária, representado pela Equação (2.6), para estimar a eficiência da DMU_o, que deve ser resolvido para cada uma das *k* DMUs avaliadas. Esse modelo é voltado a maximizar o valor da divisão entre a soma ponderada das *s* saídas (*outputs*) e a soma ponderada das *r* entradas (*inputs*), sujeito a duas restrições: (i) as medidas de eficiência de todas as unidades avaliadas devem ser menor ou igual a um; e (ii) os pesos mais apropriados das variáveis (entradas e saídas) precisam tomar valores não negativos.

$$\text{Max } \phi_o = \frac{\sum_{j=1}^s u_j y_{jo}}{\sum_{i=1}^r v_i x_{io}}$$

sujeito a:

$$\frac{\sum_{j=1}^s u_j y_{jk}}{\sum_{i=1}^r v_i x_{ik}} \leq 1, \quad \forall k$$

$$u_j \text{ e } v_i \geq 0, \quad \forall i, j \tag{2.6}$$

Para facilitar o cálculo, o problema de programação fracionária é transformado num problema de programação linear. Isso requer: (i) a transformação do

denominador da função objetivo da Equação (2.6) em uma restrição, atribuindo-lhe um valor constante (geralmente equivalente a 1); e (ii) a linearização da restrição formulada de forma fracionária. Esse problema de programação linear, representado na Equação (2.7), é denominado de modelo dos multiplicadores com orientação aos insumos (CCR-I, do inglês *input-oriented*) – por indicar em quanto deve-se minimizar o consumo de insumos mantendo o nível de produção.

$$Max \phi_o = \sum_{j=1}^s u_j y_{jo}$$

sujeito a:

$$\sum_{i=1}^r v_i x_{io} = 1$$

$$\sum_{j=1}^s u_j y_{jk} - \sum_{i=1}^r v_i x_{ik} \leq 0, \quad \forall k$$

$$u_j \text{ e } v_i \geq 0, \quad \forall i, j \tag{2.7}$$

O modelo dos multiplicadores também pode ser orientado ao produto (CCR-O, *output oriented*), aplicado para indicar em quanto deve-se maximizar a produção com o mesmo nível de utilização de insumos – conforme descrito na Equação (2.8).

$$Min \theta_o = \sum_{i=1}^r v_i x_{io}$$

sujeito a:

$$\sum_{j=1}^s u_j y_{jo} = 1$$

$$\sum_{j=1}^s u_j y_{jk} - \sum_{i=1}^r v_i x_{ik} \leq 0, \quad \forall k$$

$$u_j \text{ e } v_i \geq 0, \quad \forall i, j \tag{2.8}$$

No modelo dos multiplicadores, conhecido como modelo primal, as variáveis de decisão são os pesos (v_i e u_j) atribuídos aos insumos e aos produtos. Eles indicam a contribuição de cada variável na determinação da eficiência. A partir do modelo primal, Charnes et al. (1978) desenvolveram um modelo dual, conhecido como modelo envoltório, que estima a contribuição das DMUs de referência (ou *benchmark*) na definição da eficiência da DMU_o analisada – contribuição que é expressa pela letra grega lambda (λ) –, assim fornecendo os pontos de projeção das unidades ineficientes sobre a fronteira eficiente. As Equações (2.9) e (2.10) apresentam os modelos duais dos modelos primais representados pelas Equações (2.7) e (2.8).

$$\text{Min } \phi_o$$

sujeito a:

$$\phi_o x_{io} - \sum_{k=1}^n x_{ik} \lambda_k \geq 0, \forall i$$

$$-y_{jo} + \sum_{k=1}^n y_{jk} \lambda_k \geq 0, \forall j$$

$$\lambda_k \geq 0, \forall k \tag{2.9}$$

$$\text{Max } \theta_o$$

sujeito a:

$$x_{io} - \sum_{k=1}^n x_{ik} \lambda_k \geq 0, \forall i$$

$$-\theta_o y_{jo} + \sum_{k=1}^n y_{jk} \lambda_k \geq 0, \forall j$$

$$\lambda_k \geq 0, \forall k \tag{2.10}$$

2.3.2 DEA-BCC (ou VRS, Variable Returns to Scale)

Desenvolvido por Banker, Charnes e Cooper (1984), o modelo DEA inicial foi redesenhado para incluir retornos variáveis de escala (daí ser também conhecido

como DEA-VRS, do inglês *Variable Returns do Scale*). Nesse modelo, a premissa da proporcionalidade entre insumos e produtos é substituída pela premissa da convexidade, que considera retornos crescentes ou decrescentes de escala na fronteira eficiente. Ou seja, o modelo considera que unidades que operem com baixos valores de insumos podem ter retornos crescentes de escala, ao passo que as unidades com elevados valores de insumos tenham retornos decrescentes de escala (GOMES et al. 2003). Esse novo modelo permite comparar pequenas DMUs com as pequenas e as grandes com as grandes. Chamada de eficiência técnica “pura” o BCC é indicado quando a escala de produção se considera uma variável não controladas pela gestores das DMUs.

O modelo BCC permite desmembrar a eficiência do modelo CCR em duas componentes: eficiência técnica e a eficiência de escala. Ou seja, o modelo BCC identifica a melhor utilização dos recursos à escala de operação da DMU, sendo a eficiência de escala igual à razão entre a eficiência medida pelo modelo BCC e a eficiência medida pelo modelo CCR.

A Equação (2.11) apresenta o problema de programação linear do modelo de multiplicadores com retornos variáveis de escala e orientação aos insumos (DEA-BCC-I), onde u^* é o fator de escala: quando negativo, indica retornos crescentes; quando positivo, retorno decrescente; e, caso seja nulo, retornos constantes de escala. Já a Equação (2.12) apresenta o seu modelo dual envoltório – que passa a contar com uma restrição adicional, a restrição da convexidade (sendo que a soma dos λ é igual a 1).

$$Max \varphi_o = \sum_{j=1}^s u_j y_{jo} + u^*$$

sujeito a:

$$\sum_{i=1}^r v_i x_{io} = 1$$

$$\sum_{j=1}^s u_j y_{jk} + u^* - \sum_{i=1}^r v_i x_{ik} \leq 0, \quad \forall k$$

$$u_j e v_i \geq 0, u^* \in R \tag{2.11}$$

Min φ_o

sujeito a:

$$\varphi_o x_{io} - \sum_{k=1}^n x_{ik} \lambda_k \geq 0, \forall i$$

$$-y_{jo} + \sum_{k=1}^n y_{jk} \lambda_k \geq 0, \forall j$$

$$\sum_{k=1}^n \lambda_k = 1$$

$$\lambda_k \geq 0, \forall k$$

(2.12)

A Equação (2.13) apresenta o problema de programação linear do modelo de multiplicadores com retornos variáveis de escala e orientação ao produto (DEA-BCC-O), ao passo que equação (2.14) apresenta o seu modelo dual envoltório.

$$\text{Min } \mu_o = \sum_{i=1}^r v_i x_{io} + v^*$$

sujeito a:

$$\sum_{j=1}^s u_j y_{jo} = 1$$

$$\sum_{j=1}^s u_j y_{jk} - \sum_{i=1}^r v_i x_{ik} + v^* \leq 0, \forall k$$

$$u_j \text{ e } v_i \geq 0, v^* \in R$$

(2.13)

Max μ_o

sujeito a:

$$x_{io} - \sum_{k=1}^n x_{ik} \lambda_k \geq 0, \forall i$$

$$\begin{aligned}
-\mu_o y_{jo} + \sum_{k=1}^n y_{jk} \lambda_k &\geq 0, \forall j \\
\sum_{k=1}^n \lambda_k &= 1 \\
\lambda_k &\geq 0, \forall k
\end{aligned}
\tag{2.14}$$

2.3.3 Exemplos de modelos DEA-CCR e DEA-BCC

Para exemplificar os modelos DEA acima descritos, foram obtidas informações, referentes a 2017, sobre valor da produção agrícola (em bilhões de reais) e área plantada com lavouras temporárias e permanentes (em milhões de hectares) para as oito Unidades da Federação (UF) com maior área destinada ao cultivo agrícola. A Tabela 2.2 apresenta esses indicadores.

Tabela 2.2 - Área plantada e valor da produção em UFs selecionadas, 2017

DMU	Área Plantada Milhões de Hectares	Valor da Produção R\$ bilhões
Mato Grosso (MT)	15.64	43.42
Paraná (PR)	10.62	38.46
Rio Grande do Sul (RS)	9.07	37.43
São Paulo (SP)	9.02	54.83
Goiás (GO)	6.44	24.52
Minas Gerais (MG)	6.22	41.91
Mato Grosso do Sul (MS)	5.28	15.29
Bahia (BA)	4.20	16.47

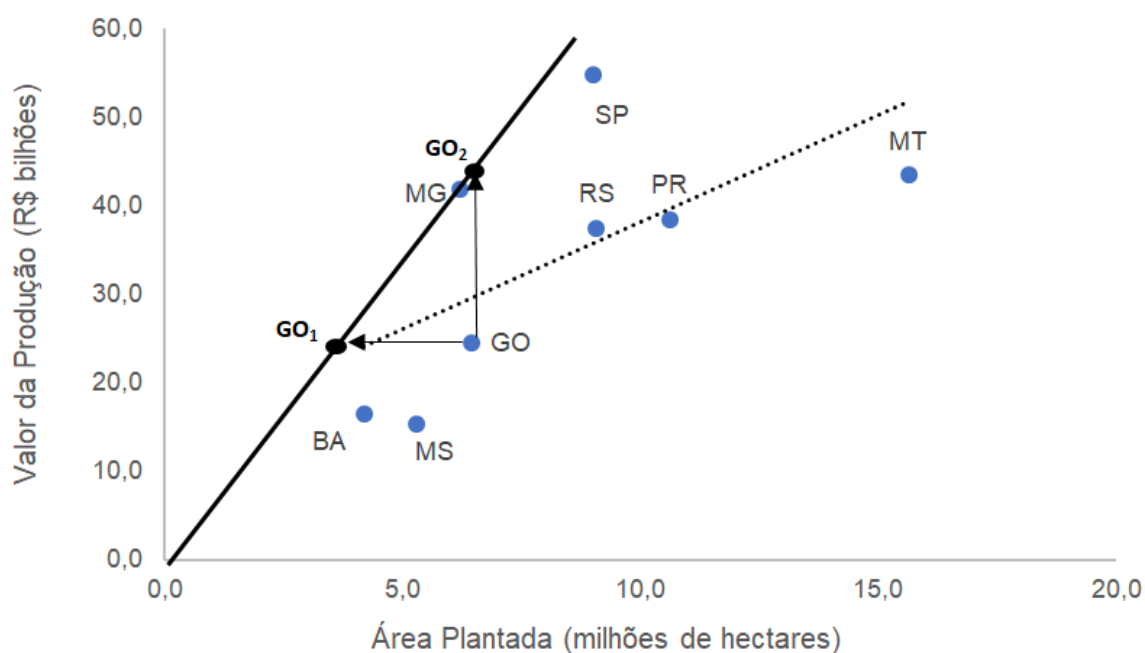
Fonte: PAM-IBGE (2017). Elaboração do autor.

O Gráfico 2.1 mostra uma representação gráfica da fronteira de eficiência no modelo CCR (de retornos constantes de escala) para os dados apresentados na Tabela 2.2. A linha pontilhada refere-se à reta de regressão linear, sendo que as DMUs localizadas abaixo dessa reta têm desempenho pior do que as DMUs acima dela. Já a linha sólida denominada CCR representa a fronteira de eficiência (com retornos constantes de escala), sendo Minas Gerais (MG) a DMU que apresenta a

combinação mais eficiente entre produto (valor da produção) e insumo (área plantada).

No modelo orientado aos insumos, as DMUs ineficientes teriam de minimizar a área plantada, sem alterar a produção, tal como exemplificado pela seta horizontal (aqui ilustrando apenas o estado de Goiás). Analogamente, no modelo orientado ao produto, as DMUs ineficientes teriam de aumentar a produção sem alterar a área plantada, tal como exemplificado pela seta vertical (também apenas para Goiás).

Gráfico 2.1 - Fronteira de eficiência, modelo CCR (retornos constantes de escala)



Fonte: PAM-IBGE (2017). Elaboração própria.

Os resultados do modelo DEA-CCR para esses indicadores mostram que a unidade eficiente (Minas Gerais) deve ter escore equivalente a 1, ao passo que as demais unidades ineficientes devem ter escores inferiores a 1 (Tabela 2.3). São Paulo é a DMU com menor ineficiência, pois seu escore de 0,90 indica que ela tem 90% da eficiência da unidade considerada eficiente (Minas Gerais). Analogamente, Mato Grosso é a unidade com maior ineficiência, com escore de 0,41 (ou 41% da eficiência de Minas Gerais). Esse índice de eficiência indica que, para MT tornar-se eficiente, deve reduzir a área plantada em 59% para o dado nível de produção ou aumentar a produção em 143,9 % na mesma área plantada $[1-(1/0,41)]$.

Tabela 2.3 - Resultados do modelo DEA-CCR-IO (retornos constantes de escala, orientação aos insumos)

NO	DMU	Score	Benchmark (Lambda)	Proportionate	Projection (X_Area)	Proportionate	Slack	Projection (Y_Valor)
				Movement (X_Area)		Movement (Y_Valor)	Movement (Y_Valor)	
1	MT	0.41	MG(1.035989)	-9.19	6.44	0	0	43.42
2	PR	0.54	MG(0.917559)	-4.91	5.71	0	0	38.46
3	RS	0.61	MG(0.892904)	-3.52	5.55	0	0	37.43
4	SP	0.90	MG(1.308189)	-0.88	8.14	0	0	54.83
5	GO	0.56	MG(0.584890)	-2.80	3.64	0	0	24.52
6	MG	1.00	MG(1.000000)	0.00	6.22	0	0	41.91
7	MS	0.43	MG(0.364726)	-3.02	2.27	0	0	15.29
8	BA	0.58	MG(0.392883)	-1.75	2.44	0	0	16.47

Fonte: PAM-IBGE (2017). Elaboração própria.

Tomando Goiás como exemplo, observa-se que a sua eficiência é 56% da eficiência de referência; e que, para chegar à fronteira eficiente, teria de reduzir em 2,8 milhões de hectares a sua área plantada (como indica o valor referente à DMU GO na coluna “*proportionate movement*” da Tabela 2.3, e que equivale à distância entre GO e GO₁ no Gráfico 2.1). A coluna “*projection*” indica o valor da área plantada no ponto GO₁ na fronteira. Ou seja, o valor de X (área plantada) em GO₁ (3,6) é igual ao valor em GO (6,4) menos o movimento proporcional (2,8) para a fronteira de eficiência.

Alternando o modelo DEA-CCR para orientação ao produto, que busca maximizar a produção sem alterar o uso de insumos, nota-se que os escores de eficiência são idênticos, mas a coluna “*proportionate movement*”, na Tabela 2.4, agora indica o quanto as unidades devem ampliar a produção, sem alterar a área plantada, para alcançar a fronteira eficiente. No caso de Goiás, o valor da produção teria de aumentar em R\$ 18,9 bilhões (dos R\$ 24,5 em GO para R\$ 43,4 bilhões em GO₂).

Tabela 2.4 - Resultados do modelo DEA-CCR-OO (retornos constantes de escala, orientação ao produto)

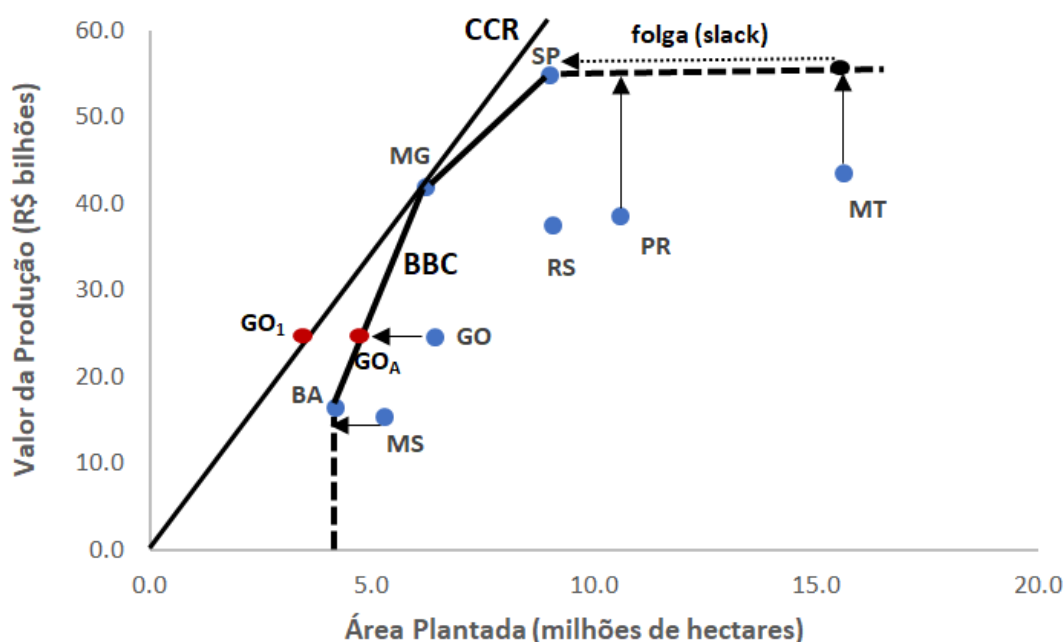
NO	DMU	Score	Benchmark (Lambda)	Proportionate	Projection (X_Area)	Proportionate	Slack	Projection (Y_Valor)
				Movement (X_Area)		Movement (Y_Valor)	Movement (Y_Valor)	
1	MT	0.41	MG(2,513898)	0	15.64	61.95	0	105.37
2	PR	0.54	MG(1,707357)	0	10.62	33.10	0	71.56
3	RS	0.61	MG(1,458626)	0	9.07	23.71	0	61.14
4	SP	0.90	MG(1,449883)	0	9.02	5.94	0	60.77
5	GO	0.56	MG(1,035230)	0	6.44	18.88	0	43.39
6	MG	1.00	MG(1,000000)	0	6.22	0.00	0	41.91
7	MS	0.43	MG(0,849655)	0	5.28	20.33	0	35.61
8	BA	0.58	MG(0,675010)	0	4.20	11.83	0	28.29

Fonte: PAM-IBGE (2017). Elaboração própria.

O Gráfico 2.2 mostra a representação gráfica da fronteira de eficiência no modelo BCC (de retornos variáveis de escala), indicada pela linha convexa BCC (sendo a linha reta CCR a fronteira de eficiência pelo modelo de retornos constantes

de escala). Nota-se que, considerando retornos variáveis de escala, três DMUs encontram-se na fronteira eficiente (Bahia, Minas Gerais e São Paulo). A Tabela 2.6 mostra que os índices de ineficiência se alteram significativamente em relação ao modelo CCR: Mato Grosso continua a ser a DMU mais ineficiente, mas a ineficiência de Goiás, por exemplo, se reduz substancialmente -- como é possível observar, no Gráfico 2.2, pela menor distância de GO para GO_A (na fronteira considerando retornos variáveis de escala) em relação à distância de GO para GO₁ (na fronteira considerando retornos constantes de escala).

Gráfico 2.2 - Fronteira de eficiência, modelo BBC (retornos variáveis de escala)



Fonte: PAM-IBGE (2017). Elaboração própria.

A ineficiência de Mato Grosso do Sul (MS) também é menor quando considerados retornos constantes de escala. Vale notar, no entanto, que a redução da área plantada a deslocar o Mato Grosso do Sul para a fronteira de eficiência BCC, o coloca na chamada “fronteira fraca” (demarcada pela linha pontilhada). Isso significa que, embora o Mato Grosso do Sul tenha se deslocado para a fronteira, existe uma “folga adicional” (do inglês *slack*) que poderia ser ocupada com um aumento da produção – pois, ocupando a mesma área plantada, Bahia produz mais do que Mato Grosso do Sul (mesmo ambos estando na fronteira de eficiência). Essa folga é apresentada na coluna “*slack movement (Y)*” indicada na Tabela 2.5.

Tabela 2.5 - Resultados do modelo DEA-BBC-IO (retornos variáveis de escala, orientação aos insumos)

NO	DMU	Score	Benchmark(Lambda)	SumLambda	Proportionate Movement (X_Area)	Slack Movement (X_Area)	Projection (X_Area)	Proportionate Movement (Y_Valor)	Slack Movement (Y_Valor)	Projection (Y_Valor)
1	MT	0.42	SP(0.116776); MG(0.883224)	1	-9.09	0	6.55	0	0	43.42
2	PR	0.56	MG(0.864210); BA(0.135790)	1	-4.67	0	5.95	0	0	38.46
3	RS	0.65	MG(0.823600); BA(0.176400)	1	-3.21	0	5.86	0	0	37.43
4	SP	1.00	SP(1.000000)	1	0.00	0	9.02	0	0	54.83
5	GO	0.75	MG(0.316260); BA(0.683740)	1	-1.60	0	4.84	0	0	24.52
6	MG	1.00	MG(1.000000)	1	0.00	0	6.22	0	0	41.91
7	MS	0.79	BA(1.000000)	1	-1.09	0	4.20	0	1.18	16.47
8	BA	1.00	BA(1.000000)	1	0.00	0	4.20	0	0	16.47

Fonte: PAM-IBGE (2017). Elaboração do autor.

Alternando o modelo DEA-BCC para orientação ao produto fica mais fácil de visualizar graficamente, no Gráfico 2.2, a folga existente entre a fronteira fraca e a fronteira forte de eficiência. Tomando, desta vez, Mato Grosso como exemplo, nota-se que o seu deslocamento para a fronteira fraca, através do aumento da produção, mostra que existe uma grande folga passível de ser ocupada pela redução de insumos, de modo a aproximá-lo da unidade eficiente São Paulo. Essa folga é quantificada na coluna “*slack movement (X)*” na Tabela 2.6. Nota-se, por fim, que Paraná e Rio Grande Sul também têm folgas, ainda que bem menores que a do Mato Grosso.

Tabela 2.6 - Resultados do modelo DEA-BBC-OO (retornos variáveis de escala, orientação ao produto)

NO	DM U	Score	Benchmark(Lambda)	SumLambd a	Proportionate Movement (X_Area)	Slack Movement (X_Area)	Projection (X_Area)	Proportionate Movement (Y_Valor)	Slack Movement (Y_Valor)	Projection (Y_Valor)
1	MT	0.79	SP(1.000000)	1	0	-6.62	9.02	11.41	0	54.83
2	PR	0.70	SP(1.000000)	1	0	-1.60	9.02	16.37	0	54.83
3	RS	0.68	SP(1.000000)	1	0	-0.05	9.02	17.41	0	54.83
4	SP	1.00	SP(1.000000)	1	0	0	9.02	0	0	54.83
5	GO	0.57	MG(0.921690)	1	0	0	6.44	18.41	0	42.93
6	MG	1.00	MG(1.000000)	1	0	0	6.22	0	0	41.91
7	MS	0.51	BA(0.462614)	1	0	0	5.28	14.85	0	30.14
8	BA	1.00	BA(1.000000)	1	0	0	4.20	0	0	16.47

Fonte: PAM-IBGE (2017). Elaboração do autor.

2.4 Ecoeficiência: externalidades e Funções Distâncias Direcionais

Os modelos DEA descritos na seção anterior, utilizados para obter os índices de eficiência de unidades decisórias, serão também aplicados para a obtenção dos índices de ecoeficiência. Os índices de ecoeficiência incluem, além dos produtos e insumos utilizados na produção, as externalidades ambientais (positivas e negativas) da atividade agropecuária.

São encontrados na literatura métodos distintos de contabilização dos produtos ambientais indesejáveis na adoção dos modelos DEA, que: (i) podem ser

considerados produtos negativos – logo, entram nos modelos como saídas com valores invertidos (negativos); ou (ii) podem ser assumidos como insumos – isto é, contabilizados como entradas, da mesma forma como são considerados os insumos de produção (terra, trabalho, capital, intermediários).

Outra possibilidade é tratar as externalidades ambientais como produtos indesejáveis com comportamento assimétrico aos produtos desejados, usando-se funções distância direcionais (DDF, do inglês *Directional Distance Functions*), método introduzido por Chung, Färe e Grosskopf (1997).

A Equação 2.19 expressa o modelo DEA com funções distâncias direcionais, em que \mathbf{x} é o vetor de insumos (*inputs*) utilizados na produção de \mathbf{y} , que é o vetor de produtos desejáveis (*good outputs*); \mathbf{b} é o vetor de produtos indesejáveis (*bad outputs*); e \mathbf{g} é o vetor que determina a direção da projeção desejada para a fronteira eficiente dos vetores \mathbf{x} , \mathbf{y} e \mathbf{b} .

$$\vec{D} = (x, y, b; -g_x, g_y, -g_b) = \text{Max}\beta \quad (2.19)$$

s. a.:

$$(1 + \beta g_y) * y^i \leq Yz$$

$$(1 + \beta g_b) * b^i \geq Bz$$

$$(1 + \beta g_x) * x^i \geq Xz$$

$$z \geq 0$$

$$\sum z = 1$$

A variável β , que varia de zero a um, representa a distância do valor máximo encontrado em relação à fronteira eficiente: quando $\beta=0$, a unidade avaliada é eficiente; se $\beta>0$, a unidade é ineficiente. Para cada unidade, o valor de β é obtido resolvendo o problema de programa linear expresso na Equação 2.19, em que z é o vetor de intensidade de cada unidade na definição da fronteira de eficiência; e X , Y e B são, pela ordem, as matrizes de insumos, produtos desejáveis e produtos indesejáveis do conjunto de unidades analisadas. A restrição $\sum z=1$ é incluída nos modelos com retornos variáveis de escala. Uma unidade que obtenha índice $\beta=0,10$, por exemplo, precisaria majorar os produtos desejados y e reduzir os insumos x e produtos indesejados b na proporção de 10% para chegar à fronteira de ecoeficiência.

Neste trabalho, para facilitar comparações entre os exercícios, o escore de ecoeficiência são apresentados como sendo $1-\beta$, de modo que o escore de unidades ecoeficientes, considerando $\beta = 0$, é equivalente a 1.

Combinadas com a análise envoltória de dados, as funções distâncias direcionais permitem medir a eficiência das unidades simultaneamente expandindo a capacidade de produção e reduzindo o uso de insumos e os produtos indesejáveis – ou seja, com otimização simultânea de objetivos econômicos e ambientais.

2.5 Fatores determinantes da ecoeficiência: regressão de Tobit

A identificação dos fatores que afetam o nível de ecoeficiência agropecuária dos municípios brasileiros será realizada por meio de análises de regressão tendo como variável dependente os escores de ecoeficiência obtidos pela aplicação de análise envoltória de dados (DEA).

Uma vez que os escores de ecoeficiência possuem valor mínimo igual a zero (unidades com máxima ineficiência) e valor máximo observável igual a um (unidades eficientes), considerando o escore de ecoeficiência como sendo $1-\beta$, existe uma limitação imposta à mensuração da variável dependente impedindo que sejam observados valores inferiores a zero (censura à esquerda) ou superiores a um (censura à direita). Nesses casos, a regressão por mínimos quadrados tenderia a ser enviesada e inconsistente (GUJARATI e PORTER, 2011).

A regressão de Tobit é adotada quando a variável dependente é observada dentro de um certo intervalo numérico ocasionado por uma forma de censura nas observações (TOBIN, 1958). As estimativas do modelo Tobit, chamado também de regressão censurada, devem ser obtidas pelo Método de Máxima Verossimilhança (GUJARATI, 2011). No caso da análise de ecoeficiência realizada nesta dissertação, essa censura ocorre as observações da variável dependente estão necessariamente compreendidas entre 1 (unidades ecoeficientes) e zero (máxima ineficiência).

O modelo de regressão de Tobit é expresso pela Equação 2.15, em que: y^* é uma variável latente, não-negativa, gerada através do modelo tradicional de regressão linear de acordo com a Equação 2.3; x_i o vetor de variáveis explicativas exógenas; β_i o vetor de parâmetros a ser estimado; e ε é o erro que corresponde ao desvio entre o

valor real e o valor estimado de y^* – sendo que a variável latente y^* será igual à variável dependente y_i quando $y^* \leq 1$ e igual a um quando $y^* > 1$.

$$y_i^* = x_i\beta_i + \varepsilon_i \quad (2.15)$$

$$y_i = \begin{cases} y_i^* & \text{se } y_i^* \leq 1 \\ 1 & \text{se } y_i^* > 1 \end{cases}$$

Para avaliar a adequação dos modelos de regressão de Tobit, McFadden (1973) desenvolveu um coeficiente equivalente ao coeficiente de determinação R^2 utilizado para avaliar a adequação dos modelos de regressão por mínimos quadrado. Esse coeficiente é conhecido com pseudo- R^2 , por apresentar escala semelhante ao do R^2 , variando de zero a um, com valores mais altos indicando melhor adequação do modelo.

O pseudo- R^2 é calculado pela razão entre (1) o logaritmo natural da soma dos quadrados dos erros considerando o modelo com os valores das variáveis preditoras e (2) o logaritmo natural da soma dos quadrados totais considerando apenas o modelo com os interceptos (ou seja, considerando o valor das variáveis preditoras como sendo igual a zero). A Equação 2.16 expressa o coeficiente pseudo- R^2 .

$$PseudoR^2 = 1 - \frac{\log_n SQE_T}{\log_n SQT_I} = 1 - \frac{\log_n [\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2]_T}{\log_n [\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2]_I} \quad (2.16),$$

sendo T o modelo com as variáveis preditoras e I o modelo com os interceptos.

2.6 Método do Índice de Produtividade de Malmquist (IPM)

Para estimar evolução da ecoeficiência agropecuária nos municípios brasileiros, apresentada no Capítulo 5, recorre-se ao Índice de Produtividade de Malmquist (IPM) – método utilizado para medir as mudanças de produtividade relativa entre dois (ou mais) períodos. Originalmente desenvolvido por Malmquist (1953) para analisar padrões de consumo, o índice foi posteriormente adaptado para analisar a produção por Caves et al. (1982).

Färe et al. (1994) combinaram os estudos sobre a medição da eficiência de Farrell (1957) com a medição da produtividade de Malmquist (1953) adaptada por

Caves et al. (1982) para construir um índice capaz de medir as mudanças na eficiência das unidades decisórias e na produtividade total dos fatores entre diferentes períodos usando Análise Envoltória de Dados (denominado Malmquist-DEA).

O IPM é determinado por uma função distância (D), definida por Färe et al. (1994) como a expansão proporcional máxima do vetor de saída y dadas as entradas x ; ou, alternativamente, quando o índice é orientado aos insumos, como a redução proporcional máxima do vetor de entradas x , dado um determinado nível de saída y .

O índice proposto por Färe et al. (1994) é calculado pela média geométrica dos índices de Malmquist dos períodos t e $t+1$. A equação (2.17) representa a produtividade no período de produção $t+1$ (x_{t+1}, y_{t+1}) em relação ao período de produção t (x_t, y_t), num modelo orientado ao produto. A mudança na produtividade total dos fatores (M_o) é, portanto, determinada pela média geométrica dos índices nos períodos t e $t+1$ a partir do cálculo dos componentes da função distância (D_o).

$$M_o(x^{t+1}, y^{t+1}, x^t, y^t) = \sqrt{\left(\frac{D_o^t(x^{t+1}, y^{t+1})}{D_o^t(x^t, y^t)}\right) \left(\frac{D_o^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1})}{D_o^{t+1}(x^t, y^t)}\right)} \quad (2.17)$$

Se M_o resultar num valor maior que um ($M_o > 1$), então foi observada uma melhora na produtividade total dos fatores entre os períodos t e $t+1$. Se M_o resultar num valor menor que um ($M_o < 1$), então houve piora na produtividade entre períodos t e $t+1$. Um valor igual a um ($M_o = 1$) significa que não houve mudança.

Färe et al. (1994) propõem, ainda, uma decomposição do índice de produtividade de Malmquist, representado na equação (2.18). Essa decomposição permite mensurar o quanto da variação da produtividade relativa entre os períodos t e $t+1$ resulta de mudanças na eficiência técnica das unidades decisórias (2.18.1) e o quanto é determinado pelo deslocamento da fronteira de eficiência – ou seja, por mudanças na tecnologia existente (2.18.2).

$$M_o(x^{t+1}, y^{t+1}, x^t, y^t) = \underbrace{\frac{D_o^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1})}{D_o^t(x^t, y^t)}}_{(2.18.1) \text{ Eficiência Técnica}} \sqrt{\underbrace{\left(\frac{D_o^t(x^{t+1}, y^{t+1})}{D_o^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1})}\right) \left(\frac{D_o^t(x^t, y^t)}{D_o^{t+1}(x^t, y^t)}\right)}_{(2.18.2) \text{ Mudança Tecnológica}}} \quad (2.18)$$

(2.18.1) Eficiência Técnica (2.18.2) Mudança Tecnológica

A eficiência técnica pode, ainda, ser decomposta em eficiência técnica “pura” e de eficiência de “escala”. Nesses casos, a restrição de convexidade ($\sum\lambda=1$) aplicada aos problemas de programação linear dos modelos de multiplicadores com retornos variáveis de escala (Equação 2.11) é estendida ao problema de programação linear que maximiza a Equação 2.18.1. Com isso, é possível calcular as funções distância (D) em relação à fronteira com retornos variáveis de escala no lugar da fronteira com retornos constantes de escala.

Para exemplificar o método do Índice Produtividade de Malmquist, que será utilizado neste trabalho, recorre-se novamente às estatísticas sobre valor da produção agrícola (em bilhões de reais) e área plantada com lavouras temporárias e permanentes (em milhões de hectares) para as oito Unidades da Federação (UF) com maior área destinada ao cultivo agrícola.

Desta vez, será calculada a variação da produtividade relativa entre dos períodos de 2014 e 2017 (que foram escolhidos aleatoriamente, apenas para fins de exemplificação). Os valores da produção foram trazidos a preços constantes de 2017, deflacionados pelo deflator implícito do PIB Agropecuário³ A Tabela 2.7 mostra os indicadores utilizados no exemplo.

Tabela 2.7 - Área plantada e valor da produção em UFs selecionadas, 2014 e 2017

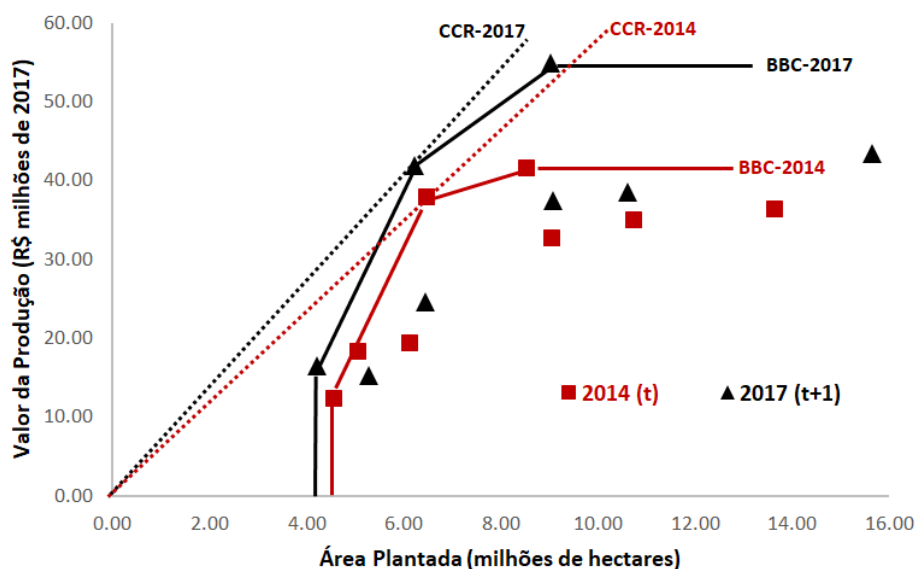
DMU	2014 (t)		2017 (t+1)	
	Área Plantada Milhões de Hectares	Valor da Produção R\$ bilhões de 2017	Área Plantada Milhões de Hectares	Valor da Produção R\$ bilhões de 2017
Mato Grosso (MT)	13.63	36.36	15.64	43.42
Paraná (PR)	10.75	34.86	10.62	38.46
Rio Grande do Sul (RS)	9.05	32.69	9.07	37.43
São Paulo (SP)	8.54	41.50	9.02	54.83
Goiás (GO)	6.14	19.30	6.44	24.52
Minas Gerais (MG)	6.48	37.78	6.22	41.91
Mato Grosso do Sul (MS)	4.56	12.29	5.28	15.29
Bahia (BA)	5.06	18.26	4.20	16.47

Fonte: IBGE, PAM e SCN (2017). Elaboração do autor.

O Gráfico 2.3 é uma representação das fronteiras de eficiência para os dois períodos. Nota-se que as fronteiras se deslocam: (i) de CCR-2014 para CCR-2017, nas retas que compõem as fronteiras com retornos constantes de escala; e (ii) de BBC-2014 para BBC-2017, nas curvas que compõem as fronteiras com retornos variáveis de escala. Esse deslocamento denota a mudança na tecnologia existente.

³ Disponibilizado pelo IBGE, Sistema de Contas Nacionais (<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/contas-nacionais/9052-sistema-de-contas-nacionais-brasil.html>).

Gráfico 2.3 - Fronteiras de eficiência, modelos CCR e BBC, 2014 e 2017



Fontes: IBGE, PAM e SCN (2017). Elaboração do autor.

Os indicadores apresentados na Tabela 2.7 foram submetidos a Análise Envoltória de Dados pelo método do Índice de Produtividade de Malmquist (Malquist-DEA). Os cálculos foram realizados pelo modelo de retorno variáveis de escala com orientação aos insumos. A Tabela 2.8 mostra o resumo dos resultados do exercício para cada unidade decisória.

Tabela 2.8 - Resumo dos resultados, DEA-Malmquist

DMU	Mudança Tecnológica <i>techch</i>	Mudança na Eficiência Técnica			Mudança na PTF <i>tfpch</i>
		Pura <i>pech</i>	Escala <i>sech</i>	Total <i>effch</i>	
MT	1.155	0.896	1.006	0.902	1.041
PR	1.155	0.962	1.005	0.967	1.117
RS	1.155	0.960	1.030	0.989	1.142
SP	1.155	1.000	1.083	1.083	1.251
GO	1.155	0.907	1.156	1.049	1.211
MG	1.155	1.000	1.000	1.000	1.155
MS	1.155	0.794	1.169	0.929	1.073
BA	1.155	1.011	0.931	0.942	1.088

Fontes: IBGE, PAM e SCN (2017). Elaboração do autor.

Nota-se que a mudança tecnológica apresentou valor superior a 1, indicando melhora na tecnologia existente – que representa o deslocamento da fronteira de eficiência. Sendo $techch = 1.155$, a mudança tecnológica foi positiva em 15,5% entre 2014 e 2017.

Das oito unidades produtivas, apenas uma (BA) registrou mudança positiva na eficiência técnica pura ($pech > 1$), sendo que duas (MG e SP) mantiveram o nível e

as demais registraram piora. Em compensação, a maioria das unidades registrou melhora na eficiência de escala ($sech > 1$). Assim, a mudança na eficiência técnica total ($effch = pech * sech$) foi positiva ($effch > 1$) para duas unidades (SP e GO), manteve-se estável em MG e sofreu piora em cinco unidades. A mudança na produtividade total dos fatores, que combina a mudança na tecnologia com a mudança na eficiência técnica ($tffch = techch * effch$) sofreu mudança positiva ($tfpch > 1$) em todas as unidades, graças à relevante mudança tecnológica.

2.7 Indicadores utilizados nos modelos

Para alcançar os resultados da pesquisa apresentadas nos próximos capítulos, um conjunto amplo de variáveis foi utilizado. O Quadro 2.1 apresenta uma breve descrição dos indicadores utilizados na elaboração dos modelos e as fontes dos dados. São variáveis de produção agropecuária, de consumo de insumos da produção agropecuária e de externalidades ambientais (positivas e negativas).

Nos Capítulos 3 e 4 foram utilizados variáveis referentes apenas à agricultura (excluindo a pecuária). Para isso, são obtidas as estatísticas referentes apenas a: (i) produção e receitas de lavouras temporárias e lavouras permanentes; e (ii) insumos utilizados e despesas realizadas na produção de lavouras temporárias e lavouras permanentes. No Capítulo 5, a análise da dinâmica da ecoeficiência é estendida também à pecuária, de modo que são utilizadas variáveis de receitas e despesas totais dos estabelecimentos agropecuários, sem distinção entre produção agrícola e produção pecuária.

Quadro 2.1 - Variáveis utilizadas nos modelos

Variáveis	Fonte	Aplicação
<i>1) Produtos econômicos</i>		
Receitas da produção de lavouras permanentes e temporárias	IBGE, Censo Agro (tabela 6901)	Capítulos 3 e 4
Receitas dos estabelecimentos agropecuários	IBGE, Censo Agro (tabela 6901)	Capítulo 5
<i>2) Insumos para a produção</i>		
Área plantada com lavouras permanentes e temporárias	IBGE, Censo Agro (tabela 6754)	Capítulos 3, 4 e 5
Área utilizada com pastagens (naturais e plantadas)	IBGE, Censo Agro (tabela 6881)	Capítulo 5
Número de máquinas e equipamentos agrícolas, tratores	IBGE, Censo Agro (tabela 6874)	Capítulos 3, 4 e 5
Despesas da produção de lavouras permanentes e temporárias	IBGE, Censo Agro (tabela 6899)	Capítulos 3 e 4
Despesas dos estabelecimentos agropecuários	IBGE, Censo Agro (tabela 6899)	Capítulo 5
<i>3) Produtos ambientais desejáveis</i>		
Área de florestas naturais exclusive para reserva legal e preservação permanente	IBGE, Censo Agro (tabela 6881)	Capítulo 5
<i>4) Produtos ambientais indesejáveis</i>		
Índice de impacto na biodiversidade	IBGE, PAM (tabela 5457)	Capítulos 3, 4 e 5
Intensidade do uso de agrotóxicos (despesas com agrotóxicos / área plantada)	IBGE, Censo Agro (tabelas 6899 e 6754)	Capítulos 3, 4 e 5
Áreas de pastagens degradadas	IBGE, Censo Agro (tabela 6881)	Capítulo 5
Déficit de preservação permanente (APPs) e reservas legais (RLs)	Imaflora	Capítulos 3 e 4

Elaboração do autor.

2.7.1 Tratamento de valores inibidos

As estatísticas divulgadas pelo Censo Agropecuário do IBGE trazem, por vezes, valores que são inibidos – ou seja, que não são divulgados – para não identificar o informante. Isso ocorre, por exemplo, quando determinado município só possui uma propriedade: se os valores não forem inibidos, os valores declarados por essa propriedade serão de conhecimento público. Analogamente, se um município tiver duas propriedades, os valores também devem ser inibidos (do contrário, por dedução, uma propriedade saberá os valores declarados pela outra).

Nesta dissertação, os indicadores inibidos pela fonte foram tratados para obter-se valores aproximados que resultassem satisfatórios para a aplicação dos métodos de pesquisa propostos. Para isso, os valores inibidos dos municípios foram calculados tendo como parâmetro os valores observados nas microrregiões (ou região geográfica imediata). Nas microrregiões em que apenas um município tem seus indicadores inibidos, os valores foram obtidos pela diferença entre os valores da microrregião e a os valores somados dos demais municípios. Nos casos em que as regiões geográficas imediatas apresentavam mais de um município com indicadores inibidos, os valores foram obtidos ponderando-se a diferença entre os valores da microrregião e a da soma dos demais municípios pela área plantada.

2.7.2 Tratamento de outliers

Num conjunto amplo de estatísticas, a ocorrência de outliers é comum. Outliers são observações distantes de outras observações, que podem não representar a realidade por serem resultado, por exemplo, de erros ocorridos na compilação ou divulgação das estatísticas pela fonte.

Há diversos métodos paramétricos e não-paramétricos para identificação de outliers amplamente difundidos na literatura. Nessa dissertação, optou-se por seguir um protocolo próprio, descrito a seguir, para identificar municípios que possam eventualmente representar outliers no conjunto de estatísticas.

O primeiro passo do protocolo de identificação de outliers visou eliminar municípios que não apresentam atividade agropecuária significativa. Para tanto, foram eliminados municípios que, no Censo Agropecuário de 2017, apresentaram valores nulos para receitas ou despesas agropecuárias.

O segundo passo foi eliminar outliers na outra ponta: municípios que apresentavam valores para a atividade agropecuária muito acima da média das observações. O estabelecimento de critérios para identificar outliers nessa ponta do conjunto de estatísticas é mais complicado, pois nesses casos os outliers podem não representar “apenas desvios em relação ao comportamento médio, mas possíveis *benchmarks* a serem analisados (...) dentro do universo investigado” (MELLO et al., 2005).

Para a identificação desses outliers, foi adotado o seguinte critério: foram identificados como possíveis outliers os municípios que apresentavam relação entre receitas e despesas agropecuárias superior à média mais dois desvios padrão da relação receitas e despesas agropecuárias observada no conjunto de todos os municípios analisados (já excluídos aqueles sem atividade agropecuária).

Os valores das receitas agropecuárias dos municípios inicialmente identificados como outliers foram, então, comparadas aos valores do Produto Interno Bruto Agropecuário (PIB-Agro) dos respectivos municípios no mesmo período de referência (valores disponibilizados pelo Sistema de Contas Nacionais do IBGE). Nos casos identificados como possíveis outliers em que as receitas agropecuárias superavam o PIB-Agro, os valores das receitas foram substituídos pelos valores do PIB-Agro.

Esse protocolo descrito acima eliminou dois municípios por falta de atividade agropecuária. Na outra ponta, 149 municípios foram identificados como possíveis outliers à direita, por apresentarem observações de relação receitas/despesas acima do critério de média mais dois desvios padrões. Após o procedimento de substituição de receitas pelo PIB-Agro, descrito acima, nenhum município foi enquadrado como outlier (ou seja, nenhum município apresentou relação receita/despesa superior à média mais dois desvios padrão do conjunto original de municípios analisados).

Nos exercícios realizados nos Capítulos 3 e 4, em que apenas a atividade agrícola foi considerada, procedimento semelhante para eliminação de outliers foi realizado. No entanto, as receitas agrícolas dos municípios identificados como possíveis outliers à direita foram substituídos não pelo PIB-Agro, mas pelo valor da produção agrícola (de lavouras temporárias e permanentes) para o mesmo período de referência (valores obtidos pela Pesquisa Agrícola Municipal do IBGE).

O procedimento considerando apenas a atividade agrícola eliminou 126 municípios à esquerda (ou seja, municípios que apresentaram valores nulos para receitas ou despesas com produção de lavouras temporárias e permanentes). A maior parte desses municípios excluídos pertence a centros urbanos (como as cidades-satélites do Distrito Federal) ou apresenta apenas atividade pecuária.

3. PRODUTIVIDADE AGRÍCOLA DA TERRA E SEUS FATORES DETERMINANTES

A medida de produtividade da terra, expressa pela razão entre a quantidade colhida e a área plantada, é um indicador parcial e limitado para avaliar o desempenho agrícola, uma vez que outros fatores de produção – como mão-de-obra e maquinários – e insumos intermediários não são levados em consideração.

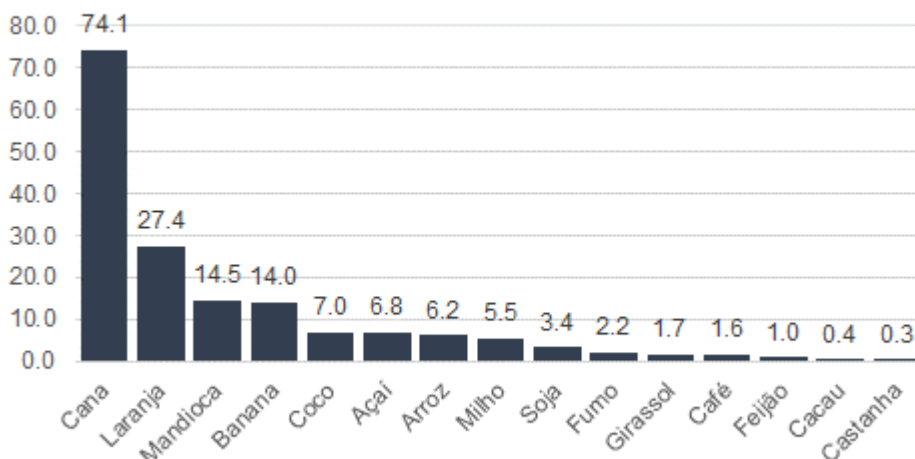
Nem por isso, a medida de produtividade da terra é desprovida de importância. Muitos programas de desenvolvimento no setor agrícola, sobretudo em países em desenvolvimento, adotam metas de desempenho baseadas nesta medida (FANG, RICHARDS e RICKARD, 2015; JANUS e HOLZAPFEL, 2015). Ademais, as empresas no setor de tecnologia agrícola estão implementando estratégias de vendas assentadas em resultados, considerando a produtividade da terra como referência para a aferição de resultados. Por exemplo: a fornecedora de um conjunto de insumos ou de uma técnica inovadora recebe uma porcentagem do incremento da produção por hectare que venha a ser obtido pela utilização de seu produto ou serviço.

A produtividade da terra é uma medida de fácil mensuração quando aplicada a uma determinada cultura. Por exemplo: na safra de 2018, segundo a Pesquisa Agrícola Municipal (IBGE), o estado do Mato Grosso colheu 3,6 toneladas de soja por hectare de área plantada, apresentando produtividade maior do que o estado do Tocantins, que colheu 2,9 toneladas de soja por hectare. Assim, um fornecedor de um pacote tecnológico para o cultivo de soja (incluindo sementes, fertilizantes, defensivos etc.) pode mensurar o quanto a utilização de seus produtos alterou a produtividade num determinado período e negociar junto aos produtores os honorários sobre os resultados alcançados.

As avaliações de desempenho de programas de desenvolvimento agrícola, por outro lado, não abordam necessariamente uma determinada cultura. Tais programas, sobretudo aqueles que recebem financiamento público ou de organismos multilaterais, são geralmente destinados a regiões específicas – países, municípios, propriedades –, que produzem mais de uma cultura. As diferenças entre as diversas culturas, como ilustra o Gráfico 3.1 (que apresenta a produtividade média nacional da terra das principais culturas produzidas no Brasil em 2017), podem acarretar distorções na comparação da produtividade entre regiões. Uma propriedade (ou região) que

produza predominantemente cana-de-açúcar ou mandioca, por exemplo, tende a ter uma colheita mais pesada (por hectare de área plantada) do que outra que produza predominantemente soja, milho ou feijão; mas não será necessariamente mais produtiva.

Gráfico 3.1 - Brasil: produtividade de culturas selecionadas em toneladas por hectare de área plantada, 2017



Fonte: IBGE-PAM (2015). Elaboração do autor.

Assim, este capítulo apresenta um método de mensuração da produtividade da terra que busca mitigar as distorções suscitadas pelas diferenças físicas entre as culturas em regiões com distintas características produtivas, conforme descrito no Capítulo 2 (ver Equação 2.1).

Por mitigar distorções associadas às características físicas das diversas culturas, a medida de produtividade da terra proposta neste capítulo parece mais adequada para comparar a produtividade entre regiões distintas do que as medidas tradicionais encontradas na literatura, que utilizam como numerador a produção total em toneladas ou o valor monetário da produção (GASQUES et al., 2018; FREITAS, MENDONÇA e LOPES, 2014).

Por outro lado, a medida aqui proposta enfrenta limitações quando se tem por objetivo medir a dinâmica da produtividade de uma região. Nesse caso, não será possível medir a evolução da produtividade de uma determinada região (como um município) em relação à sua própria produtividade em outro período. A evolução da produtividade, no caso, será medida em relação à evolução da produtividade de outra região (seja outro município ou, como no caso apresentado aqui, em relação à

produtividade média nacional). Isso significa, por exemplo, que a produtividade de uma região pode ter melhorado em relação à produtividade de outra, sem necessariamente ter melhorado em relação à sua própria produtividade pregressa.

Essa limitação, todavia, não impossibilita o cumprimento do objetivo deste capítulo, que é explorar fatores que determinam os diferentes graus de produtividade agrícola da terra nos municípios brasileiros. O recorte temporal a ser explorado neste exercício é o ano de 2017.

A Figura 3.1 apresenta um mapa ilustrando os índices relativos de produtividade da terra (IPAT), alcançados pelo método apresentado acima, para o conjunto de municípios brasileiros em 2017. Quanto mais escura a cor do município, maior a produtividade. Uma análise visual do mapa revela:

(1) que a maior parte dos municípios mais produtivos se concentra no centro-sul do País, onde estão regiões que foram pioneiras no desenvolvimento agrícola nacional ou destino das primeiras fronteiras de expansão agrícola;

(2) que vários municípios da Região Norte experimentam produtividade acima da média, seja por representarem fronteiras mais recentes de expansão agrícola, seja por concentrarem culturas típicas da Amazônia (como açaí e guaraná); e

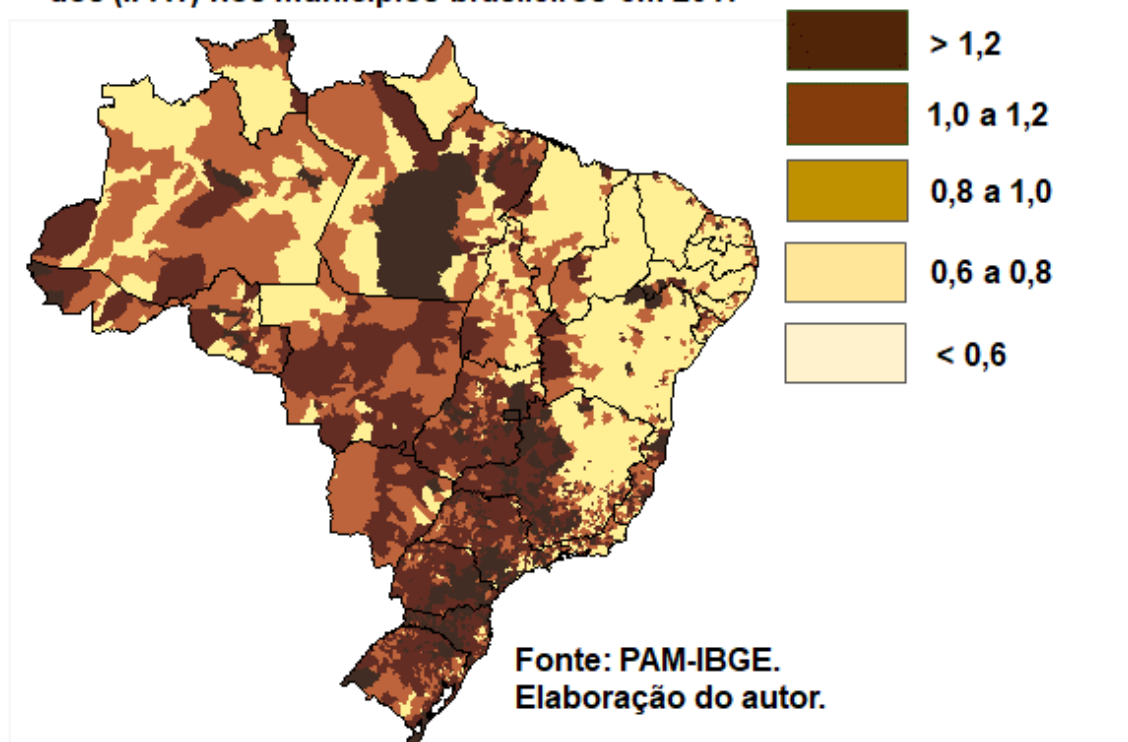
(3) no Nordeste, existem apenas bolsões de produtividade – a região de fruticultura do Vale do São Francisco, a região cacaueteira do sul da Bahia e parte do chamado Matopiba, região considerada a nova fronteira do cultivo da soja.

Essa distribuição espacial da produtividade observada na Figura 3.1 sugere que as diferenças de produtividade agrícola da terra estão associadas a dois fatores principais: primeiro, às condições edafoclimáticas, mais favoráveis nas regiões pioneiras da atividade agrícola (como a Região Sul); depois ao desenvolvimento e à aplicação de tecnologias, que transformaram regiões edafoclimáticas menos favoráveis em regiões adaptadas ao cultivo agrícola.

Além de condições edafoclimáticas e do uso de tecnologias, a literatura sobre produtividade na agricultura brasileira (HELFAND e LEVINE, 2004; HERRERA et al., 2018) levanta outros fatores que podem ter efeito explicativo sobre as diferenças de

produtividade. São aspectos relacionados, sobretudo, à composição da produção agrícola, às características das propriedades e às características dos produtores.

Figura 3.1 – Distribuição do Índice de Produtividade Relativa da Terra dos (IPAT) nos municípios brasileiros em 2017



Para explorar os fatores determinantes da produtividade agrícola da terra, foram realizados os exercícios de correlação e regressão apresentados no Capítulo 2 (ver Equações 2.2 e 2.3), valendo-se de uma série de indicadores municipais agrupados em (a) condições edafoclimáticas, (b) utilização de tecnologias, (c) características da produção, (d) características da propriedade, (e) características do produtor e (f) conformidade ambiental.

3.1 Fatores determinantes da produtividade: análise de correlação

3.1.1. Condições edafoclimáticas

As condições edafoclimáticas dizem respeito à natureza do solo e do clima. Estudos sobre composição, fertilidade e relevo dos solos apontam para uma elevada diversidade de potencialidade agrícola entre e intrarregiões brasileiras (IBGE, 2010) –

o que pouco ajuda a explicar a distribuição da produtividade agrícola da terra. Em contrapartida, as condições climáticas, como o regime de chuvas e a temperatura, bem como a disponibilidade de recursos fluviais (rios, riachos e nascentes), parecem representar fatores explicativos importantes.

A Tabela 3.1 apresenta um resumo das informações edafoclimáticas, trazendo estatísticas municipais para a precipitação pluviométrica anual (em milímetros) e para a temperatura média anual (em graus celsius), de acordo com INMET (2017). Também são apresentadas as estatísticas de disponibilidade de recursos fluviais, medidas pela proporção de estabelecimentos agropecuários nos municípios com acesso a rios, riachos e/ou nascentes, de acordo com o Censo Agropecuário de 2017 do IBGE.

Tabela 3.1 - Correlação entre produtividade agrícola da terra e indicadores edafoclimáticos, 2017

		Todos os Municípios	Agrupamento segundo condições climáticas (b)				
			Grupo(1)	Grupo(2)	Grupo(3)	Grupo(4)	Grupo(5)
Valores Médios(a)	Produtividade (IPAT)	0.80	0.37	0.70	0.91	0.96	1.05
	(1) Pluviosidade (mm anuais)	122	73	113	130	138	157
	(2) Temperatura média anual (°C)	22.2	24.7	23.8	22.3	21.2	19.1
	(3) % estabs. com rios, riachos, nascentes	34%	2%	16%	37%	52%	64%
	(1) / (2) x (3)	2.3	0.1	0.7	2.2	3.4	5.3
Correlação com IPAT	(1) Pluviosidade (mm anuais)	0.48	0.23	0.27	0.00*	-0.05	-0.17
	(2) Temperatura média anual (°C)	-0.48	0.14	-0.29	-0.25	-0.27	-0.29
	(3) % estabs. com rios, riachos, nascentes	0.58	0.01	0.22	-0.13	-0.13	0.04*
	(1) / (2) x (3)	0.61	0.08	0.42	0.05*	0.08	0.14

Fontes: Pesquisa Agrícola Municipal, IBGE; INMET (2017). Elaboração do autor.

Notas:

* significância > 5% (todas as demais correlações têm valor-p < 0,05)

(a) média simples dos municípios;

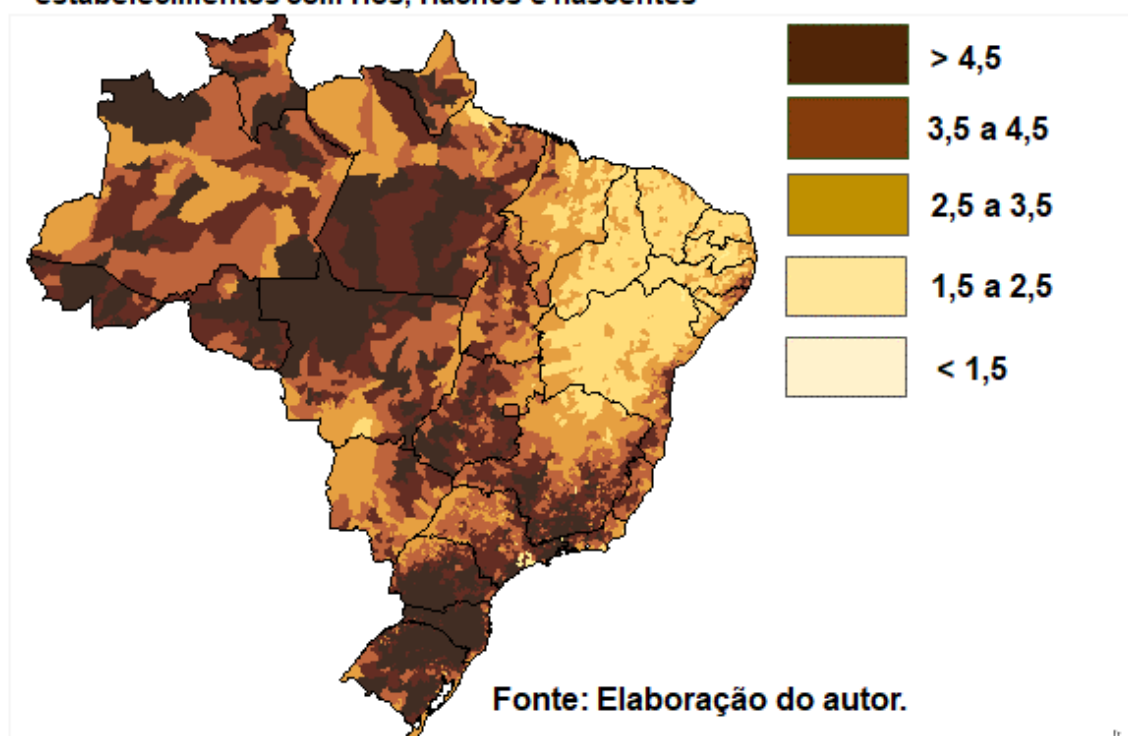
(b) (pluviosidade) / (temperatura) x (% estabelecimentos com rios, riachos, nascentes); quanto maior, mais favorável a condição climática.

A produtividade agrícola da terra apresenta correlação: negativa e relevante com a temperatura (-0,48); positiva e relevante com a pluviosidade (0,48) e com a disponibilidade de recursos fluviais (0,58); e ainda mais positiva e relevante quando a relação entre pluviosidade e temperatura é multiplicada pela disponibilidade de recursos fluviais (0,61). Todas, à exceção de três, correlações apresentam significância estatística a 5% (ou seja, valor-p < 0,05).

Essa medida de condições climáticas, obtida pela relação entre a pluviosidade e a temperatura multiplicada pela proporção de estabelecimentos com acesso a recursos fluviais, foi utilizada para separar os municípios em cinco grupos – sendo o

Grupo 1 aquele que apresenta as piores condições climáticas e o Grupo 5, o que reúne as melhores condições climáticas. A Figura 3.2 apresenta um mapa com a distribuição espacial dessa medida de condições climáticas – sendo que, quanto mais escura for a cor do município, melhores são as condições climáticas. Nota-se que as regiões que apresentam condições climáticas mais favoráveis tendem a apresentar melhores índices de produtividade da terra (ilustrados na Figura 3.1), com algumas exceções.

Figura 3.2 – Distribuição do Índice de Condições Climáticas nos municípios brasileiros em 2017 - Precipitação (mm) / Temperatura (°C) * % dos estabelecimentos com rios, riachos e nascentes



Os exercícios de correlação foram, então, estendidos aos cinco grupos de municípios separados pelas condições climáticas. Os valores médios e os coeficientes de correlação observados para os indicadores climáticos e para o índice de produtividade da terra para cada um dos grupos de municípios também são apresentados na Tabela 3.1. Observa-se, primeiro, que, quanto melhores são as condições climáticas: (i) maiores são as médias de pluviosidade e de disponibilidade de recursos fluviais; (ii) mais baixa é a temperatura média; e (iii) mais elevada é a média da produtividade relativa da terra, corroborando a hipótese de que as condições climáticas constituem um fatores explicativo para as diferenças de produtividade entre regiões.

As correlações observadas para cada conjunto de municípios agrupados pelas condições climáticas mostram coeficientes menos relevantes do que no conjunto de todos os municípios brasileiros – sugerindo que, dentro de cada agrupamento, as condições climáticas como fator explicativo da produtividade têm relevância menor (o que seria de esperar, haja vista que os grupos reúnem municípios com condições climáticas semelhantes). Para esses agrupamentos de municípios por condições climáticas, serão realizados exercícios de correlação utilizando os demais fatores explicativos – de modo a aprofundar a análise sobre os fatores determinantes da produtividade agrícola da terra.

3.1.2 Uso de tecnologias

Para explorar a relevância da adoção de tecnologias sobre a produtividade agrícola da terra, foram utilizadas informações sobre o número médio de máquinas agrícolas nos municípios e a proporção de estabelecimentos nos municípios que obtêm assistência técnica e utilizam adubação química, agrotóxicos e irrigação. Essas informações, disponíveis no Censo Agropecuário 2017 do IBGE, foram submetidas à análise correlação com o índice de produtividade agrícola da terra, naqueles cinco conjuntos de municípios agrupados de acordo com as condições climáticas, conforme apresentado na Tabela 3.2. O intuito foi averiguar se, entre regiões com condições climáticas semelhantes, o uso de tecnologia explica diferenças na produtividade da terra.

A primeira evidência observada é que a utilização de irrigação é maior nas regiões em que as condições climáticas são menos favoráveis (o que seria esperado). Analogamente, a correlação entre a proporção de estabelecimentos que utilizam sistemas de irrigação e a produtividade é positiva e mais relevante nos conjuntos de municípios em que as condições climáticas são desfavoráveis (ou seja, nas regiões em que há baixa pluviosidade e reduzida disponibilidade de recursos fluviais em relação à temperatura).

As correlações entre a produtividade e o uso de todas as demais tecnologias são positivas para todos os conjuntos de municípios, independente das condições climáticas. São também relevantes, à exceção da assistência técnica e do uso de

agrotóxicos no conjunto de municípios em que enfrentam as condições climáticas mais adversas. Chama a atenção, em particular, que a correlação entre produtividade e uso de tecnologias é mais relevante no segundo grupo de municípios, que enfrentam condições climáticas moderadamente adversas e, para ganharem produtividade, dependem de maior utilização de insumos intermediários.

Tabela 3.2 - Correlação entre produtividade e uso de tecnologia nos municípios brasileiros, 2017

	Todos os Municípios	Agrupamento segundo condições climáticas (b)					
		Grupo(1)	Grupo(2)	Grupo(3)	Grupo(4)	Grupo(5)	
Valores Médios(a)	Produtividade (IPAT)	0.80	0.37	0.70	0.91	0.96	1.05
	Estabs. com Irrigação	10%	11%	12%	13%	10%	7%
	Estabs. com Assist. Técnica	28%	10%	20%	31%	32%	45%
	Estabs. com Adubação Química	23%	5%	17%	26%	29%	36%
	Estabs. que usam Agrotóxicos	39%	29%	29%	35%	40%	61%
	Nº médio de Máquinas e Equip.	0.66	0.05	0.45	0.93	0.85	1.01
	Estabs. com acesso a Crédito	17%	14%	14%	15%	16%	26%
Correlação com IPAT	Irrigação	0.07	0.27	0.15	0.13	0.09	-0.01*
	Assistência Técnica	0.52	0.01*	0.51	0.39	0.29	0.30
	Adubação Química	0.49	0.39	0.46	0.25	0.20	0.21
	Agrotóxicos	0.37	0.07	0.23	0.31	0.35	0.31
	Máquinas e Equipamentos	0.43	0.30	0.47	0.31	0.28	0.24
	Crédito	0.24	-0.20	0.11	0.20	0.22	0.26

Fontes: Pesquisa Agrícola Municipal, IBGE; INMET (2017). Elaboração do autor.

Notas:

* significância > 5% (todas as demais correlações têm valor-p < 0,05)

(a) média simples dos municípios;

(b) (pluviosidade) / (temperatura) x (% estabelecimentos com rios, riachos, nascentes).

Essas evidências apontam que, além das condições climáticas, o uso de tecnologias é um importante fator explicativo das diferenças de produtividade agrícola da terra nos municípios brasileiros. O acesso ao crédito apresenta correlação menos relevante, sobretudo em regiões com condições climáticas menos favoráveis.

3.1.3 Especialização

De acordo com Gasques et al. (2010), comparando informações dos censos agropecuários do IBGE de 1995/96 e 2006, “a tendência geral tem sido para a diversificação da agricultura [brasileira], e não de especialização” (pg. 18). Essa conclusão resultou da aplicação da Equação 3.1, que calcula o índice de

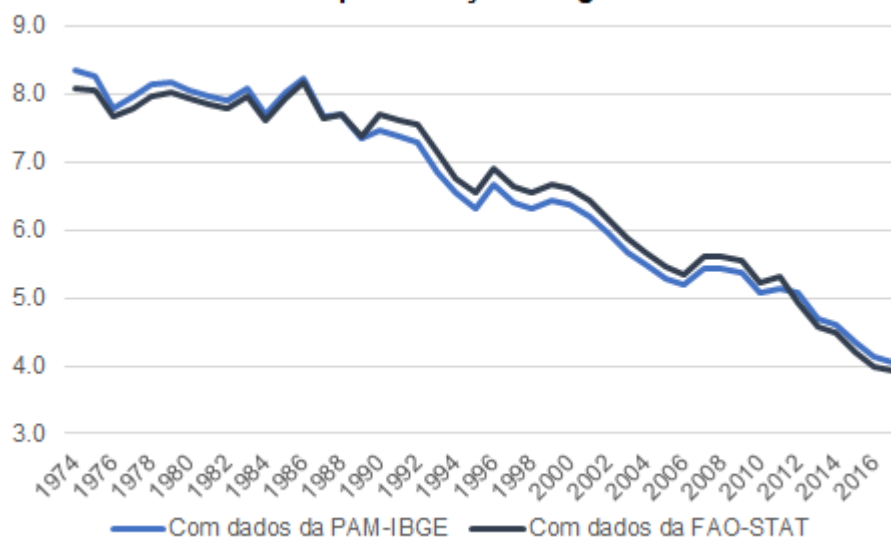
especialização (E) do valor da produção agropecuária, sendo (S_{it}) a participação da atividade i no valor total da produção. Quanto menor for o índice, maior é a especialização; quanto maior for o índice, maior é a diversificação.

$$E = \frac{1}{\sum S_{it}^2} \quad (3.1)$$

Gasques et al. (2010) chegam àquela conclusão utilizando informações tanto da agricultura, como da pecuária. Como o objetivo deste capítulo é explorar os fatores determinantes da produtividade agrícola da terra, o cálculo do índice de especialização foi replicado apenas para a agricultura, utilizando-se a série histórica da Pesquisa Agrícola Municipal do IBGE.

O Gráfico 3.2 apresenta a evolução dos índices de especialização da agricultura brasileira, medidos pelo valor da produção de cada cultura ponderada pela área plantada, aplicando-se a Equação 3.1. Nota-se que, ao contrário do apontado por Gasques et al. (2010) para a agropecuária, a agricultura brasileira vem atravessando uma tendência de aumento da especialização.

Gráfico 3.2 - Índice de especialização da agricultura no Brasil

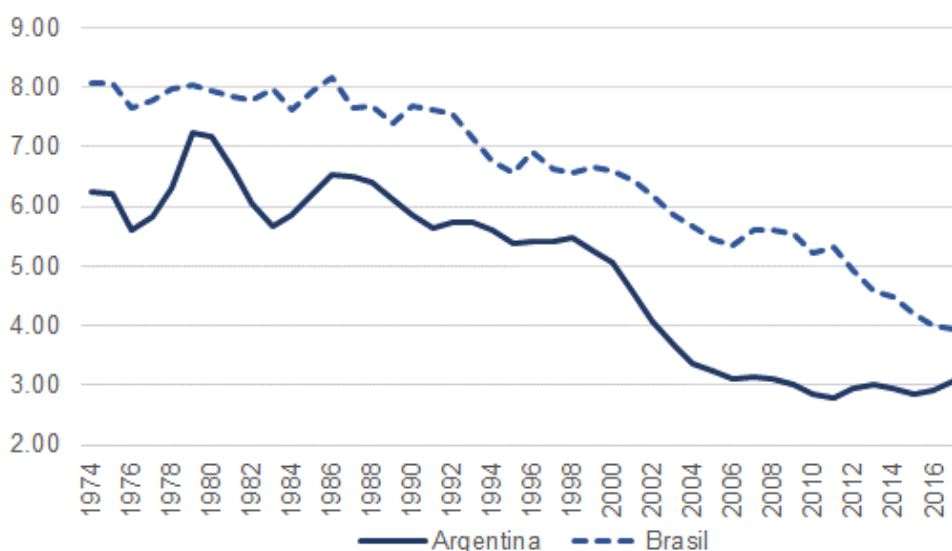


Fontes: PAM-IBGE, FAO-STAT. elaboração do autor.

Essa tendência foi identificada por Buainin et al. (2013) como um processo de “argentinização” da agricultura brasileira, marcada por “esvaziamento demográfico do campo, predomínio da agricultura de larga escala, alta eficiência produtiva e tecnológica” (p. 120) – e caracterizada, ainda, pela redução da diversidade de produção. O Gráfico 3.3 apresenta a evolução dos índices de especialização da

agricultura de Brasil e Argentina utilizando estatísticas da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAOSTAT, 2019).

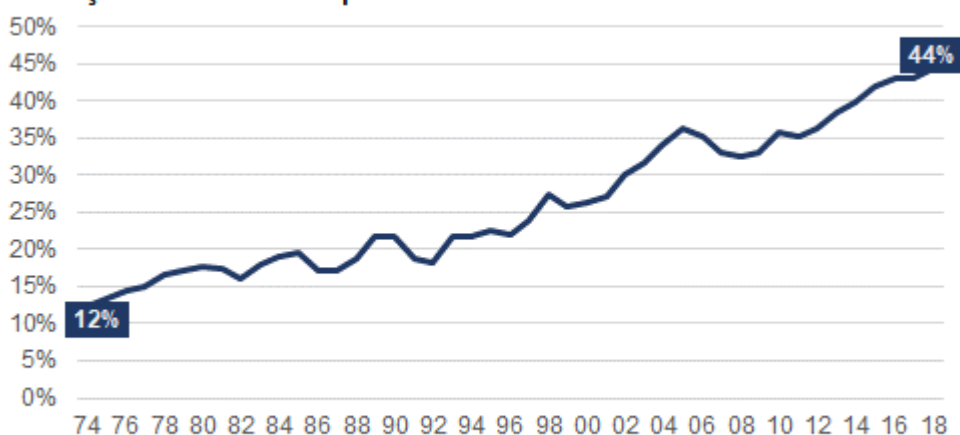
Gráfico 3.3 - Índice de especialização da agricultura: Brasil x Argentina



Fonte: FAO-STAT. Elaboração do autor.

No Brasil, a tendência de especialização está associada, principalmente, ao avanço do cultivo da soja (Gráfico 3.4) – cultura que, em 2018, respondeu por 44% da área plantada no Brasil. A soja é a cultura à qual as empresas de tecnologia agrícola têm dedicado maior atenção no Brasil, produzindo pacotes tecnológicos que incluem sementes geneticamente modificadas, adubação química, pesticidas de alto rendimento, monitoramento por georreferenciamento etc.

Gráfico 3.4 - Evolução da área plantada com soja no Brasil, % em relação ao total da área plantada



Fonte: PAM-IBGE (2018). Elaboração do autor.

As análises de correlação realizadas nas seções anteriores foram estendidas a outras duas variáveis: (1) ao índice de especialização agrícola, aplicando-se a Equação 3.1 à área plantada nos municípios; e (2) à proporção da área plantada dos municípios com o cultivo da soja. O intuito é explorar a relevância da especialização, sobretudo no cultivo com a soja, para explicar diferenças de produtividade agrícola da terra entre as regiões.

A Tabela 3.3 apresenta, para os municípios brasileiros, as correlações entre a produtividade agrícola da terra e (i) o índice de especialização e (ii) a proporção da área plantada com o cultivo de soja. Observa-se que o índice de especialização não é um fator explicativo relevante da produtividade, embora a concentração da produção no cultivo da soja tenha alguma correlação positiva. Observa-se também que as regiões com melhores condições climáticas têm maior concentração do cultivo de soja, o que explica seu maior índice de especialização.

Tabela 3.3 - Correlação entre produtividade e especialização agrícola nos municípios brasileiros, 2017

		Todos os Municípios	Agrupamento segundo condições climáticas (b)				
			Grupo(1)	Grupo(2)	Grupo(3)	Grupo(4)	Grupo(5)
Valores Médios(a)	Produtividade (IPAT)	0.80	0.37	0.70	0.91	0.96	1.05
	Índice de Especialização	3.73	3.86	3.65	3.55	3.77	3.86
	% da área com soja	20%	2%	9%	16%	21%	33%
Correlação com IPAT	Índice de Especialização	0.08	0.02*	0.22	0.09	-0.04*	0.09
	% da área com soja	0.38	0.24	0.31	0.15	0.19	0.19

Fontes: Pesquisa Agrícola Municipal, IBGE; INMET (2017). Elaboração do autor.

Notas:

* significância > 5% (todas as demais correlações têm valor-p < 0,05)

(a) média simples dos municípios;

(b) (pluviosidade) / (temperatura) x (% estabelecimentos com rios, riachos, nascentes).

3.1.4 Outros fatores

A Tabela 3.4 reúne um amplo conjunto de variáveis referentes às características das propriedades, do produtor e da produção agrícola. Tal como nas seções anteriores, essas variáveis foram correlacionadas com a produtividade agrícola da terra (IPAT).

Tabela 3.4 - Correlação entre produtividade agrícola da terra e indicadores diversos nos municípios brasileiros, 2017

	Todos os Municípios	Agrupamento segundo condições climáticas				
		Grupo(1)	Grupo(2)	Grupo(3)	Grupo(4)	Grupo(5)
Valores Médios(a)						
Produtividade (IPAT)	0.80	0.37	0.70	0.91	0.96	1.05
% terras próprias	86%	88%	93%	80%	84%	85%
área média dos estabs. (hectares)	95.9	33.6	93.9	130.3	120.4	101.4
déficit de reserva legal e APP (%)	6.1%	3%	6%	8%	7%	6%
% associado a cooperativa/sindicato	38%	42%	36%	33%	34%	46%
% enquadrado a agricultura familiar	30%	46%	27%	20%	21%	34%
% produção para consumo próprio	32%	67%	39%	20%	18%	17%
% produção para comercialização	68%	33%	61%	80%	82%	83%
% produtos típicos para exportação	45%	22%	47%	49%	44%	43%
% trabs. com vínculo formal de emprego	17%	7%	17%	24%	21%	14%
idade média do produtor (anos)	54.0	52.6	53.9	54.7	54.7	54.1
escolaridade média do produtor (anos)	6.4	4.4	6.0	7.3	7.4	7.1
% produtores do gênero feminino	16%	21%	19%	14%	13%	11%
Correlação com IPAT						
% terras próprias	-0.02*	0.01*	-0.02*	-0.20	-0.07	0.01*
área média dos estabs. (hectares)	0.13	0.05*	0.18	0.07	0.00*	-0.11
déficit de reserva legal e APP (%)	0.33	0.06	0.31	0.12	0.11	0.10
% associado a cooperativa/sindicato	-0.02*	-0.21	-0.11	0.16	0.04*	0.18
% enquadrado a agricultura familiar	-0.26	-0.25	-0.26	0.01*	0.07	0.19
% produção para consumo próprio	-0.60	-0.31	-0.56	-0.26	-0.18	-0.08
% produção para comercialização	0.60	0.31	0.56	0.26	0.18	0.08
% produtos típicos para exportação	0.08	0.02*	0.22	0.09	-0.04*	0.09
% trabs. com vínculo formal de emprego	0.34	0.26	0.44	0.30	0.13	-0.01*
idade média do produtor (anos)	0.21	-0.11	0.27	0.15	0.01	0.06
escolaridade média do produtor (anos)	0.60	0.27	0.61	0.43	0.23*	0.09
% produtores do gênero feminino	-0.43	-0.01*	-0.30	-0.32	-0.20	-0.21

Fontes: Pesquisa Agrícola Municipal, IBGE; INMET (2017); IMAFLORA (2017). Elaboração do autor.

Notas:

* significância > 5% (todas as demais correlações têm valor-p < 0,05)

(a) média simples dos municípios;

(b) (pluviosidade) / (temperatura) x (% estabelecimentos com rios, riachos, nascentes).

Quando observado todo o conjunto agregado de municípios:

- os coeficientes mais positivos de correlação com a produtividade são a escolaridade (0,60), a proporção da produção destinada à comercialização (0,60) e a proporção de trabalhadores permanentes, com vínculo empregatício (0,34);

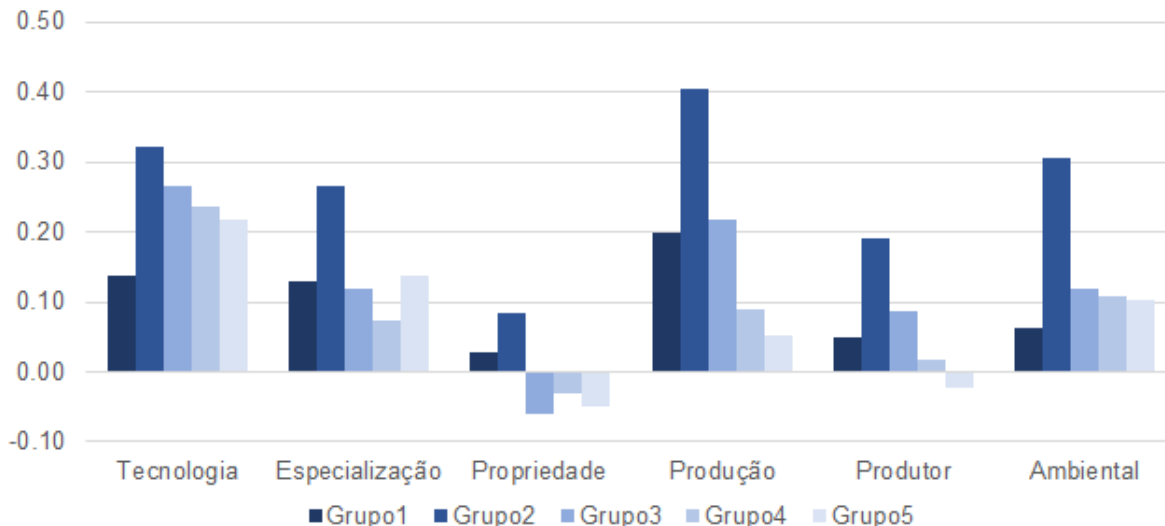
- os coeficientes mais negativos de correlação são a produção destinada ao consumo próprio (-0,60), a proporção de produtores do gênero feminino (-0,43) e a proporção de estabelecimentos enquadrados como agricultura familiar (-0,26);

- a correlação entre a produtividade e o déficit de reserva legal e de áreas de proteção permanente é positiva (0,33), assim como, em menor grau, a área média dos estabelecimentos (0,13);

- as correlações entre produtividade e propriedade da terra (-0,02) e associação a cooperativas ou sindicatos patronais (-0,02) são pouco relevantes e não significativas.

Quando observados os municípios agrupados por condições climáticas, os coeficientes de correlação são bem mais positivos no Grupo 2 e, em menor grau, nos Grupos 1 e 3 – como ilustra o Gráfico 3.5 (que apresenta, para os cinco grupos, as médias das correlações entre a produtividade e os conjuntos de variáveis). Isso revela que, nos grupos de municípios que experimentam condições climáticas menos favoráveis, a importância de variáveis como tecnologia, especialização e composição do produto é bem mais significativa.

Gráfico 3.5 - Coeficientes de correlação entre a produtividade agrícola da terra e conjuntos selecionados indicadores nos municípios brasileiros em 2017, agrupado por condições climáticas



Fontes: PAM-IBGE (2017), Imaflora (2017), Inmet (2017). Elaboração do autor.

3.2 Fatores determinantes: análise de regressão

As análises de regressão por mínimos quadrados, de acordo com o método apresentado na seção 2.2, foram realizadas através do software estatístico R versão 3.6.1 64 bits – também utilizado para a seleção das variáveis explicativas que

resultaram no melhor ajustamento do modelo de regressão. Essa seleção foi realizada segundo o método *stepwise*, em que variáveis com valor-p (que determina o nível de significância da variável) inferiores a 0,05 são incluídas uma-a-uma e o ajustamento do modelo é verificado pelo coeficiente de determinação ajustado (R^2 -ajustado).

As variáveis (em parênteses a nomenclatura utilizada) que resultaram no melhor ajustamento do modelo foram: uso de adubação química e agrotóxicos (Tecnologia); proporção da área plantada com o cultivo da soja (Especialização); área média dos estabelecimentos (Propriedade); proporção de estabelecimentos com produção destinada à comercialização (Produção); escolaridade média do produtor (Produtor); e, para medir a conformidade ambiental, o inverso do déficit relativo de reserva legal e área de proteção permanente (Ambiental)⁴.

A análise de regressão reafirma os resultados obtidos pelas das análises de correlação. A Tabela 3.5 apresenta o resumo dos resultados da regressão por mínimos quadrados, que apresentou ajustamento razoável (R^2 -ajustado superior a 0,5). Estudos semelhantes que buscaram explorar fatores determinantes de desempenho agropecuário (HERRERA et al., 2018) apresentaram modelos com R^2 -ajustado entre 0,38 e 0,44. Os testes dos pressupostos do modelo rejeitaram a presença de multicolinearidade e heterocedasticidade e confirmaram a distribuição normal dos resíduos.

⁴ O déficit relativo de reserva legal e área de proteção permanente é medido em relação à proporção da área que deveria ser destinada a reserva e proteção permanente. O inverso do déficit utilizado como parâmetro de conformidade ambiental é calculado subtraindo o déficit do valor um. Por exemplo, se o déficit de um município é de 10% (ou 0,1 do total de 1), então o parâmetro de conformidade ambiental será $1 - 0,10 = 0,9$ (ou 90%).

Tabela 3.5 - Resultados da regressão: fatores determinantes do IPAT

OLS, using observations 1-5491

Dependent variable: IPAT

	coefficient	std. error	t-ratio	p-value
const	0.0994	0.0988	1.007	0.3141
Tecnologia	0.3611	0.0245	14.75	2.57E-48 ***
Produto	0.2703	0.0159	16.98	4.72E-63 ***
Propriedade	-0.0229	0.0040	-5.755	9.16E-09 ***
Produção	0.3266	0.0168	19.48	9.13E-82 ***
Produtor	0.1705	0.0082	20.85	5.27E-93 ***
Ambiental	-0.1922	0.0959	-2.004	0.0451 **
Mean dependent var	0.7953	S.D. dependent var	0.3803	
Sum squared residual	388.82	S.E. of regression	0.2663	
R-squared	0.5103	Adjusted R-squared	0.5098	
F(6, 5484)	952.56	P-value(F)	0	

Fonte: elaboração do autor.

Os coeficientes mais significativos obtidos pela análise de regressão foram observados no uso de tecnologia, no grau de especialização com o cultivo de soja e na proporção de estabelecimentos com produção destinada à comercialização – que melhor explicam as diferenças de produtividade entre municípios. A Tabela 3.6 apresenta os valores médios de cada uma das variáveis testadas para os municípios agrupados de acordo com desempenho da produtividade relativa da terra. Esses valores corroboram os resultados da regressão, além de revelarem a importância de características climáticas.

Tabela 3.6 - Valores médios de variáveis selecionadas para municípios agrupados de acordo com desempenho da produtividade relativa da terra

		Grupo(1)	Grupo(2)	Grupo(3)	Grupo(4)	Grupo(5)
IPAT	índice de produtividade da terra	0.218	0.592	0.864	1.034	1.268
Tecnologia	% estabs. com adubação química	4%	15%	25%	34%	35%
Produto	% da área com soja	0%	5%	22%	29%	25%
Propriedade	área média dos estabs. (hectares)	41	77	126	147	88
Produção	% produção para comercialização	33%	63%	76%	83%	84%
Produtor	escolaridade média do produtor (anos)	4.1	5.0	5.8	6.2	6.1
Ambiental	déficit de reserva legal e APP (%)	3%	6%	6%	8%	7%

Fonte: elaboração do autor.

3.3 Conclusões

As análises de correlação realizadas neste capítulo revelaram que as condições climáticas têm influência sobre a produtividade agrícola da terra. No esforço de obter melhores resultados, os produtores estabelecidos em regiões que apresentam clima mais favorável à agricultura tendem a levar vantagem sobre produtores situados em regiões que enfrentam clima mais adverso, como era de esperar.

As análises de correlação sugerem que, para compensar condições climáticas menos favoráveis, os produtores precisam intensificar o uso de tecnologias – sobretudo de insumos intermediários – para ampliarem a produtividade de suas culturas. Nota-se, nos exercícios realizados neste capítulo, que nas regiões em que as condições climáticas são menos favoráveis os produtores que apresentam melhores índices de produtividade agrícola da terra são aqueles que combinam as seguintes características: maior porte, maior escolaridade e maior especialização na produção em larga escala de produtos voltados à comercialização, sobretudo soja; esses produtores mais produtivos também incorrem em maior desobediência à legislação ambiental (na forma de maior déficit de reserva legal e área de proteção permanente).

Esses esforços para aumentar a produtividade da terra em regiões climáticas menos favoráveis incorrem em custos elevados. Os insumos intermediários são geralmente importados e muitas vezes os produtores pagam royalties sobre produtos e serviços patenteados por empresas estrangeiras de tecnologia.

Além de custos econômicos elevados, o impacto sobre o meio ambiente também é significativo – geralmente na forma de aumento do desmatamento, queimadas, intensificação da aplicação agroquímicos e produtos tóxicos, impacto na biodiversidade e, como apontado acima, em desobediência à legislação ambiental.

Assim, cabe examinar se a maior produtividade da terra obtida pela intensificação agrícola também confere maior eficiência (econômica e ambiental) às unidades produtivas. Esse tema será tratado no próximo capítulo, que apresentará os índices de ecoeficiência da agricultura nos municípios brasileiros em 2017, calculados pelo método não-paramétrico de Análise Envoltória de Dados.

4. ECOEFICIÊNCIA DA AGRICULTURA NOS MUNICÍPIOS BRASILEIROS EM 2017

4.1 Apresentação dos indicadores e modelagem

Os modelos de análise envoltória de dados utilizados nesta dissertação são aplicados com retornos variáveis de escala e orientação aos insumos. Essa escolha foi definida em função: (i) da característica de escala variável na relação insumo-produto tipicamente observada na atividade agropecuária (SOUZA e GOMES, 2013) e decorrente dos diferentes tamanhos dos municípios estudados; e (ii) do fato de a pressão exercida sobre o meio ambiente (sobretudo associadas ao uso da terra) e sobre os meios de produção (notadamente sobre a mão-de-obra rural) se sobrepujar às necessidades de atendimento à demanda doméstica de alimentos.

O primeiro modelo a ser apresentado neste capítulo busca avaliar a eficiência da agricultura nos municípios brasileiros (ou seja, avaliar a eficiência desconsiderando as externalidades ambientais). O intuito é verificar se aqueles municípios que apresentam melhores resultados em termos de produtividade relativa da terra também apresentam as melhores práticas em termos de eficiência. Para isso serão usados variáveis e indicadores de inputs e outputs, obtidos no Censo Agropecuário de 2017 do IBGE, referentes a receitas totais, despesas totais⁵, área plantada e número de máquinas utilizadas na produção de lavouras temporárias e permanentes. As receitas compreendem o produto y e os demais, ao conjunto de insumos x .

O segundo modelo apresentado neste capítulo inclui, além do produto y e insumos x descritos acima, as externalidades ambientais, de modo a avaliar a ecoeficiência da agricultura dos municípios. O intuito é verificar se os municípios mais produtivos e/ou eficientes apresentam custos mais elevados em termos de impactos ambientais – com isso identificando aqueles municípios que apresentam as melhores práticas tanto em termos econômicos como ambientais. Para isso serão utilizados dois indicadores de externalidade ambientais: o índice de impacto na biodiversidade e a intensidade do uso de agrotóxicos, que gera contaminação ambiental⁶.

⁵ As despesas totais incluem gastos com mão-de-obra e insumos diversos, de modo a abranger, respectivamente, as dimensões de trabalho e insumos intermediários (diretos e indiretos) do cálculo da produtividade total dos fatores. As dimensões terra e capital são cobertas, respectivamente, pela área plantada e o número de máquinas.

⁶ Outros indicadores ambientais, como as áreas preservadas e o déficit relativo de reserva legal e área de proteção permanente, foram preteridos nos exercícios realizados neste capítulo por não

O índice de impacto na biodiversidade é obtido aplicando metodologia utilizada por Rosano-Peña et al. (2018). O índice foi calculado, utilizando dados da Pesquisa Agrícola Municipal do IBGE, referente a 2017, através da Equação 4.1, em que: x_{ki} é proporção da área total i dedicada à produção da cultura k do total t . Valores mais próximos de zero identificam menor impacto e valores mais próximos de 1 indicam maior impacto na biodiversidade.

$$b_i = e^{\sum_{k=1}^t x_{ki} \cdot \ln(x_{ki})} \quad (4.1)$$

O índice de intensidade do uso de agrotóxicos, por sua vez, foi obtido pela razão entre as despesas com agrotóxicos e a área plantada na produção de lavouras temporárias e permanentes (informações obtidas no Censo Agropecuário de 2017 do IBGE).

4.2 Eficiência: resultados da análise de DEA

A Tabela 4.1 apresenta um resumo dos resultados do modelo DEA de eficiência da agricultura, que apontou 314 municípios eficientes (o equivalente a 5,8% do total). O escore médio de eficiência observado foi de 0,54 – o que significa que, em média, o conjunto de municípios brasileiros considerados ineficientes teriam de reduzir em 46% o uso de insumos de modo a equipararem-se às melhores práticas.

Do total de municípios, 47,7% registraram alta ineficiência (critério definido como escore inferior a 0,5); outros 32,5% apresentaram média ineficiência (escore entre 0,5 e 0,75); e 14,1% dos municípios apresentaram baixa ineficiência (escore superior a 0,75, mas inferior a 1).

serem exclusivamente associados à produção de lavouras (cuja eficiência se almeja medir), sendo associadas a todas as atividades dos estabelecimentos agropecuários. Esses indicadores serão utilizados no Capítulo 5.

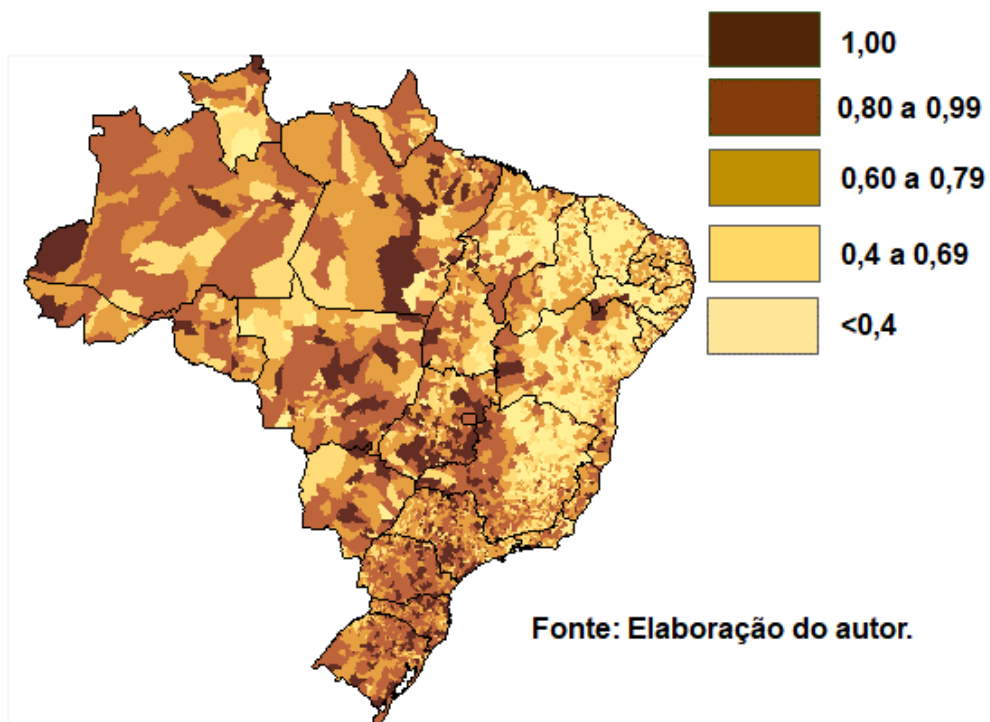
Tabela 4.1 - DEA: eficiência, retornos variáveis de escala e orientação aos insumos

	% de municípios	escore de ecoeficiência	Receitas R\$ mil	Valores médios					
				Despesas (R\$ mil)		Área (hectares)		Máquinas (N ^o)	
				Obs.	Proj.	Obs.	Proj.	Obs.	Proj.
Eficientes	6%	1,00	26,316	17,495	17,495	10,485	10,485	50	50
Baixa ineficiência	14%	0,90	62,005	37,417	30,795	24,105	14,829	177	104
Média ineficiência	33%	0,61	65,633	49,470	29,777	26,746	13,398	341	148
Alta ineficiência	48%	0,35	22,811	34,671	11,386	14,069	4,228	178	56

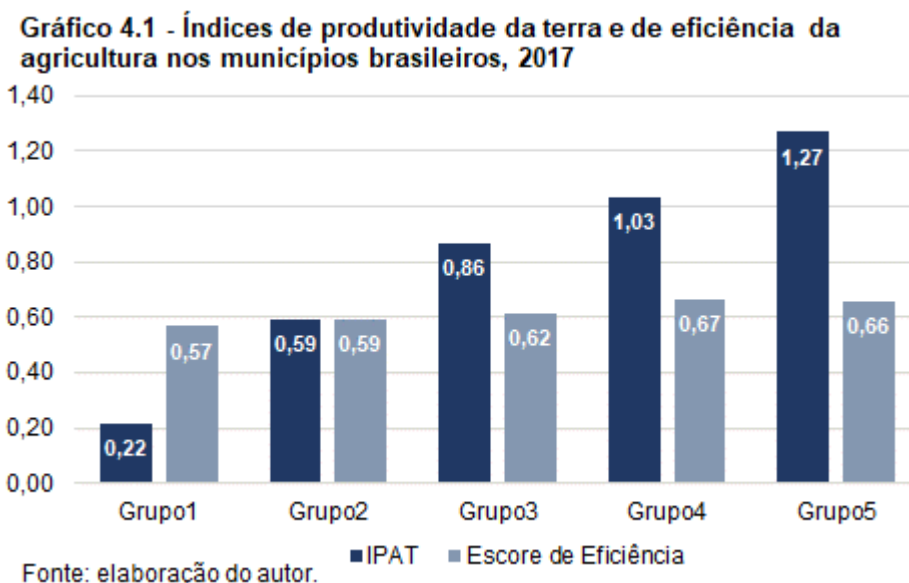
Fonte: elaboração do autor.

A Figura 4.1 apresenta o mapa de distribuição dos escores de eficiência da agricultura nos municípios brasileiros. Uma comparação visual com o mapa apresentado na Figura 3.1 revela que a densidade de municípios com elevada produtividade da terra observada no centro-sul do País não se repete na mesma intensidade no caso da eficiência da agricultura.

Figura 4.1 – Distribuição do escore de eficiência da agricultura nos municípios brasileiros em 2017



O Gráfico 4.1 apresenta os escores médios de eficiência agrupados pelo desempenho da produtividade agrícola da terra (IPAT) – sendo o Grupo 1 aquele que reúne os municípios com pior IPAT e, em ordem crescente, o Grupo 5 aquele que reúne os municípios com melhor IPAT. Nota-se que os escores de eficiência não apresentam diferenças significativas entre os grupos, sugerindo que a maior produtividade relativa da terra não conduz necessariamente a uma maior eficiência.



A Tabela 4.2 apresenta as características dos municípios agrupados pelos escores de eficiência. São apresentados, para cada um dos cinco grupos, os valores médios para as variáveis de uso de tecnologia, especialização do produto, tamanho médio da propriedade, comercialização da produção, escolaridade do produtor e conformidade ambiental, descritas na seção 3.2.

Observa-se que o conjunto de municípios considerados mais eficientes têm, em média, índices de produtividade da terra menores do que os observados na média dos grupos que registram desempenho mediano em termos de eficiência. Também apresentam índices menores de uso de tecnologia, de cultivo de soja e de proporção da produção destinada à comercialização de produtos – aspectos característicos dos municípios com melhor produtividade da terra. Ademais, essa discrepância entre produtividade e eficiência não parece ser explicada por aspectos relacionados a escolaridade do produtor, desobediência ambiental ou condições climáticas.

Tabela 4.2 - Valores médios de variáveis selecionadas para municípios agrupados de acordo com o índice de eficiência

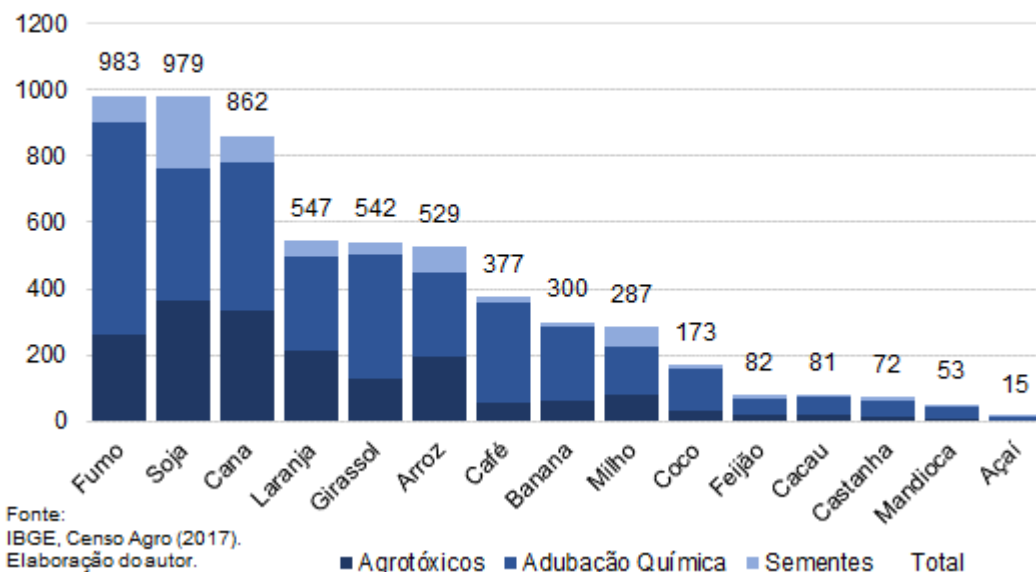
		Grupo(1)	Grupo(2)	Grupo(3)	Grupo(4)	Grupo(5)
Escore de Eficiência	índice de eficiência	0,265	0,478	0,618	0,765	0,977
IPAT	índice de produtividade da terra	0,613	0,793	0,869	0,992	0,710
Tecnologia	% estabs.com Adubação Química	15%	23%	30%	36%	22%
Produto	% da área com soja	6%	15%	20%	28%	11%
Propriedade	área média dos estabs. (hectares)	83	81	91	120	105
Produção	% produção para comercialização	53%	66%	73%	82%	64%
Produtor	escolaridade média do produtor (anos)	5,8	6,3	6,7	7,2	6,2
Ambiental	déficit de reserva legal e APP (%)	4,8%	5,9%	6,7%	7,3%	5,8%

Fonte: elaboração do autor.

Esses resultados corroboram a hipótese de que os esforços de ampliação da produtividade agrícola da terra implicam custos econômicos elevados, que podem sacrificar a eficiência dos estabelecimentos agropecuários. Esses custos estão associados, sobretudo, a insumos intermediários diretos – sementes com tratamento genético, adubação química, pesticidas etc. – comercializados no âmbito dos chamados pacotes tecnológicos, amplamente aplicados no cultivo da soja.

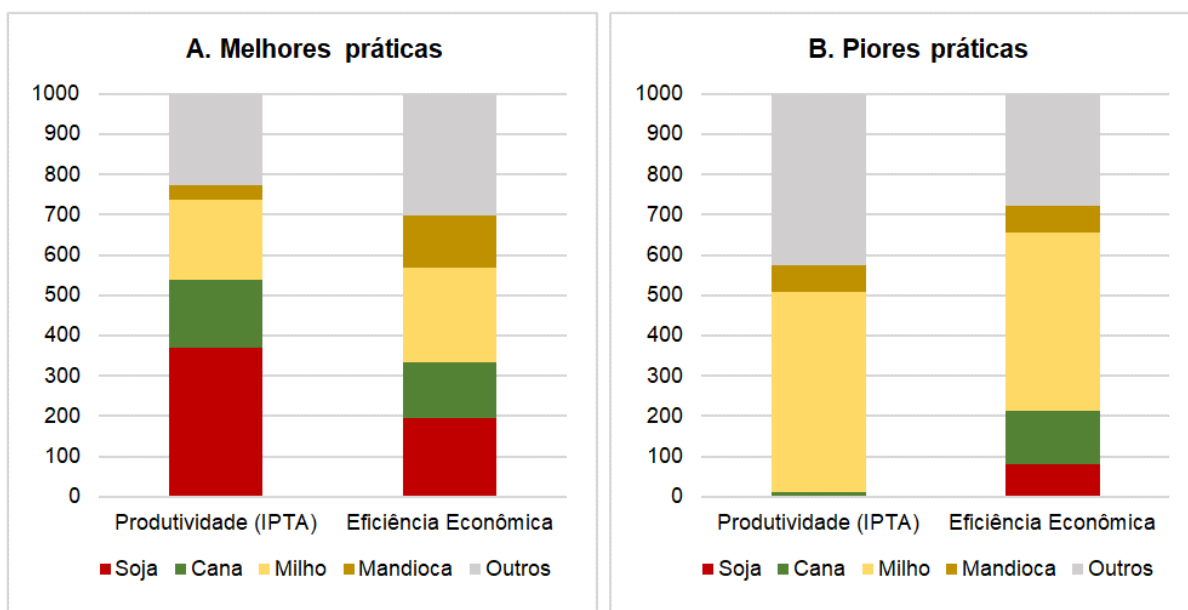
O Gráfico 4.2 apresenta a despesa média, em reais (R\$) por hectare, nos municípios brasileiros agrupados pelo principal produto de cultivo. Nota-se que, no conjunto de municípios em que a soja é o principal cultivo, os gastos com insumos diretos (sementes, adubação química e agrotóxicos) são mais elevados em relação ao observado em muitas das outras principais culturas (o cultivo de fumo sendo uma exceção; o cultivo da cana-de-açúcar também apresenta custos intermediários altos).

Gráfico 4.2 - Despesas com insumos intermediários diretos (R\$ / hectare) nos municípios brasileiros agrupados pelo principal produto de cultivo em 2017



A soja é o principal produto cultivado em 369 dos mil municípios que apresentam os melhores índices de produtividade da terra; mas essa participação recua para 195 quando considerados os municípios com melhor eficiência (Gráfico 4.3). Analogamente, a soja é o principal cultivo em apenas três dos mil municípios com os piores índices de produtividade, participação que sobe para 80 entre os municípios com pior eficiência.

Gráfico 4.3 - Distribuição dos mil municípios com melhores e piores práticas de produtividade da terra (IPAT) e de eficiência econômica, por principais culturas agrícolas (em 2017)



Fonte: elaboração do autor.

Situação parecida ocorre com o cultivo da cana-de-açúcar, que guarda características semelhantes ao cultivo da soja: produção em larga escala com elevada utilização de insumos intermediários. O cultivo do milho, por sua vez, está significativamente presente tanto entre as melhores como entre as piores práticas em termos de produtividade e eficiência. Isso ocorre porque a sua produção é bastante diversificada: o milho é o principal produto em mais de 1.200 municípios brasileiros, ora plantado em larga escala (à semelhança da soja), ora em pequenas propriedades (para fins de consumo dentro dos próprios estabelecimentos agropecuários, seja para alimentação humana ou animal).

4.3 Ecoeficiência: resultados da análise de DEA-DDF

A inclusão de externalidades ambientais na análise de eficiência resultou nos escores de ecoeficiência apresentados na Tabela 4.3. O exercício foi realizado com o uso do software estatístico R versão 3.6.1 64 bits, combinando funções distâncias direcionais com análise envoltória de dados com retornos variáveis de escala orientado aos insumos, de modo a considerar as externalidades ambientais como produtos indesejáveis, conforme descrito na seção 2.6.3.

Os municípios ecoeficientes foram aqueles que obtiveram resultado de $\beta = 0$. Para facilitar comparações com os exercícios anteriores, o escore de ecoeficiência são apresentados como sendo $1-\beta$, de modo que o escore de unidades ecoeficientes, considerando $\beta = 0$, é equivalente a 1.

Tabela 4.3 - Resultados do modelo DEA de ecoeficiência, com retornos variáveis de escala e orientação aos insumos

	% de municípios	escore médio de ecoeficiência	projeção de redução média, em %, de insumos e externalidades ambientais
Ecoeficientes	1%	1.00	0%
Baixa ecoineficiência	23%	0.86	14%
Média ecoineficiência	35%	0.62	38%
Alta ecoineficiência	41%	0.36	64%

Fonte: elaboração do autor.

Apenas 44 municípios (pouco menos de 1% do total municípios) resultaram ecoeficientes. O escore médio de ecoeficiência observado foi de 0,57 – o que significa que, em média, o conjunto de municípios brasileiros considerado ecoineficientes teriam de reduzir em 43% o uso de insumos, sem alteração de produtos desejados e indesejados, de modo a equipararem-se às melhores práticas. Do total de municípios, 41% registraram alta ecoineficiência (escore inferior a 0,5); outros 35% apresentaram média ecoineficiência (escore entre 0,5 e 0,75); e 23% dos apresentaram baixa ecoineficiência (escore superior a 0,75, mas inferior a 1).

A Figura 4.2 apresenta o mapa de distribuição dos escores de ecoeficiência da agricultura nos municípios brasileiros. Nota-se que os municípios do centro-sul do país, que apresentam índices mais elevados de produtividade da terra (conforme mostrou a Figura 3.1, no capítulo anterior), não são aqueles que apresentam índices mais elevados de ecoeficiência; e que, em comparação à maior dispersão geográfica dos índices de eficiência apresentados na Figura 4.1, há um a maior concentração de escores mais elevados de ecoeficiência na Região Norte, onde os inputs são menores e as externalidades negativas contempladas na análise apresentam uma importância relativa menor.

Figura 4.2 – Distribuição do escore de ecoeficiência da agricultura nos municípios brasileiros em 2017

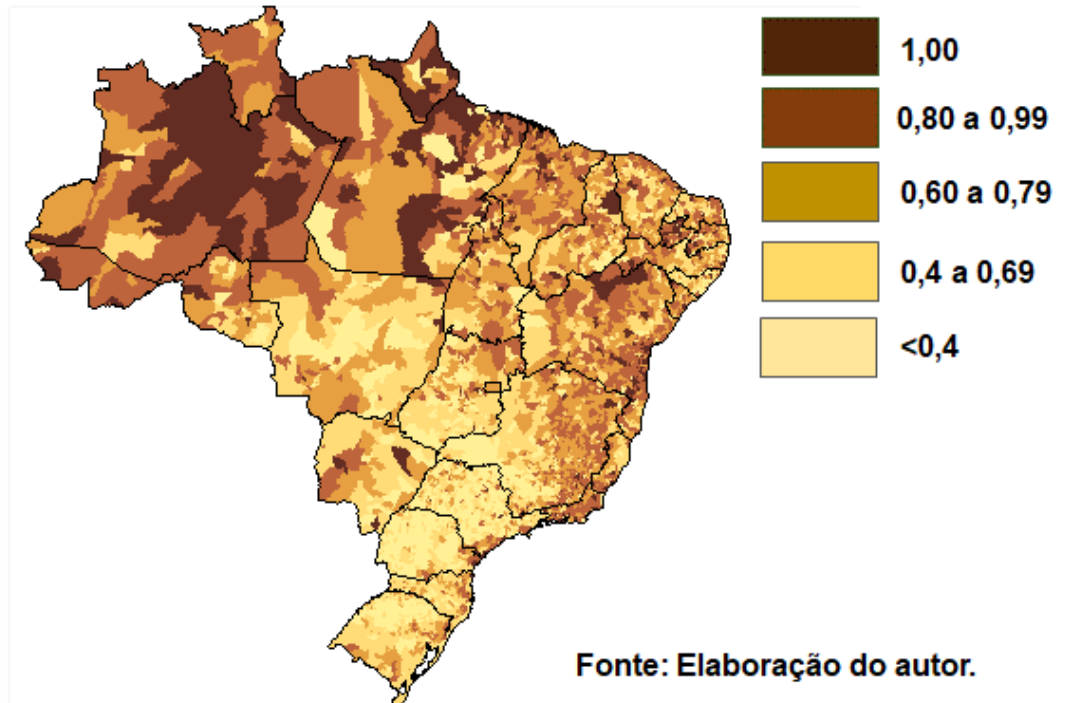


Tabela 4.4 apresenta os índices médios de produtividade da terra, eficiência e ecoeficiência dos municípios agrupados pelo principal produto agrícola cultivado. Nota-se que os municípios em que a soja é o principal cultivo: (i) apresentam, em média, o melhor índice de produtividade da terra; mas (ii) registram escores cadentes de eficiência e ecoeficiência. O mesmo ocorre com os municípios que cultivam produtos que demandam elevada despesa com insumos intermediários (como cana, fumo, arroz, laranja e girassol). Municípios que cultivam produtos menos intensivos em insumos intermediários, como mandioca e feijão, por exemplo, apresentam escores mais elevados de eficiência e, sobretudo, ecoeficiência, embora apresentem índices mais baixos de produtividade da terra.

Tabela 4.4 - Índices médios de produtividade da terra, eficiência e ecoeficiência da agricultura brasileira por conjuntos de municípios agrupados pelo principal cultivo, em 2017

Produto	Número de municípios	% da área plantada com cultivo principal	Índice médio de produtividade da terra (IPAT)	Índice médio de eficiência	Índice médio de ecoeficiência
Soja	1266	59%	1,03	0,67	0,45
Milho	1232	53%	0,62	0,54	0,62
Cana	815	63%	0,94	0,62	0,45
Feijão	522	51%	0,33	0,57	0,63
Mandioca	377	55%	0,71	0,68	0,76
Fumo	291	50%	0,92	0,64	0,57
Arroz	180	55%	0,87	0,64	0,56
Banana	146	58%	0,90	0,68	0,72
Cacau	89	55%	0,80	0,66	0,83
Castanha	72	53%	0,77	0,56	0,72
Laranja	53	60%	0,84	0,59	0,55
Café	52	44%	0,84	0,57	0,72
Girassol	48	47%	0,99	0,63	0,61
Coco	35	53%	0,81	0,68	0,75
Açaí	23	56%	0,87	0,71	0,84
Outros	205	57%	0,83	0,62	0,67

Fonte: elaboração do autor.

4.4 Determinantes da ecoeficiência: análise de regressão de Tobit

A análise de regressão de Tobit aplicada para explorar os determinantes da eficiência e ecoeficiência levou em consideração aquele conjunto de indicadores utilizado para explorar os fatores determinantes da produtividade da terra, conforme apresentado da seção 3.2: adubação química e agrotóxicos (Tecnologia), proporção da área plantada com o cultivo da soja (Especialização), área média dos estabelecimentos (Propriedade), proporção de estabelecimentos com produção destinada à comercialização (Produção), escolaridade média do produtor (Produtor) e o índice de conformidade ambiental expressa pela taxa inversa do déficit relativo de reserva legal e área de proteção permanente (Ambiental).

Os coeficientes obtidos pela regressão de Tobit, apresentados na Tabela 4.5, mostram que o uso de tecnologias é parâmetro positivo na determinação da eficiência. Mas, ao contrário do observado na determinação da produtividade da terra, sua

importância relativa para a eficiência é menor do que a importância do produto, da comercialização da produção e da conformidade ambiental. A regressão e os regressores apresentam significância estatística.

Tabela 4.5 - Resultados da regressão de Tobit: fatores determinantes da eficiência da agricultura nos municípios brasileiros em 2017

Tobit, using observations 1-5398
Dependent variable: Efficiency
Standard errors based on Hessian

	coefficient	std. error	t-ratio	p-value
const	0,2935	0,0582	5,042	4,61E-07 ***
Tecnologia	0,0679	0,0185	3,667	0,0002 ***
Produto	0,2304	0,0440	5,232	1,68E-07 ***
Propriedade	0,0055	0,0018	2,99	0,0028 ***
Produção	0,1847	0,0208	8,887	6,29E-19 ***
Produtor	-0,0755	0,0345	-2,191	0,0285 **
Ambiental	0,2133	0,0510	4,183	0,0000287 ***

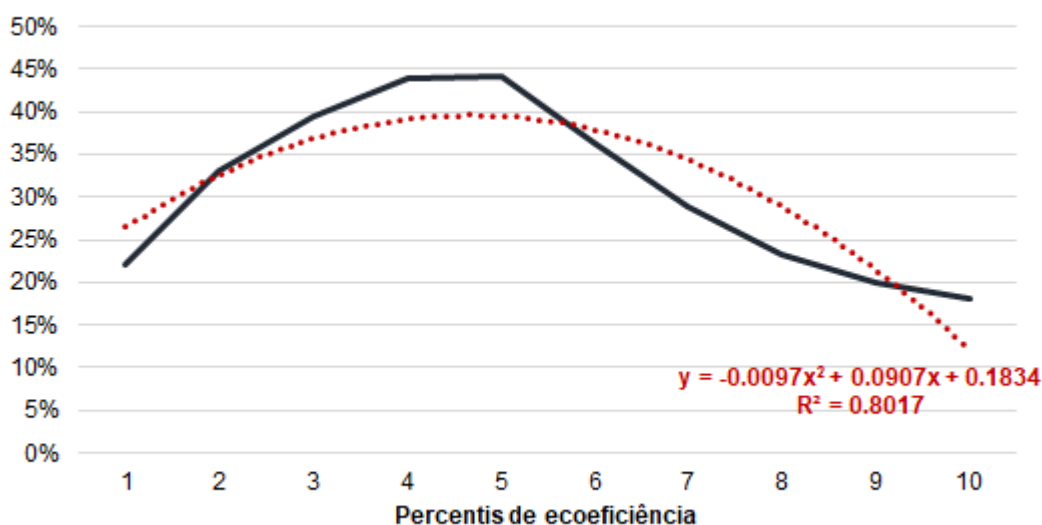
Left-censored observations: 0 (Efficiency <= 0)
Right-censored observations: 314 (Efficiency >= 1)
Pseudo R-squared 0,3513
Log-Likelihood -368,3769 P-value(F) 3,08E-49

Fonte: elaboração do autor.

Quando a regressão de Tobit tem como objetivo a determinação da ecoeficiência, os coeficientes dos parâmetros da Tabela 4.6 mostram que o uso de tecnologia é negativo. Isso ocorre porque o aumento da utilização de insumos intermediários tende a incorrer em custos econômicos e ambientais que superam os ganhos econômicos de sua aplicação.

O Gráfico 4.4 compara os percentis de ecoeficiência nos municípios brasileiros (no eixo horizontal) com a proporção de estabelecimentos nos municípios que utilizam adubação química e agrotóxicos (no eixo vertical). A curva de melhor ajuste revela haver uma relação não-linear entre a ecoeficiência e o uso desses insumos intermediários.

Gráfico 4.4 - percentis de ecoeficiência e proporção de estabelecimentos que utilizaram adubação química e agrotóxicos nos municípios brasileiros em 2017



Fonte: elaboração do autor.

Para captar a não-linearidade do uso de insumos intermediários, foi adicionado um termo quadrático ao uso de tecnologias na regressão de Tobit para explorar os fatores determinantes da ecoeficiência. Procedimento semelhante foi utilizado por Helfand e Levine (2004), que identificaram uma relação não linear entre o tamanho médio e a eficiência dos estabelecimentos agropecuários (relação de não-linearidade que não se mostrou significativa na pesquisa realizada nesta dissertação).

A Tabela 4.6 apresenta os resultados da regressão, que mostra que o termo quadrático do uso de insumos intermediários (Tecnologia) apresenta coeficiente positivo e significativo como variável explicativa da ecoeficiência. Vale registrar que, como o indicador de uso de insumos intermediários utilizado no modelo é expresso como uma proporção de estabelecimentos que utilizam adubação química, a sua função quadrática resulta num número menor do que o observado na função linear. Isso explica a alteração de seu coeficiente de determinação de negativo para positivo na função quadrática (que pressupõe uma menor proporção de estabelecimentos com uso de insumos intermediários do que na função linear).

Tabela 4.6 - Resultados da regressão de Tobit: fatores determinantes da ecoeficiência da agricultura nos municípios brasileiros em 2017

Tobit, using observations 1-5398

Dependent variable: Ecoefficiency

Standard errors based on Hessian

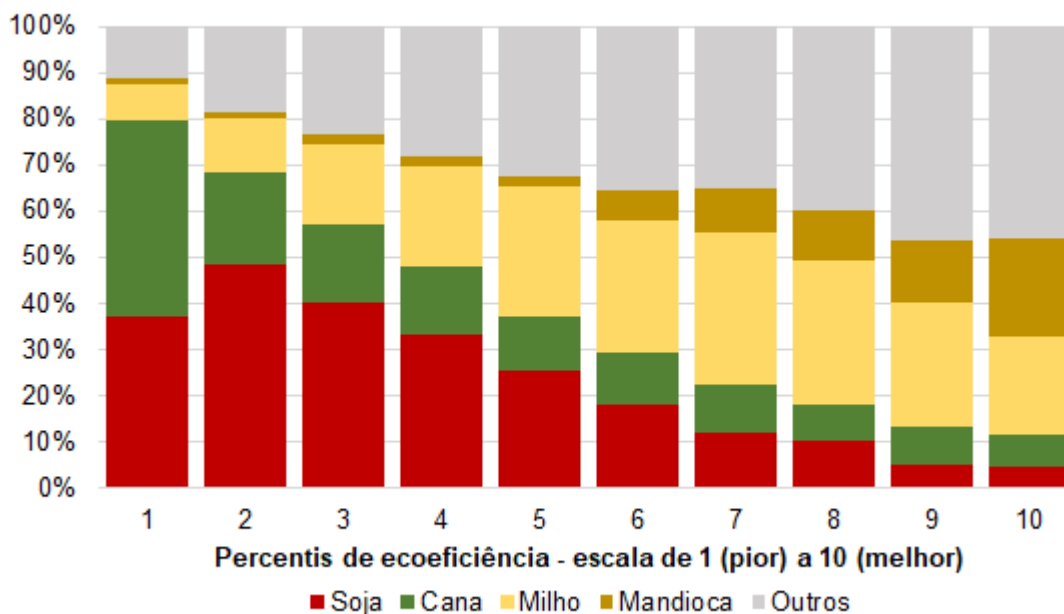
	coefficient	std. error	t-ratio	p-value
const	0,8036	0,0183	43,8800	0 ***
Tecnologia	-0,7598	0,0417	-18,2300	3,01E-74 ***
Tecnologia²	0,6467	0,0625	10,3400	4,62E-25 ***
Produto	-0,0954	0,0153	-6,2350	4,51E-10 ***
Propriedade	0,0028	0,0014	2,0510	0,0403 **
Produção	0,5849	0,0270	21,6500	6,54E-104 ***
Produtor	0,1306	0,0113	11,5600	6,48E-31 ***
Ambiental	0,1969	0,0157	12,5500	4E-36 ***
Left-censored observations: 0 (Efficiency <= 0)				
Right-censored observations: 44 (Efficiency >= 1)				
Pseudo R-squared	0,4961			
Log-Likelihood	-286,1669	P-value(F)	0,00E+00	

Fonte: elaboração do autor.

A Tabela 4.6 também indica que a conformidade ambiental, a proporção de estabelecimentos com produção destinada à comercialização (e não a consumo próprio) e a escolaridade média do produto também se relevaram regressores positivos e significativos da ecoeficiência.

O Gráfico 4.5 apresenta a proporção dos principais produtos agrícolas cultivados nos municípios brasileiros agrupados por percentis de ecoeficiência (sendo 1 o percentil de menor ecoeficiência e 10 o percentil de maior ecoeficiência).

Gráfico 4.5 - percentis de ecoeficiência e proporção dos principais produtos agrícolas cultivados nos municípios brasileiros em 2017



Fonte: elaboração do autor.

Nota-se que, entre os percentis com menor índice de ecoeficiência, predominam municípios com produção de cana e soja. A proporção de cultivo de soja e cana apresenta tendência declinante à medida em que se elevam os índices de ecoeficiência, dado o alto nível de consumo de insumos e as maiores externalidades negativas geradas por esses cultivos. A participação do cultivo de milho, por sua vez, é baixa nos municípios com baixos índices de ecoeficiência, se eleva nos municípios com índices intermediários, mas torna a diminuir nos municípios de maior ecoeficiência. A participação do cultivo de mandioca apresenta tendência crescente à medida que se elevam os índices de ecoeficiência, o mesmo fenômeno ocorrendo com o conjunto dos demais produtos (com destaque para feijão, cacau e açaí).

Assim, os municípios que apresentam os melhores índices de ecoeficiência são aqueles com maior diversidade de produção e menor incidência de monoculturas. Nesses municípios, o impacto da atividade agrícola sobre a biodiversidade é menor; ao passo que nos municípios em que predominam o cultivo de soja e cana, que utilizam agroquímicos específicos – como herbicidas que combatem quaisquer plantas que não sejam essas culturas específicas –, a consorciação com outras culturas fica impossibilitada. Ademais, como já argumentado, o elevado custo com insumos intermediários associados aos pacotes tecnológicos tipicamente utilizados na

produção de soja e cana acabam reduzindo a eficiência da atividade nos municípios em que predominam essas culturas.

4.5 Conclusões

Os exercícios realizados neste Capítulo 4 indicam que os esforços de ampliação da produtividade agrícola da terra implicam custos econômicos e ambientais que podem prejudicar a eficiência e, sobretudo, a ecoeficiência da agricultura nos municípios brasileiros.

O uso de insumos intermediários, em particular, contribui substancialmente para ampliar a produtividade da terra. Mas a contribuição desses insumos para ganhos de eficiência e ecoeficiência é positiva apenas até um determinado ponto ótimo. Quando este ponto é ultrapassado, a aplicação desses insumos pode até continuar a ampliar a produtividade, mas com prejuízo da ecoeficiência (e, portanto, com prejuízo da sustentabilidade da atividade agrícola).

É preciso reconhecer que as análises apresentadas neste capítulo enfrentam limitações, em parte por terem sido realizadas tendo um único período: o ano de 2017. Isso pode levar a distorções ocasionadas, por exemplo, por: (i) eventos climáticos extremos (como seca prolongada ou volume atípico de chuvas) que possam ter acometido algumas regiões nesse período; ou (ii) flutuações atípicas de preços de determinados produtos, que possa ter gerado receitas muito acima (ou muito abaixo) da média usualmente observada em determinados municípios.

A maioria das estatísticas utilizadas nos modelos aplicados neste capítulo advém do Censo Agropecuário do IBGE. Ademais da baixa periodicidade com que esse censo é publicado, as estatísticas sobre despesas dos estabelecimentos na produção específica da agricultura não têm plena compatibilidade com as estatísticas divulgadas nos censos anteriores. Assim, uma análise que envolva mais de um período ficaria inviabilizada.

Por esse motivo, o próximo capítulo tem o intuito de reunir estatísticas comuns às três versões mais recentes do Censo Agropecuário do IBGE, que possam ser utilizadas para fins de avaliar a evolução ecoeficiência em três períodos distintos. Para este fim, não foi possível separar as atividades agrícolas das atividades pecuárias, de modo que os exercícios realizados no Capítulo 5 referir-se-ão à agropecuária.

5. DINÂMICA DA EFICIÊNCIA E DA ECOEFICIÊNCIA AGROPECUÁRIA NOS MUNICÍPIOS BRASILEIROS: 1995 A 2017

5.1 Breve contextualização sobre a evolução da agropecuária brasileira

As crises da borracha e do café nas décadas de 1920 e 1930 marcaram um momento de inflexão da agropecuária brasileira. Foi principalmente a partir desse momento que o cultivo de “produtos tropicais para exportação e víveres secundários” começou a perder importância (MAZOYER e ROUDART, 2010). A agricultura brasileira passou a se dedicar de maneira crescente à adaptação ao clima tropical de culturas cerealíferas de base, à época já predominantes nas regiões agrícolas mais desenvolvidas.

Essa tendência se consolidou a partir da década de 1960 com a chamada Revolução Verde – e a consequente padronização da produção agrícola (BONNY, 1993). A Revolução Verde foi um conjunto de pesquisas e iniciativas de transferência de tecnologia que impulsionou a produção agrícola mundial, particularmente nos países em desenvolvimento, através do uso intensivo de insumos químicos, do cultivo de variedades de alto rendimento melhoradas geneticamente, da expansão da agricultura irrigada e da mecanização (BALSAN, 2006).

Valendo-se da internacionalização dos chamados “pacotes tecnológicos” da Revolução Verde, a política agrícola brasileira sob o regime militar (1964-1985) passou a ser assentada na concessão de crédito subsidiado para a ampliação da produção em larga escala, com apoio de instrumentos como preços mínimos, seguro agrícola, assistência técnica e incentivos à exportação (BELIK, 1998).

Foi nesse contexto que, em 1973, foi criada a Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias (EMBRAPA). Em defesa de sua criação, Alves e Pastore (1972) argumentam que “países que atingiram altos níveis de desenvolvimento da agricultura coincidem com aqueles que realizaram grandes investimentos em pesquisa” (p. 20). Nesse período, a agricultura passou a cumprir função importante na industrialização da economia brasileira – analogamente ao que vinha ocorrendo em outras economias em desenvolvimento. Alves e Pastore (1972) salientam que, “quando se fala em ‘pacotes tecnológicos’ para o desenvolvimento da agricultura, é importante que se

considere um outro tipo de interação, ou seja, a simbiose entre a pesquisa agrícola com a industrial” (p.21).

Delgado (2001) assinala que a agricultura passou a exercer cinco funções: “liberar mão-de-obra para a indústria; gerar oferta adequada de alimentos; suprir matérias-primas para indústrias; elevar as exportações agrícolas; transferir renda real para o setor urbano” (ao passar a demandar produtos industriais e urbanos, como maquinário, insumos químicos, serviços financeiros etc.).

Esses desenvolvimentos resultaram no estabelecimento dos complexos agroindustriais (CAIs) – caracterizados pela integração intersetorial (i) das indústrias que produzem para agricultura, (ii) da agricultura moderna propriamente dita e (iii) das agroindústrias processadoras, “todas premiadas com fortes incentivos de políticas governamentais” (GRAZIANO DA SILVA, 1993). Martine (1991, p.09) assim sintetiza o processo de integração entre agricultura e indústria:

“(...) a agricultura atravessou um processo radical de transformação em vista de sua integração à dinâmica industrial de produção e da constituição do complexo agroindustrial. Foi alterada a base técnica, desenvolvida a indústria fornecedora de meios de produção para a agricultura e ampliada, em linha modernas, a indústria processadora de alimentos e matérias-primas. Deste modo, a base tecnológica da produção agrícola foi alterada profundamente, assim como a composição das culturas e os processos de produção”.

Balsan (2006) aponta que grande parte dos produtos que apresentaram maiores ganhos de produtividade física foram beneficiados por incentivos governamentais, como políticas de crédito e de preços mínimos. Esses incentivos foram direcionados à produção em larga escala, acentuando a já elevada concentração fundiária no país, gerando precarização do trabalho no campo e levando ao êxodo rural (MARTINE, 1991; GRAZIANO DA SILVA, 1993; DELGADO, 2001).

O fim do regime militar brasileiro e a crise da dívida externa dos países em desenvolvimento na primeira metade da década de 1980 reduziu de forma marcante os instrumentos do governo brasileiro para seguir com os expressivos incentivos à produção agrícola de larga escala, de modo que a concessão de crédito agrícola subsidiado sofreu contração significativa. Em contrapartida, a tendência de liberalização do comércio mundial abriu o mercado interno à importação de tecnologias a preços mais acessíveis e ampliou as oportunidades de inserção de produtos brasileiros nos mercados externos. Segundo Belik (1998), o desmonte do

sistema de crédito agrícola e o contexto de abertura comercial acelerada promoveram uma desregulação do setor, abrindo caminho para uma reestruturação da agropecuária e da agroindústria.

Hopewell (2014) destaca que as reformas liberalizantes da década de 1990 promoveram o agronegócio ao status de principal fonte de crescimento e receita de exportação no Brasil. A tendência de abertura comercial global da década de 1990 submeteu a indústria manufatureira brasileira a acirrada disputa com competidores estrangeiros, sobretudo asiáticos – situação que pesou fortemente no desempenho de alguns setores tradicionais (tecidos, vestuários, calçados, brinquedos, eletroeletrônicos, automóveis). Em contrapartida, a agroindústria se beneficiou dessa liberalização comercial, seja pela sua maior capacidade de concorrência em função das “vantagens de seus recursos naturais” (WILKINSON, 2010), seja pela sua considerável influência política acumulada durante e após o regime militar.

Nesse contexto, segundo Heredia et al. (2010), as políticas de interesse do agronegócio “passavam notoriamente pelas esferas macroeconômicas mais amplas, como a política cambial (...) a política de comércio exterior (antidumping); a política tributária e a política salarial”. Hopewell (2014), por exemplo, sublinha que a política comercial brasileira se modifica substancialmente nesse período de liberalização – ao abandonar a orientação fortemente protecionista, voltada majoritariamente à proteção da indústria doméstica, para abraçar uma orientação pró-livre comércio, assentada na defesa aguerrida da redução dos subsídios agrícolas; ou seja a preocupação com a defesa de setores industriais foi largamente superada pelos potenciais benefícios da liberalização do setor agroexportador. Nas políticas domésticas, Heredia et al. (2010) destacam a influência da bancada parlamentar ruralista no direcionamento de políticas como “a renegociação do endividamento do setor” e “o enfrentamento de constrangimentos (ambientais, trabalhistas etc.) aos projetos agroindustriais”.

Assim, a ênfase dos incentivos (públicos e privados) à atividade agropecuária foi gradativamente se deslocando: (1) da mecanização e padronização; para (2) a integração com a indústria; e (3) a internacionalização do capital agroindustrial, que alçou a agropecuária brasileira à condição de *global player* neste século (WILKINSON, 2010; HOPEWELL, 2014).

Esse processo de transformação ensejou uma mudança relevante na composição da produção agropecuária brasileira. O cultivo em larga escala de produtos com elevada importância na pauta de exportações – como soja, cana e (em menor grau) milho – ganhou significativa participação relativa no total da área cultivada, em detrimento da menor participação relativa do cultivo de produtos tropicais para exportação e de produtos para o consumo alimentar interno.

Num primeiro momento, de meados da década de 1970 até meados da década de 1990, a ampliação do cultivo de soja, cana e milho ocorreu exclusivamente às custas da redução do plantio de outras culturas. A partir de meados da década de 1990, todavia, a expansão desses produtos de cultivo intensivo ocorreu com a ampliação mais rápida da área total cultivada, como indicado na Tabela 5.1). O crescimento das culturas temporárias destinadas à exportação, como a cana e, principalmente, a soja foi particularmente expressivo.

Tabela 5.1 - A. Brasil, área utilizada em pastagens e lavouras selecionadas (em mil hectares)

A. Em milhões de hectares

	1975	1995	2006	2017
Lavouras - Total	43,4	51,9	62,6	79,0
Milho	10,9	14,2	13,0	17,7
Cana	2,0	4,6	6,4	10,2
Soja	5,8	11,7	22,1	34,0
Outras lavouras	24,7	21,3	21,1	17,0
Pastagens - Total	165,7	177,7	160,0	159,5

B. Taxa de variação em períodos selecionados, em %

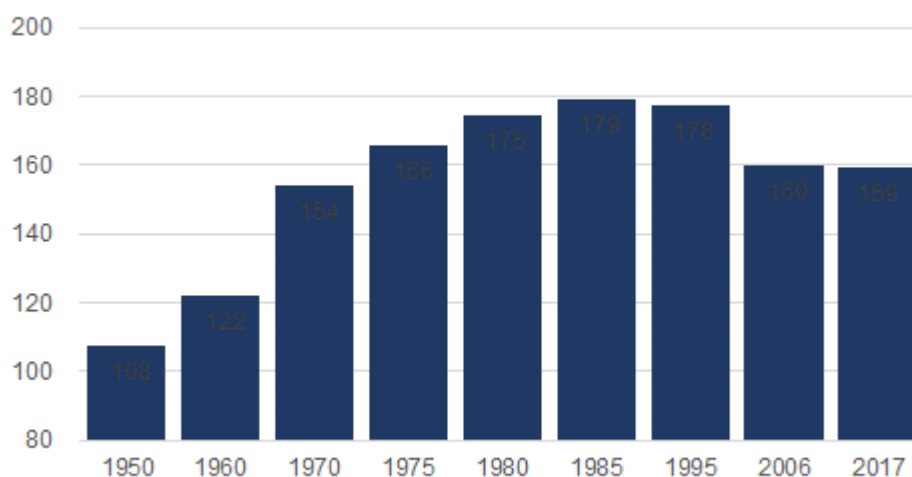
	1995/1975	2006/1995	2017/2006	2017/1995
Lavouras - Total	19,6%	20,7%	26,2%	52,3%
Milho	30,7%	-8,4%	36,5%	25,1%
Cana	135,5%	37,8%	60,1%	120,6%
Soja	100,9%	88,7%	54,0%	190,6%
Outras lavouras	-13,7%	-1,1%	-19,4%	-20,3%
Pastagens - Total	7,3%	-9,9%	-0,3%	-10,2%

Fonte: IBGE, Produção Agrícola Municipal: 2017.

Ademais, o cultivo de lavouras em larga escala também passou a ocupar grandes áreas que foram inicialmente destinadas a pastagens durante o processo de expansão da fronteira agrícola nas décadas de 1960 a 1980. O Gráfico 5.1 mostra que o rápido crescimento da área de pastagens observado até 1985 foi sucedido por uma retração da área destinada a pastagens nas décadas de 1990 e 2000. Segundo Dias-Filho (2012, p.09), a formação de pastagens para pecuária de corte foi “tradicionalmente empregada na ocupação de áreas de fronteira agrícola no Brasil”, por ser “a forma menos onerosa e mais eficiente para assegurar a posse de grandes extensões de terra”. Dias-Filho (2012, p.10) explica que:

“(…) na pecuária é possível produzir, embora com baixa eficiência, de forma predominantemente extensiva. Além disso, por ter a capacidade de se autotransportar, o gado adéqua-se a regiões em que a infraestrutura de estradas e os meios de transporte são deficientes e as distâncias do mercado consumidor são grandes, como é característico de muitas regiões de fronteira agrícola. Outras atividades agrícolas, como a produção de grãos ou o plantio de culturas perenes, geralmente demandam maior aporte de capital e uso mais intensivo de tecnologia, de insumos e de mão de obra, para alcançarem um mínimo de eficiência”.

Gráfico 5.1 - Brasil, área de pastagens (em milhões de hectares)



Fonte: Censo Agropecuário, IBGE.

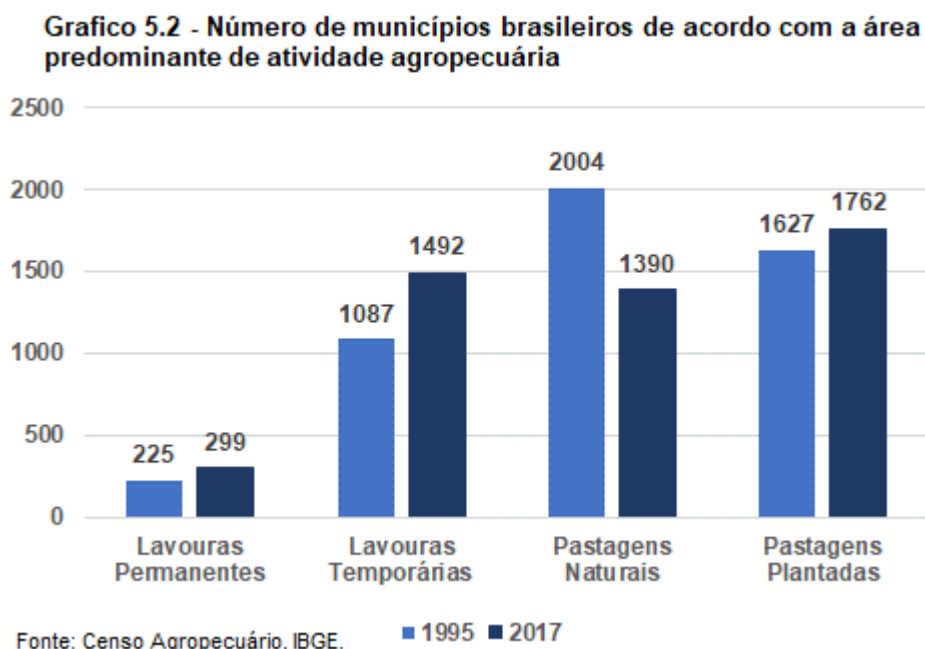
Nas últimas décadas, parte dessas grandes áreas de pastagens para pecuária extensiva, muitas das quais em estado de degradação, foram ocupadas por lavouras temporárias, num contexto em que a pecuária vem buscando aumentar a sua eficiência com “o uso mais intensivo de tecnologia na condução da atividade pecuária (...) por meio do aprimoramento das técnicas de produção, visando ao aumento da

capacidade de suporte, da longevidade das pastagens e, principalmente, da recuperação de pastos degradados” (DIAS-FILHO, 2012, p.10).

O intuito deste quinto capítulo é examinar como essas transformações influenciaram a dinâmica da eficiência e da ecoeficiência da agropecuária brasileira. Para isso foram identificados os municípios em que a composição da atividade agropecuária sofreu alterações no período analisado.

5.2 Apresentação dos indicadores e modelos

Eliminando os outliers, de acordo com os critérios descritos no Capítulo 2 (seção 2.6.2), foram analisados 4.924 municípios brasileiros que existiam em 1995 e continuavam a existir em 2017. De 1995 para 2017, o número de municípios em que predominavam pastagens naturais recuou mais de 30%, com consequente aumento no número de municípios com predominância de pastagens plantadas e lavouras permanentes e temporárias (Gráfico 5.2).



No período de 1995 a 2017, foram registradas alterações na área produtiva predominante em 1.897 municípios (ou 39% do total analisado). Houve mudança entre áreas de pastagens, principalmente de pastagens nativas para plantadas, em 891 municípios; em 702 municípios, ocorreram alterações de áreas predominantes de

pastagens para lavouras, sobretudo para lavouras temporárias; alterações de lavouras para pastagens (221) e entre lavouras (83) foram menos frequentes.

As dinâmicas da eficiência e da ecoeficiência dos municípios serão mensuradas através do método proposto Malmquist-DEA, conforme descrito no Capítulo 2 (seção 2.5), que mescla a medição da produtividade de Malmquist com análise envoltória de dados (neste caso, com orientação aos insumos e retornos variáveis de escala). As estatísticas utilizadas, bem como as respectivas fontes, foram apresentadas no Quadro 2.1 (Capítulo 2, seção 2.6).

Para mensurar a dinâmica da eficiência serão utilizados apenas os dados de receitas e despesas dos estabelecimentos agropecuários, das áreas utilizadas com pastagens (naturais e plantadas) e lavouras (permanentes e temporárias) e o número total de máquinas. Os indicadores monetários (receitas e despesas) foram trazidos a valores de 2017, deflacionados pelo deflator implícito do PIB (disponibilizado pelo IBGE no Sistema de Contas Nacionais).

Para mensurar a dinâmica da ecoeficiência serão incorporados os dados de produtos (ou externalidades) ambientais. Como produto positivo, será utilizada a área de florestas naturais exclusive aquelas utilizadas para reserva legal e preservação permanente⁷. Como produtos indesejados, foram utilizados o índice de impacto na biodiversidade (conforme Equação 4.1 apresentado no Capítulo 4) e o índice de intensidade do uso de agrotóxicos (obtido pela razão entre as despesas com agrotóxicos, trazidas a preços de 2017, e a área utilizada com lavouras e pastagens).

⁷ O déficit relativo de reserva legal e área de preservação permanente, utilizado como indicador de conformidade ambiental nos exercícios dos Capítulos 3 e 4, não pode ser utilizado neste Capítulo 5, por não ter sido calculado pela fonte (IMAFLOTA, 2017) para os anos de 1995 e 2006. Assim, optou-se por substituí-lo pela área de florestas naturais exclusive para reserva e preservação, que pode ser considerado um superávit (ou um ativo) ambiental para além das exigências de reserva legal e preservação permanente.

5.3 Resultados da análise de Malmquist-DEA

5.3.1 Evolução da eficiência

A Tabela 5.2 apresenta os resultados do modelo Malmquist-DEA para a evolução da eficiência da agropecuária, usando-se a média (geométrica) da variação da produtividade relativa dos municípios brasileiros entre 1995 e 2017. Observa-se que a mudança tecnológica foi modesta no período de 1995 a 2006 (1,026) e significativa no período de 2006 a 2017 (1,131). Quando comparados os períodos de 2017 e 1995, o avanço da fronteira tecnológica foi relevante (1.155, o que representa um deslocamento para cima de 15,5%), porém realizado por um grupo limitado de municípios.

Tabela 5.2 - Resultados do modelo Malmquist-DEA com retornos variáveis de escala e orientação aos insumos para a eficiência da agropecuária na média (geométrica) dos municípios brasileiros, 1995-2006-2017

	Mudança Tecnológica (techch)	Mudança na Eficiência Técnica			Mudança na PTF (tfpch)
		Pura (pech)	Escala (sech)	Total (effch)	
2006 / 1995	1,026	0,866	1,037	0,893	0,916
2017 / 2006	1,131	0,932	0,989	0,921	1,042

2017/1995	1,155	0,813	1,026	0,835	0,964

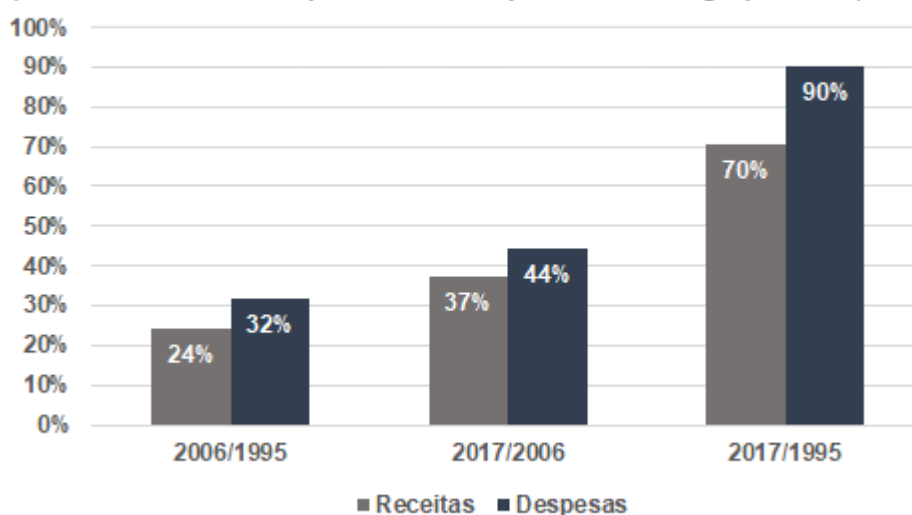
Fonte: elaboração do autor.

A eficiência técnica, por sua vez, sofreu relevante piora. Essa piora reflete, primeiramente, o fato de o deslocamento da fronteira ter sido realizado por um pequeno número de municípios, enquanto a maioria dos municípios não acompanhou o ritmo de incorporação das mudanças tecnológicas. Esses municípios, portanto, ficaram mais afastados da fronteira no decorrer do período analisado, aumentando o hiato entre as melhores e as restantes práticas.

A piora da eficiência técnica relativa também pode ser reflexo de um limitado efeito de *catching-up*. Segundo esse efeito, as unidades produtivas menos eficientes tendem assimilar as tecnologias das melhores práticas, já que reproduzir é mais fácil

que inovar. A razão desse lento efeito de *catching-up* pode estar associada, em parte, ao elevado custo das novas tecnologias, principalmente com o crescimento de despesas com insumos intermediários, que nem sempre resultam no retorno (ou crescimento de receitas) correspondente indicado pelas melhores práticas. O Gráfico 5.3, por exemplo, releva que as despesas totais nos estabelecimentos agropecuários registraram uma taxa de crescimento maior do que a registrada pelas receitas totais. Assim, a eficiência técnica total apresentou queda relevante no período analisado, apesar de algum ganho na eficiência de escala.

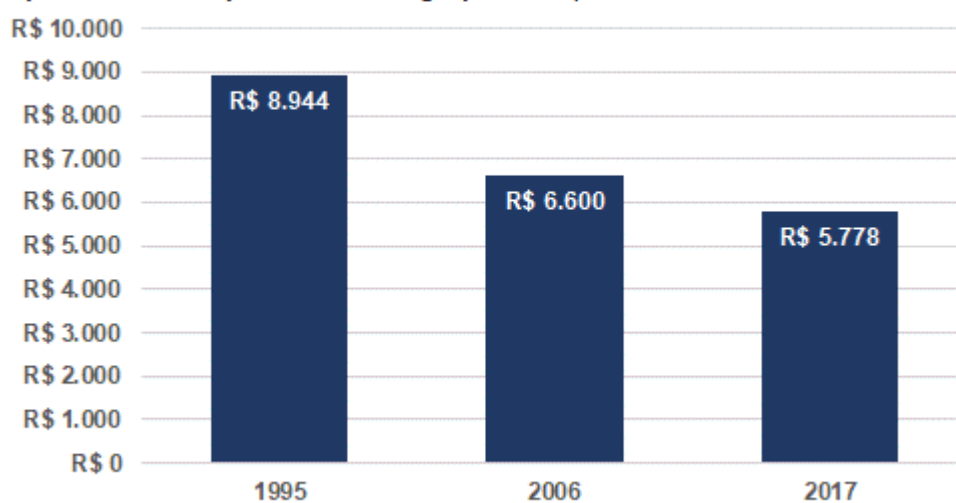
Gráfico 5.3 - Taxa de crescimento das receitas e despesas dos estabelecimentos agropecuários na média dos municípios brasileiros (valores deflacionados pelo deflator implícito do PIB-Agropecuário)



Fonte: Censo Agropecuário, IBGE.

O crescimento mais acentuado das despesas em relação às receitas, indicado no Gráfico 5.3, configura tendência preocupante para o setor, pois vem provocando uma compressão das margens de lucro nos estabelecimentos agropecuários. O Gráfico 5.4 revela que a diferença entre o total de receitas e despesas agropecuárias na mediana dos municípios brasileiros vem recuando – tendência que, caso não seja interrompida, tende a tornar a atividade agropecuária inviável em muitos municípios.

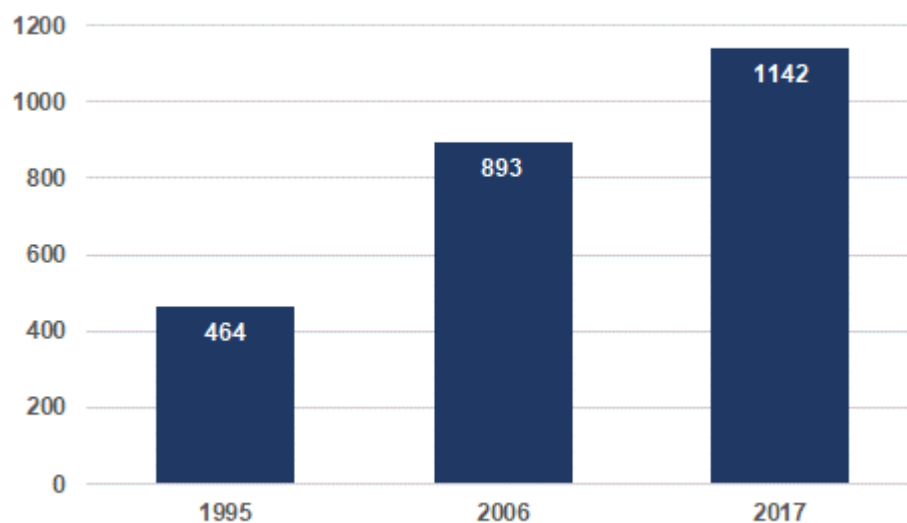
Gráfico 5.4 - Receitas menos despesas agropecuárias totais na mediana dos municípios brasileiros, em R\$ mil constantes de 2017 (deflacionado pelo deflator implícito do PIB-Agropecuário)



Fonte: Censo Agropecuário, IBGE.

Embora seja possível que, por se tratar de dados censitários, muitos produtores tenham o viés de subestimar as receitas e superestimar as despesas, nota-se que o número de municípios em que as despesas superam as receitas agropecuárias – configurando uma situação em que os estabelecimentos apresentam prejuízo financeiro em suas atividades – aumentou de maneira relevante: do total de quase 5 mil municípios analisados, 464 apresentavam despesas maiores do que receitas em 1995, número que se elevou a 893 em 2006 e a 1.142 em 2017 (Gráfico 5.5).

Gráfico 5.5 - Número de municípios brasileiros em que as despesas superam agropecuárias totais



Fonte: Censo Agropecuário, IBGE.

O deslocamento da fronteira tecnológica, embora tenha garantido uma evolução positiva para a mudança na produtividade total dos fatores no período mais recente (de 2006 a 2017), não foi suficiente para compensar a perda de eficiência técnica total relativa observada entre 1995 e 2017, considerando todas as DMUs analisadas.

A Tabela 5.3 apresenta as mudanças na eficiência da agropecuária entre 1995 e 2017 por grupos de municípios de acordo com a evolução da composição da área plantada.

Tabela 5.3 - Resultados da análise de Malmquist-DEA para a dinâmica da eficiência da agropecuária nos municípios brasileiros entre 1995 e 2017, agrupados por área predominante na composição da atividade

Área produtiva predominante no município		número de municípios	techch	effch	pech	sech	tfpch
1995	2017						
A. Sem alteração		3027	1,177	0,855	0,837	1,021	1,006
Pastagens Plantadas		1013	1,062	0,812	0,774	1,049	0,862
Pastagens Naturais		1011	1,090	0,703	0,681	1,033	0,767
Lavouras Temporárias		876	1,398	0,917	0,914	1,003	1,282
Lavouras Permanentes		127	1,239	0,864	0,857	1,009	1,071
B. Alteração entre Pastagens		891	1,111	0,757	0,729	1,040	0,841
Pastagens Plantadas	Pastagens Naturais	234	1,143	0,759	0,736	1,032	0,868
Pastagens Naturais	Pastagens Plantadas	657	1,100	0,757	0,726	1,043	0,832
C. Alteração entre Lavouras		83	1,383	0,968	0,968	1,000	1,339
Lavouras Permanentes	Lavouras Temporárias	47	1,401	1,010	1,007	1,004	1,415
Lavouras Temporárias	Lavouras Permanentes	36	1,361	0,916	0,919	0,996	1,246
D. Alteração de Pastagens para Lavouras		702	1,238	1,030	1,023	1,007	1,275
Pastagens Naturais	Lavouras Permanentes	97	1,258	0,966	0,950	1,016	1,216
Pastagens Naturais	Lavouras Temporárias	231	1,205	0,873	0,863	1,011	1,052
Pastagens Plantadas	Lavouras Permanentes	39	1,187	0,900	0,889	1,012	1,069
Pastagens Plantadas	Lavouras Temporárias	335	1,261	1,195	1,194	1,001	1,507
E. Alteração de Lavouras para Pastagens		221	1,191	0,733	0,733	1,000	0,873
Lavouras Permanentes	Pastagens Naturais	27	1,177	0,784	0,769	1,020	0,923
Lavouras Permanentes	Pastagens Plantadas	22	1,176	0,919	0,918	1,001	1,081
Lavouras Temporárias	Pastagens Naturais	112	1,171	0,683	0,694	0,986	0,800
Lavouras Temporárias	Pastagens Plantadas	60	1,241	0,746	0,732	1,019	0,926

Fonte: elaboração do autor.

Nota-se que, no conjunto de municípios em que não houve alternância na área produtiva predominante, a produtividade total dos fatores (PFT) ficou praticamente estagnada no período – com a significativa mudança tecnológica tendo sido contrabalançada pela piora na eficiência técnica pura. No entanto, a mudança na PTF

foi positiva (índice superior a 1) nos municípios em que a área predominante é composta por lavouras, sobretudo temporárias. Isso ocorreu porque o deslocamento da fronteira tecnológica na agricultura foi significativo nesse período, em função da disseminação dos chamados pacotes tecnológicos (incluindo a introdução organismos geneticamente modificados).

O aumento das despesas associadas a esses pacotes tecnológicos limitou os ganhos em termos de eficiência técnica relativa, mas a consequente ampliação de receitas, combinada à mudança na fronteira tecnológica, permitiu que os municípios que mantiveram sua atividade predominantemente em lavouras obtivessem evolução positiva da produtividade total dos fatores (ao contrário dos municípios continuaram com áreas predominantes de pastagens).

Analogamente, os municípios que experimentaram alteração na área predominante de pastagens para lavouras obtiveram significativo aumento na produtividade total dos fatores, em grande medida associada ao efeito da mudança na fronteira tecnológica. Os ganhos foram substanciais sobretudo quando a alteração na composição foi em direção às lavouras temporárias.

A combinação de bons rendimentos e baixo risco prometida pelos pacotes tecnológicos para produção de monoculturas, como soja e cana, é um atrativo para produtores – sobretudo nas novas fronteiras agrícolas. Ademais, segundo Baylis et al. (2016), os agricultores acabam aderindo aos pacotes tecnológicos por receio de colherem safras pouco produtivas; receio que é amplificado, sobretudo, pela carência de mecanismos de proteção aos agricultores (como o seguro de safra ou o resseguro de financiamento agrícola).

5.3.2 Ecoeficiência

A Tabela 5.4 mostra os índices que incorporam as externalidades ambientais para apresentar as mudanças na ecoeficiência da agropecuária entre 1995 e 2017. Nota-se que, em comparação às mudanças de eficiência observadas na seção anterior, o deslocamento da fronteira tecnológica foi bem menos acentuado (tendo, inclusive, regredido no período mais recente, de 2006 a 2017). As mudanças na eficiência técnica relativa também foram mais desfavoráveis quando consideradas as

externalidades ambientais, com a eficiência técnica total e a produtividade total dos fatores regredindo ao longo do período analisado.

Tabela 5.4 - Resultados do modelo Malmquist-DEA com retornos variáveis de escala e orientação aos insumos para a ecoeficiência da agropecuária na média (geométrica) dos municípios brasileiros, 1995-2006-2017

	Mudança Tecnológica (techch)	Mudança na Eficiência Técnica			Mudança na PTF (tfpch)
		Pura (pech)	Escala (sech)	Total (effch)	
2006 / 1995	1.040	0.846	0.996	0.842	0.876
2017 / 2006	0.969	1.046	0.913	0.955	0.925

2017/1995	1.008	0.885	0.909	0.804	0.810

Fonte: elaboração do autor.

A Tabela 5.5 apresenta as mudanças na ecoeficiência entre 1995 e 2017 por grupos de municípios de acordo com a evolução da composição da área plantada. Observa-se que, quando incorporadas as externalidades ambientais, a fronteira tecnológica ficou praticamente estagnada no período. Isso sugere que aqueles ganhos observados na fronteira tecnológica quando desconsiderados os aspectos ambientais da atividade foram mitigados por um aumento dos impactos ambientais decorrentes do desenvolvimento tecnológico do setor agropecuário.

Ao lado disso, as mudanças na ecoeficiência técnica foram desfavoráveis para todos os grupos, embora ganhos de escala tenham amenizado o retrocesso na ecoeficiência técnica total naqueles municípios em que predomina o cultivo de lavouras temporárias. Nota-se, também neste caso, que a evolução da ecoeficiência foi ainda mais desfavorável do que a evolução da eficiência – a sugerir que os aspectos ambientais da atividade agropecuária vêm sendo negligenciados nas últimas décadas, muito devido ao fato de as externalidades não afetarem diretamente o desempenho econômico.

Tabela 5.5 - Resultados da análise de Malmquist-DEA para a dinâmica da ecoeficiência da agropecuária nos municípios brasileiros entre 1995 e 2017, agrupados por área predominante na composição da atividade

Área produtiva predominante no município		número de municípios	techch	effch	pech	sech	tfpch
1995	2017						
A. Sem alteração		3027	0.993	0.800	0.860	0.931	0.795
Pastagens Plantadas		1013	0.993	0.774	0.851	0.911	0.769
Pastagens Naturais		1011	0.993	0.719	0.819	0.878	0.714
Lavouras Temporárias		876	0.996	0.883	0.870	1.016	0.880
Lavouras Permanentes		127	0.994	0.810	0.841	0.963	0.805
B. Alteração entre Pastagens		891	0.991	0.775	0.857	0.904	0.768
Pastagens Plantadas	Pastagens Naturais	234	0.993	0.791	0.852	0.928	0.785
Pastagens Naturais	Pastagens Plantadas	657	0.990	0.770	0.859	0.896	0.762
C. Alteração entre Lavouras		83	0.995	0.934	0.921	1.014	0.930
Lavouras Permanentes	Lavouras Temporárias	47	0.998	0.982	0.945	1.039	0.980
Lavouras Temporárias	Lavouras Permanentes	36	0.990	0.876	0.892	0.982	0.867
D. Alteração de Pastagens para Lavouras		702	0.996	0.868	0.870	0.998	0.864
Pastagens Naturais	Lavouras Permanentes	97	0.994	0.903	0.932	0.969	0.897
Pastagens Naturais	Lavouras Temporárias	231	0.999	0.756	0.794	0.953	0.755
Pastagens Plantadas	Lavouras Permanentes	39	1.003	0.658	0.710	0.926	0.660
Pastagens Plantadas	Lavouras Temporárias	335	0.994	0.974	0.929	1.049	0.969
E. Alteração de Lavouras para Pastagens		221	0.995	0.735	0.819	0.897	0.731
Lavouras Permanentes	Pastagens Naturais	27	0.997	0.761	0.813	0.936	0.758
Lavouras Permanentes	Pastagens Plantadas	22	1.005	0.735	0.898	0.819	0.739
Lavouras Temporárias	Pastagens Naturais	112	0.995	0.690	0.799	0.865	0.687
Lavouras Temporárias	Pastagens Plantadas	60	0.993	0.813	0.835	0.974	0.807

Fonte: elaboração do autor.

5.4 Análise dos resultados

Tal como os resultados alcançados nas análises realizadas nos capítulos anteriores, os modelos Malmquist-DEA utilizados neste capítulo sugerem que o avanço tecnológico tem possibilitado ganhos importantes de produtividade na agropecuária brasileira, alçando-a para uma posição de *player* global, mas com um crescente custo econômico e, sobretudo, ambiental.

A Tabela 5.6 apresenta a evolução da relação entre receitas totais e área produtiva nos estabelecimentos agropecuários nos municípios brasileiros entre 1995 e 2017. Nota-se, primeiramente, que as receitas apresentaram crescimento maior nos municípios em que houve alteração na composição da área plantada; e que esse crescimento foi mais significativo nos municípios que redirecionaram suas atividades

de pastagens para lavouras. Nota-se também que, naquele conjunto de municípios em que não houve alteração na área predominante de atividade, as receitas tiveram incremento significativamente maior nos municípios em que predominam pastagens plantadas. Esses desenvolvimentos são decorrentes daquele movimento de substituição de grandes áreas de pastagens para pecuária extensiva por lavouras temporárias ou por atividades pecuárias mais intensivas de tecnologias, como abordado na seção 5.1.

Tabela 5.6 - RECEITAS dos estabelecimentos agropecuários por ÁREA utilizada na produção, em R\$ mil de 2017 deflacionados pelo deflator implícito do PIB-Agro

		1995	2006	2017	Δ 2017 / 1995 (%)
Total		954	1.363	1.740	82%
Municípios sem alteração na composição da área plantada	Pastagens Naturais	585	861	1.098	88%
	Pastagens Plantadas	540	776	1.221	126%
	Lavouras Permanentes	2.476	4.277	3.698	49%
	Lavouras Temporárias	3.139	4.263	4.893	56%

Total		1.045	1.700	2.462	136%
Municípios com alteração na composição da área plantada	Entre Pastagens	605	923	1.267	110%
	Entre Lavouras	4.747	5.508	6.179	30%
	De Pastagens para Lavouras	1.313	2.209	3.427	161%
	De Lavouras para Pastagens	2.020	2.583	2.316	15%

Fonte: elaboração do autor.

A Tabela 5.7, por sua vez, apresenta a evolução das despesas totais pela área produtiva nos estabelecimentos agropecuários dos municípios. Observa-se que o aumento de despesas foi igualmente mais expressivo dos conjuntos de municípios que tiveram maior aumento de receitas (ou seja, naqueles que preservaram pastagens plantadas como área predominante e nos que redirecionaram áreas de pastagens para lavouras).

Tabela 5.7 - DESPESAS dos estabelecimentos agropecuários por ÁREA utilizada na produção, em R\$ mil de 2017 deflacionados pelo deflator implícito do PIB-Agro

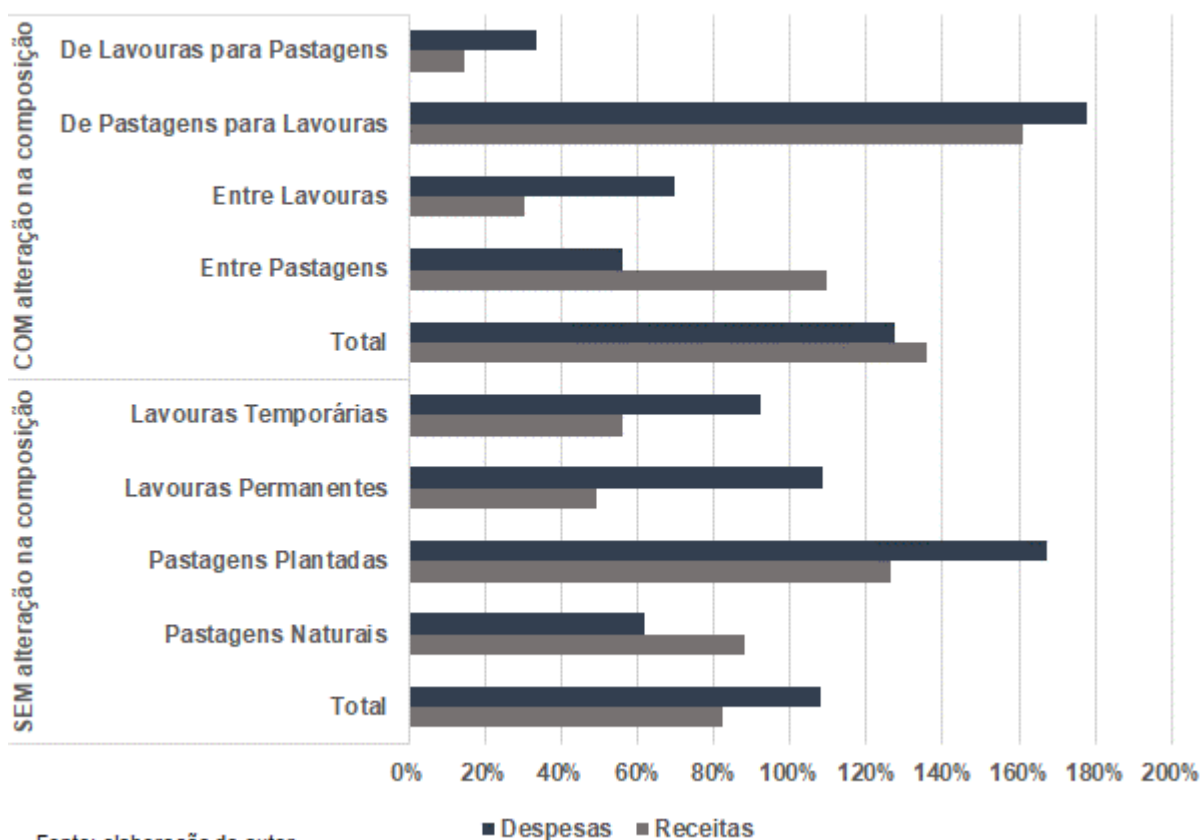
		1995	2006	2017	Δ 2017 / 1995 (%)
Total		663	980	1.380	108%
Municípios sem alteração na composição da área plantada	Pastagens Naturais	490	497	793	62%
	Pastagens Plantadas	357	592	956	168%
	Lavouras Permanentes	1.136	1.571	2.367	108%
	Lavouras Temporárias	2.142	3.312	4.116	92%

Total		863	1.337	1.961	127%
Municípios com alteração na composição da área plantada	Entre Pastagens	659	811	1.030	56%
	Entre Lavouras	2.880	2.595	4.892	70%
	De Pastagens para Lavouras	982	1.807	2.725	178%
	De Lavouras para Pastagens	1.258	1.319	1.679	33%

Fonte: elaboração do autor.

Nota-se, ademais, que a taxa de crescimento das despesas, nestes conjuntos de municípios, foi maior do que a taxa de crescimento das receitas no período de 1995 a 2017 – situação que, tendo sido observada na maior parte dos municípios (Gráfico 5.6), foi responsável pela evolução desfavorável da eficiência técnica no período analisado, como argumentado na seção 5.3.1. Por fim, observa-se que tanto as receitas como as despesas por área são significativamente mais elevadas nos municípios em que predominam lavouras, sobretudo temporárias (o mesmo ocorrendo com o uso de máquinas e implementos agrícolas).

Gráfico 5.6 - Crescimento, de 1995 a 2017, das receitas e despesas nos estabelecimentos agropecuários dos municípios brasileiros, agrupados pela composição da área produtiva



A Tabela 5.8 apresenta as despesas com agrotóxicos por área nos estabelecimentos agropecuários dos municípios. Essas despesas são bem mais intensas nos municípios em que predominam lavouras, sobretudo temporárias; e têm apresentado crescimento bastante expressivo nos municípios que redirecionaram suas atividades para lavouras temporárias. Isso explica, em boa medida, o deslocamento desfavorável das medidas de eficiência nesses municípios no período de 1995 a 2017; e ilustra o argumento de que o elevado gasto com insumos intermediários impacta a eficiência da agropecuária nos municípios brasileiros (como argumentado no Capítulo 4).

Tabela 5.8 - Despesas dos estabelecimentos com AGROTÓXICOS por ÁREA utilizada na produção, em R\$ mil de 2017 deflacionados pelo deflator implícito do PIB-Agro

		1995	2006	2017	Δ 2017 / 1995 (%)
Total		33	43	97	192%
Municípios sem alteração na composição da área plantada	Pastagens Naturais	16	11	25	55%
	Pastagens Plantadas	14	17	37	170%
	Lavouras Permanentes	46	56	118	157%
	Lavouras Temporárias	142	203	478	236%

Total		73	141	335	359%
Municípios com alteração na composição da área plantada	Entre Pastagens	27	30	73	168%
	Entre Lavouras	362	383	522	44%
	De Pastagens para Lavouras	111	280	625	463%
	De Lavouras para Pastagens	151	74	220	46%

Fonte: elaboração do autor.

As demais variáveis de externalidades ambientais utilizadas nos modelos, como as mudanças em áreas protegidas e no índice de impacto na biodiversidade (Tabela 5.9), também mostram evolução desfavorável para a ecoeficiência.

Tabela 5.9 - Evolução do índice de impacto na BIODIVERSIDADE da agropecuária nos municípios brasileiros, escala de zero (menor impacto) a um (maior impacto)

		1995	2006	2017	Δ 2017 / 1995 (%)
Total		0,31	0,32	0,36	18%
Municípios sem alteração na composição da área plantada	Pastagens Naturais	0,28	0,31	0,30	4%
	Pastagens Plantadas	0,28	0,30	0,33	17%
	Lavouras Permanentes	0,41	0,42	0,41	-1%
	Lavouras Temporárias	0,35	0,38	0,42	20%

Total		0,30	0,32	0,35	18%
Municípios com alteração na composição da área plantada	Entre Pastagens	0,29	0,30	0,32	13%
	Entre Lavouras	0,33	0,32	0,39	19%
	De Pastagens para Lavouras	0,28	0,32	0,38	35%
	De Lavouras para Pastagens	0,37	0,37	0,35	-4%

Fonte: elaboração do autor.

As análises realizadas neste capítulo indicam que as transformações recentes na agropecuária brasileira resultaram (i) do redirecionamento da produção (agrícola e pecuária) para atividades mais intensivas em tecnologias e (ii) da abertura de novas fronteiras agrícolas concentrada na produção em larga escala de monoculturas, sobretudo soja.

A principal motivação dos produtores para promoverem essas transformações foi o aumento da renda com a produção agropecuária. Essas transformações promoveram uma intensificação da atividade agropecuária, com expansão da produtividade, e resultaram em maior retorno econômico. Mas o alto custo dessa intensificação limitou ganhos em termos de eficiência relativa e, pelo seu elevado impacto ambiental, resultou em piora nos índices de ecoeficiência relativa na maior parte dos municípios brasileiros – o que suscita questionamentos quanto à sustentabilidade da atividade agropecuária brasileira no longo prazo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ecoeficiência está assentada em dois pilares: produtividade e sustentabilidade. Na agropecuária, ela pressupõe a capacidade de ofertar alimentos em quantidade suficiente, minimizando o uso os recursos naturais e os impactos sobre o meio ambiente. Ou seja, presume que a oferta presente de alimentos seja capaz de atender à demanda sem gerar externalidades que resultem em insuficiência da capacidade futura de oferta.

Alcançar a ecoeficiência na agropecuária é desafiador, num contexto de crescente demanda global por alimentos e intensificação de eventos climáticos extremos (que tornam a oferta de alimentos sujeita a maior instabilidade). Nessas circunstâncias, a perspectiva de longo prazo para o fornecimento de alimentos precisa levar em consideração a sustentabilidade da atividade agropecuária, mas sem negligenciar o atendimento à demanda no curto prazo.

Os modelos trabalhados nesta dissertação apresentam diversas limitações para analisar a sustentabilidade da atividade agropecuária brasileira sob a perspectiva da ecoeficiência. A principal limitação, extensivamente reconhecida na literatura, é a disponibilidade de séries estatísticas abrangentes, confiáveis e harmonizadas.

As estatísticas utilizadas são suficientes para evidenciar que a produção brasileira de alimentos tem crescido a um ritmo significativo, capaz de assegurar o atendimento à demanda presente. Além de atender ao consumo doméstico, a agropecuária brasileira tem gerado excedente em abundância, ampliando a relevância da agropecuária brasileira no atendimento à demanda global por alimentos e matéria prima.

Por outro lado, os modelos ainda carecem de um conjunto mais amplo de estatísticas para possibilitar uma análise conclusiva da sustentabilidade da atividade agropecuária brasileira. A elaboração de cenários futuros que poderiam avaliar se a intensificação da atividade agropecuária seria sustentável demandaria séries temporais mais extensas e mais confiáveis.

As estatísticas trabalhadas nesta dissertação apresentam espaçamento temporal muito amplo – pois as versões mais recentes dos censos agropecuários são

intervaladas por mais de dez anos. Ademais, o número de observações temporais, limitado às três versões mais recentes dos censos agropecuários (1995, 2006 e 2017), também parece insuficiente para a construção de cenários consistentes. Por fim, a maior parte das estatísticas utilizadas é oriunda de pesquisas censitárias, estando sujeita a imprecisões declaratórias.

Outra limitação importante diz respeito aos próprios modelos de Análise Envoltória de Dados (DEA). Por se tratar de modelos determinísticos, a inclusão ou exclusão de variáveis estatísticas ou unidades produtivas podem gerar resultados diferentes, possivelmente dificultando a comparação analítica dos resultados.

Não obstante essas limitações, os métodos e as estatísticas utilizados nesta dissertação são suficientes para uma inferência preliminar sobre a dinâmica da ecoeficiência agropecuária brasileira, a sugerir que os municípios brasileiros têm intensificado a capacidade de oferta às custas de sua sustentabilidade. Ou seja, têm empenhado esforços significativos para ampliar os ganhos econômicos no presente, possivelmente negligenciando os riscos à capacidade de oferta futura.

A intensificação da atividade agrícola nas últimas décadas, concentrada em monoculturas e na pecuária de precisão, trouxe ampliação relevante das receitas e impulsionou as exportações. Mas vem incorrendo em custos econômicos elevados, que têm provocado compressão de margens de lucro no setor agropecuário, tornando crescente o número de municípios em que as despesas dos estabelecimentos agropecuários passaram a superar as receitas – situação de prejuízo financeiro que pode, no longo prazo, inviabilizar a atividade desses estabelecimentos.

Ademais, a intensificação da atividade agropecuária vem exercendo relevante pressão sobre o meio ambiente. As análises realizadas no Capítulo 3 revelaram a importância das condições climáticas e dos sistemas fluviais na produtividade da agricultura brasileira, sobretudo num contexto em que cenários climáticos indicam que o aquecimento da superfície terrestre tende a tornar mais áridas as regiões intertropicais (BURKE e TANUTAMA, 2019), o que impactaria severamente a produtividade e a eficiência da agropecuária em diversas das regiões produtoras brasileiras (GOUEL e LABORDE, 2018).

Assim, seria oportuno que as atividades agropecuárias contribuíssem para resguardar o patrimônio ambiental brasileiro, garantindo, em particular, a preservação de nascentes, mananciais e cursos de água naturais. As queimadas, o aumento do desmatamento e o uso desmedido de produtos químicos são práticas, ainda muito comuns, que são contraproducentes para assegurar a sustentabilidade da atividade agropecuária. Outrossim, iniciativas para recuperar áreas degradadas, preservar a biodiversidade e promover a conscientização de práticas sustentáveis são desejáveis para perpetuar a relevância da agropecuária brasileira no atendimento à demanda global por alimentos.

Assim, os resultados das pesquisas realizadas nesta dissertação permitem algumas análises conclusivas sobre a dinâmica da ecoeficiência na agropecuária brasileira – instigando questionamentos que podem contribuir para a discussão sobre a sustentabilidade da atividade agropecuária brasileira.

O desenvolvimento tecnológico e os ganhos de produtividade observados no setor nas últimas décadas têm conferido maior importância econômica e política ao agronegócio brasileiro, que têm ganhado competitividade e influência nos mercados internacionais. Mas o custo desse maior protagonismo, sobretudo em termos ambientais, pode resultar numa piora de eficiência e competitividade no longo prazo?

Ademais, qual é o papel que o setor agropecuário deve perseguir? Ser a força motriz da economia brasileira e receber atenção prioritária na formulação de políticas públicas? Ou buscar um desenvolvimento mais equilibrado, capaz de preencher as demandas doméstica e externa por alimentos sem causar efeitos colaterais adversos a outros segmentos da economia e da sociedade?

A análise da ecoeficiência proposta neste trabalho procurou contribuir para instigar a pesquisa acadêmica a responder a esses questionamentos.

REFERÊNCIAS

ALDANONDO-OCHOA, A. M.; CASASNOVAS-OLIVA, V. L.; ARANDIA-MIURA, A. Environmental efficiency and the impact of regulation in dryland organic vine production. **Land Use Policy**, v. 36, p. 275–284, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.08.010>>.

ALEXANDRATOS., N.; BRUINSMA, J. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision Global Perspective Studies Team FAO Agricultural Development Economics Division. **Agricultural Development Economics (ESA) The Food and Agriculture Organization of the United Nations Viale delle Terme di Caracalla 00153 Rome, Italy**, n. Query date: 2017-11-06, 2012. Disponível em: <https://publik.tuwien.ac.at/files/publik_261673.pdf>.

ALIGLERI, L. M.; ALIGRELI, L. A.; KRUGLIANSKAS, I. **Gestão socioambiental: responsabilidade e sustentabilidade do negócio**. São Paulo: Editora Atlas, 2009.

ALVES, E.; PASTORE, J. **O papel da tecnologia na expansão agrícola**. Jornal O Estado de São Paulo, 10/12/1972.

ANDA, Associação Nacional para Difusão de Adubos. **Setor de Fertilizantes: Anuário Estatístico, 2017**. < <http://anda.org.br/wp-content/uploads/2018/10/ANDA-CAPA-2017.pdf>>

BALSAN, R. Agricultura Brasileira: Decurrent Impacts of the Agriculture. **CAMPO-TERRITÓRIO: revista de geografia agrária**, v. 1, n. 2, p. 123-151, ago, p. 123–151, 2006.

BANKER, R.D.; CHARNES, A.; COOPER, W.W. Some models for the estimation of technical and scale inefficiencies in Data Envelopment Analysis. **Management Science** 30, 1078–1092, 1984.

BAYLIS, K.; GONG, Y; KOZAK, R.; BULL, G. Farmers' risk preferences and pesticide use decisions: evidence from field experiments in China. **Agricultural Economics**. V. 47. Issue 4. Pg. 411-421. Jul/2016.

BELIK, W. Mudanças no padrão de intervenção do Estado no complexo agroindustrial brasileiro. **Raízes**, v. 17, n. 18, p. 9–25, 1998.

BENGTSSON, J.; SEDDON, J. Cradle to retailer or quick service restaurant gate life cycle assessment of chicken products in Australia. *Journal of Cleaner Production*, v. 41, p. 291–300, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.09.034>>. BAYLIS, K.; GONG, Y; KOZAK, R.; BULL, G. Farmers' risk preferences and pesticide use decisions: evidence from field experiments in China. **Agricultural Economics**. V. 47. Issue 4. Pg. 411-421. Jul/2016.

BONNY, S. A Padronização tecnológica na agricultura: formas, origem e perspectivas a partir do caso francês. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v. 10, n. 1/3., p. 9-34, 1993.

BRUNDTLAND, G.H. et al. United Nations. Report of the World Commission on Environment and Development: **Our Common Future**. New York, Oxford University Press, 1987.

BUAINAIN, A. M.; ALVES, E.; SILVEIRA, J. M. da; NAVARRO, Z. Sete teses sobre o mundo rural brasileiro. **Revista de Política Agrícola**, v. 22, n. 2, p. 105–121, 2013. Disponível em: <<https://seer.sede.embrapa.br/index.php/RPA/article/view/311>>.

BURKE, M.; TANUTAMA, V. Climatic Constraints on Aggregate Economic Output. **King Center on Global Development**, Working Paper 1044, Stanford, 2019. Disponível em: <<https://kingcenter.stanford.edu/sites/default/files/publications/wp1044.pdf>>.

BUZATO, H. C.; CARDOSO, R.C.; FAVARETO, A.; MAGALHÃES, C.; GARCIA-DRIGO, I.; SOUZA L. I. A soja no Matopiba: contradições do modelo de desenvolvimento, risco e perspectivas para a conservação do Cerrado. **Sustentabilidade e Debate**, n.6, Imaflora, Junho de 2018.

CALLENS, I.; TYTECA D. Towards indicators of sustainable development for firms. A productive efficiency perspective. **Ecological Economics** 28, 41-53, 1999.

CAVES, D. W.; CHRISTENSEN, L. R.; DIEWERT, W. E. The economic theory of index numbers and the measurement of input, output, and productivity. **Econometrica**, v. 50, n. 6, p. 1393-1414, 1982.

CHARNES, A.; COOPER, W. W.; RHODES, E. Measuring the efficiency of decision making units. **European Journal of Operational Research**, v. 2, n. 6, p. 429–444, 1978.

CHRISTENSEN, L. Concepts and measurement of agricultural productivity. **American Journal of Agricultural Economics** 57(5), pp.910-915, 1975.

COELHO JUNIOR, L. M. Concentração regional do valor bruto de produção da banana do Paraná, Brasil (1995 a 2010). **Ciência Rural**, v. 43, n. 12, p. 2304–2310, 2013.

COMIN, D. (2010) Total factor productivity. In: Durlauf S.N., Blume L.E. (eds) Economic Growth. **The New Palgrave Economics Collection**. Palgrave Macmillan, London, 2010.

CORRADO, S.; CASTELLANI, V.; ZAMPORI, L.; SALA, S. Systematic analysis of secondary life cycle inventories when modelling agricultural production: A case study for arable crops. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 3990–4000, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.179>>.

COSTA, M. P.; SCHOENEBOOM, J. C.; OLIVEIRA, S. A.; VIÑAS, R. S.; DE MEDEIROS, G. A. A socio-eco-efficiency analysis of integrated and non-integrated crop-livestock-forestry systems in the Brazilian Cerrado based on LCA. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 1460–1471, 2018.

DELGADO, G. C. Expansão e modernização do setor agropecuário no pós-guerra: um estudo da reflexão agrária. **Estudos Avançados**, v. 15, n. 43, p. 157–172, 2001.

DHARMASIRI, L. M. Measuring Agricultural Productivity Using the Average Productivity Index (API). **Sri Lanka Journal of Advanced Social Studies**, v. 1, n. 2, 2012.

DIAS-FILHO, M.B. Desafios da Produção Animal em Pastagens na Fronteira Agrícola Brasileira. **Cadernos Embrapa**, No.382, Março de 2012.

EHRENFELD, J.R. Eco-efficiency: Philosophy, Theory, and Tools. **Journal of Industrial Ecology**. Volume 9 Issue 4, pp. 6-8, 2005.

EHRlich, P. R.; EHRlich, A. H. Can a collapse of global civilization be avoided? Paul R. Ehrlich and Anne H. Ehrlich. **Proceedings of Royal Society** (London) B., v. 280, p. 20122845, 2013.

FANG, D. RICHARDS, T.; RICKARD, B.J. Optimal Licensing of Agricultural Patents: Fees versus Royalties. **Journal of Agricultural and Resource Economics** 40(1):1–22 ISSN 1068-5502. Jan/2015.

FAO, The Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The State of Food Security and Nutrition in the World: Building Climate Resilience for Food Security and Nutrition**. 2018.

FAO, The Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Review of World Water Resources by Country**. Rome, 2003.

FAOSTAT, The Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistics Database. **Food and Agriculture Data**. Disponível em <<http://www.fao.org/faostat/en/#home> > Acesso em: 30/03/2019.

FARE, B. R.; GROSSKOPF, S.; NORRIS, M. American Economic Association Productivity Growth, Technical Progress, and Efficiency Change in Industrialized Countries. **The American Economic Review**, Vol. 84 , No 1, pp.66-83, Mar/1994.

FARRELL, M. J. The measurement of productive efficiency. **Journal of the Royal Statistic Society**, Series A (General), v. 120, p. 253-290, 1957.

FAVARETO, A. Um contraponto à tese da “argentinização” do desenvolvimento rural no Brasil. In: **O mundo rural no Brasil do século 21: a formação de um novo padrão agrário e agrícola / Antônio Márcio Buainain, Eliseu Alves, José Maria da Silveira, Zander Navarro – Brasília, DF: Embrapa, 2014.**

GASQUES, J. G.; BASTOS, E. T.; BACCHI, M. R. P.; VALDES, C. **Produtividade total dos fatores e transformações da agricultura brasileira: análise dos dados dos Censos Agropecuários**. In: ENCONTRO NACIONAL DE ECONOMIA - ANPEC, 38, 2010.

GASQUES, J. G.; BACCHI, M. R. P.; BASTOS, E. T. Crescimento e Produtividade da Agricultura Brasileira. **Carta de Conjuntura**, v. 38, n. 1o trimestre, p. 1–9, 2018. Disponível em: <<http://www.ipea.gov.br/cartadeconjuntura/index.php/2018/03/02/crescimento-e-produtividade-da-agricultura-brasileira-de-1975-a-2016/>>.

GEORGESCU-ROEGEN, N. “The economics of production” Richard T Ely lecture. **American Economic Review**, Papers and Proceedings, 60, 2, pp.1-9, 1970.

_____ "Energy and Economic Myths," **Energy and Economic Myths**, New York: Permagon Press, 1976.

GOMES, E. G. Uso de modelos de DEA em agricultura: revisão da literatura. **ENGEVISTA**, v. 10, n. 1, p. 27–51, 2003.

GOUEL, C.; LABORDE, D. The Crucial Role of International Trade in Adaptation to Climate Change. **NBER Working Paper Series**, p. 1–50, 2018. Disponível em: <<http://www.nber.org/papers/w25221>>.

GRAZIANO DA SILVA, José. A industrialização e a urbanização da agricultura. **São Paulo em perspectiva**. São Paulo, v.7, n.3, p. 2-10, jul./set./1993.

GUJARATI, D.N.; PORTER, D.C. **Econometria Básica**. 5a Edição. Editora McGraw Hill, 2011.

HALKOS, G. E.; TZEREMES, N. G.; KOURTZIDIS, S. A. Measuring Sustainability Efficiency Using a Two-Stage Data Envelopment Analysis Approach. **Journal of Industrial Ecology**, v. 20, n. 5, p. 1159–1175, 2016.

HE, J.; WAN, Y.; FENG, L.; AI, J.; WANG, Y. An integrated data envelopment analysis and emergy-based ecological footprint methodology in evaluating sustainable development, a case study of Jiangsu Province, China. **Ecological Indicators**, v. 70, p. 23–34, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.042>>.

HELFAND, S.M.; LEVINE, E.S. Farm size and the determinants of productive efficiency in the Brazilian Center-West. **Agricultural Economics** 31 (2004) 241–249, 2004.

HEREDIA, Beatriz; PALMEIRA, Moacir; LEITE, Sérgio Pereira. Sociedade e Economia do "Agronegócio" no Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 25, n. 74, pp.159- 176, 2010.

HERRERA, G.P.; LOURIVAL, R.; BRITO DA COSTA, R; MENDES, D.R.F.; MOREIRA, T.B.S.; ABREU, U.G.P.; CONSTANTINO, M. Econometric analysis of income, productivity and diversification among smallholders in Brazil. **Land Use Policy**, Volume 76, July 2018, Pages 455-459.

HOCHMAN, Z.; PRESTWIDGE, D.; CARBERRY, P. S. Crop sequences in Australia's northern grain zone are less agronomically efficient than implied by the sum of their parts. **Agricultural Systems**, v. 129, p. 124–132, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.06.001>>.

HOPEWELL, K. The transformation of state-business relations in an emerging economy: The case of Brazilian agribusiness. **Critical perspectives on international business**, v. 10, n. 4, p. 291-309, 2014.

IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Relatório de comercialização de agrotóxicos, 2017**. <<https://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>>

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Potencialidade agrícola dos solos. **Atlas Nacional do Brasil** – Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <<https://mapas.ibge.gov.br/tematicos/solos>>.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Contas econômicas ambientais da água: Brasil 2013-2015** – Rio de Janeiro: IBGE, 2015. Disponível em: < https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101555_informativo.pdf >.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Sistema de Contas Nacionais** – Rio de Janeiro: IBGE, 2018. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais.html> > Acesso em 10/04/2018.

ILO, International Labor Organization. **Labour Force Estimates and Projections: Key Trends**. Disponível em < <https://www.ilo.org/ilostat-files/Documents/LFEPbrief.pdf> > 2018. Acesso em 30/08/2018.

INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. **Temperatura Média Annual, 2017**. Disponível em < <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/page&page=anomaliaTempMediaAnual> >. Acesso em 30/06/2019.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. < <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/> >. 2006.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. **AR5 Synthesis Report: Climate Change 2014**. Disponível em < <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/> >. 2014. Acesso em 18/04/2018.

ISO, International Organization for Standardization. **ISO/TC 207/SC 1, Environmental Management Systems**. 2012.

JAN, P.; DUX, D.; LIPS, M.; ALIG, M.; DUMONDEL, M. On the link between economic and environmental performance of Swiss dairy farms of the alpine area. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, n. 6, p. 706–719, 2012.

JANUS, H.; HOLZAPFEL, S. **Improving Education Outcomes by Linking Payments to Results: An Assessment of Disbursement-linked Indicators in five Results-based Approaches**. German Development Institute, Working Paper 2 / 2015.

KOVACH, J.; PETZOLDT, C; DEGNI, J.; TETTE, J. A method to measure the environmental impact of pesticides. **New York Food and Life Science Bulletin**. Number 139. New York, 1992.

KUOSMANEN, N. Estimating stocks and flows of nitrogen: Application of dynamic nutrient balance to European agriculture. **Ecological Economics**, v. 108, p. 68–78, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.10.008>>.

KUOSMANEN, N.; KUOSMANEN, T. Modeling cumulative effects of nutrient surpluses in agriculture: A dynamic approach to material balance accounting. **Ecological Economics**, v. 90, p. 159–167, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.03.016>>.

KUOSMANEN, T. Measurement and Analysis of Eco-efficiency: An Economist's Perspective. **Journal of Industrial Ecology**, v. 9, n. 4, p. 15–18, 2005. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1162/108819805775248025>>.

KUOSMANEN, T.; KORTELAINEN, M. Measuring Eco-efficiency of Production with Data. **Journal of Industrial Ecology**, v. 9, n. 4, p. 59–72, 2005.

KYDLAND, E. ; PRESCOTT, E.C. Time to Build and Aggregate Fluctuations. **Econometrica**, Vol. 50, No. 6 (Nov., 1982), pp. 1345-1370

LAURENTI, A. C.; PELLINI, T.; TELLES, T. S. Evolução da Ocupação e do Rendimento das Pessoas no Espaço Rural Brasileiro no Período de 2001 a 2009. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 53, n. 2, p. 321–342, 2015.

LEONTIEF, W. Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach. **The Review of Economics and Statistics**, Vol. 52, No. 3, pp. 262-271, Ago/1970.

LITTIG, B.; GRIESSLER, E. Social sustainability: a catchword between political pragmatism and social theory. **International Journal of Sustainable Development**, v. 8, n. 1/2, p. 65, 2005. Disponível em: <<http://www.inderscience.com/link.php?id=7375>>.

MALMQUIST, S. Index numbers and indifference surfaces. **Trabajos de Estadística**, v. 4, n. 2, p. 209-242, 1953.

MARTINE, George. **A trajetória da modernização agrícola: a quem beneficia?**. Lua Nova, n.23, p. 7-37, 1991.

MARTINELLI, L. A.; JOLY, C. A.; NOBRE, C. A.; SPAROVEK, G. A falsa dicotomia entre a preservação da vegetação natural e a produção agropecuária. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 323–330, 2010.

MASUDA, K. Measuring eco-efficiency of wheat production in Japan: A combined application of life cycle assessment and data envelopment analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 126, p. 373–381, 2016.

MAZOYER, Marcel; ROUDART, Laurence. Crise agrária e crise geral. In: MAZOYER, Marcel; ROUDART, Laurence. **História das agriculturas no mundo: do neolítico à crise contemporânea**. [tradução de Cláudia F. Falluh Balduino Ferreira]. – São Paulo: Editora UNESP; Brasília, DF: NEAD, 2010. p. 491-549.

MELLO, J.C.C.B.S., ANGULO-MEZA, L., GOMES, E.G.; BIONDI NETO, L. Curso de Análise Envoltória de Dados. **XXXVII Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional**. Gramado-RS, Set/2005.

MENEGATTI, A. L. A.; BARROS, A. L. M. de. Análise comparativa dos custos de produção entre soja transgênica e convencional: um estudo de caso para o Estado do Mato Grosso do Sul. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 45, n. 1, p. 163–183, 2007.

MUKHERJEE, S. Crop Diversification and Risk: An Empirical Analysis of Indian States. **Munich Personal RePEc Archive**, n. 11767, 2012.

MÜLLER, K.; HOLMES, A.; DEURER, M.; CLOTHIER, B. E. Eco-efficiency as a sustainability measure for kiwifruit production in New Zealand. **Journal of Cleaner Production**, v. 106, p. 333–342, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.049>>.

NEMECEK, T.; DUBOIS, D.; HUGUENIN-ELIE, O.; GAILLARD, G. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. **Agricultural Systems**, v. 104, n. 3, p. 217–232, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2010.10.002>>.

NIERO, M.; INGVORDSEN, C. H.; PELTONEN-SAINIO, P.; JALLI, M.; LYNGKJÆR, M. F.; HAUSCHILD, M. Z.; JØRGENSEN, R. B. Eco-efficient production of spring barley in a changed climate: A Life Cycle Assessment including primary data from future climate scenarios. **Agricultural Systems**, v. 136, p. 46–60, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.02.007>>.

OECD. **National Soil Surface Nitrogen Balances**. p. 20, 2001.

ONU, United Nations Population Division. **World Population Prospects 2017**. Disponível em < <https://population.un.org/wpp/>>. Acesso em 30/11/2017.

PAGANI, R.N.; KOVALESKI, J.L.; RESENDE, L.M. Methodi Ordinatio: a proposed methodology to select and rank relevant scientific papers encompassing the impact factor, number of citation, and year of publication. **Scientometrics** (2015) 105: 2109. <https://doi.org/10.1007/s11192-015-1744-x>.

PANG, J.; CHEN, X.; ZHANG, Z.; LI, H. Measuring eco-efficiency of agriculture in China. **Sustainability** (Switzerland), v. 8, n. 4, 2016.

PATER, L. R.; CRISTEA, S. L. Systemic Definitions of Sustainability, Durability and Longevity. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, v. 221, p. 362–371, 2016. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1877042816301999>>.

PEIXOTO, R.; SILVA, D.; BARICELO, L. G.; DE, C. E.; VIAN, F. ESTOQUE BRASILEIRO DE TRATORES AGRÍCOLAS: evolução e estimativas de 1960 a 2016 1 BRAZILIAN STOCK OF FARMING TRACTORS: EVOLUTION AND ESTIMATES 1960-2016 PERIOD. **Revista de Economia Agrícola**, v. 62, n. 2, p. 21–35, 2015. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/ftp/iea/rea/2015/rea2-02.pdf>>.

PEREIRA, Á.; CARBALLO-PENELA, A.; GONZÁLEZ-LÓPEZ, M.; VENCE, X. A case study of servicizing in the farming-livestock sector: Organisational change and potential environmental improvement. **Journal of Cleaner Production**, v. 124, p. 84–93, 2016.

PICAZO-TADEO, A. J.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; REIG-MARTÍNEZ, E. Assessing farming eco-efficiency: A Data Envelopment Analysis approach. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 4, p. 1154–1164, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.025>>.

POKHREL, A.; SONI, P. Performance analysis of different rice-based cropping systems in tropical region of Nepal. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 70–79, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.035>>.

REBOLLEDO-LEIVA, R.; ANGULO-MEZA, L.; IRIARTE, A.; GONZÁLEZ-ARAYA, M. C. Joint carbon footprint assessment and data envelopment analysis for the reduction of greenhouse gas emissions in agriculture production. **Science of the Total Environment**, v. 593–594, p. 36–46, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.147>>.

REPAR, N.; JAN, P.; DUX, D.; NEMECEK, T.; DOLUSCHITZ, R. Implementing farm-level environmental sustainability in environmental performance indicators: A combined global-local approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 140, p. 692–704, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.022>>.

RODRIGUES, G. S.; RODRIGUES, I. A.; BUSCHINELLI, C. C. de A.; DE BARROS, I. Integrated farm sustainability assessment for the environmental management of rural activities. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 30, n. 4, p. 229–239, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2009.10.002>>.

ROSANO PEÑA, C.; SERRANO, A. L. M.; DE BRITTO, P. A. P.; FRANCO, V. R.; GUARNIERI, P.; THOMÉ, K. M. Environmental preservation costs and eco-efficiency in Amazonian agriculture: Application of hyperbolic distance functions. **Journal of Cleaner Production**, v. 197, p. 699–707, 2018.

SANJUAN, N.; RIBAL, J.; CLEMENTE, G.; FENOLLOSA, M. L. Measuring and Improving Eco-efficiency Using Data Envelopment Analysis: A Case Study of Mahón-Menorca Cheese. **Journal of Industrial Ecology**, v. 15, n. 4, p. 614–628, 2011.

SCHMIDHEINY, S. **Changing course**: A global business perspective on development and the environment. MIT press, 1992

SEEG, Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa – 2018. Disponível em: <http://plataforma.seeg.eco.br/total_emission#>. Acesso em 19/08/2018.

SHORTALL, O. K.; BARNES, A. P. Greenhouse gas emissions and the technical efficiency of dairy farmers. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 478–488, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.022>>.

SOUZA, G. da S. e; GOMES, E. G. Scale of operation, allocative inefficiencies and separability of inputs and outputs in agricultural research. **Pesquisa Operacional**, v. 33, n. 3, p. 399–415, 2013.

SPELLERBERG, I. A. N. F.; FEDOR, P. J. Spellerberg_2003_ **A Tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a Plea for More Rigorous Use of Species Richness**. p. 177–179, 2003.

TENDALL, D. M.; GAILLARD, G. Environmental consequences of adaptation to climate change in Swiss agriculture: An analysis at farm level. **Agricultural Systems**, v. 132, p. 40–51, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.09.006>>.

TOBIN, J. Estimation of Relationships for Limited Dependent Variables. **Econometrica**, Vol. 26, No. 1 (Jan., 1958), pp. 24-36.

TODOROVIC, M.; MEHMETI, A.; SCARDIGNO, A. Eco-efficiency of agricultural water systems: Methodological approach and assessment at meso-level scale. **Journal of Environmental Management**, v. 165, p. 62–71, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.011>>.

TOMA, E.; VLAD, I.M. Land concentration changes in Romania during 2002-2016 period. **AgroLife Scientific Journal** - Volume 7, Number 1, 2018.

TREMBLAY, V. J.; IWASAKI, N.; TREMBLAY, C. H. The dynamics of industry concentration for US micro and macro brewers. **Review of Industrial Organization**, v. 26, n. 3, p. 307-324, 2005.

VLONTZOS, G.; PARDALOS, P. M. Assess and prognosticate green house gas emissions from agricultural production of EU countries, by implementing, DEA Window analysis and artificial neural networks. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, n. December 2016, p. 155–162, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.054>>.

WANG, C.; LI, X.; GONG, T.; ZHANG, H. Life cycle assessment of wheat-maize rotation system emphasizing high crop yield and high resource use efficiency in Quzhou County. **Journal of Cleaner Production**, v. 68, p. 56–63, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.018>>.

WANG, S. L.; HEISEY, P.; SCHIMMELPFENNIG, D.; BALL, E. Agricultural Productivity Growth in the United States: Measurement, Drivers, and Impacts. **Proceedings 59th ISI World Statistics Congress**, 25-30 August 2013, Hong Kong (Session STS025), n. July, 2013. Disponível em: <<http://2013.isiproceedings.org/Files/STS025-P6-S.pdf>>.

WEF, WORLD ECONOMIC FORUM. **The Global Risks Report 2019**. <<http://wef.ch/risks2019>>

WILKINSON, John. Transformações e perspectivas dos agronegócios brasileiros. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, supl. esp, p. 26-34, 2010.

WORLD BANK, 2017. **World Development Indicators**. Disponível em <<http://data.worldbank.org/data-catalog/world-development-indicators>>, acessado em <30/11/2017 >.

XING, Z.; WANG, J.; ZHANG, J. Expansion of environmental impact assessment for eco-efficiency evaluation of China's economic sectors: An economic input-output based frontier approach. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 284–293, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.076>>

YAN, Y et al. Carbon Dioxide Utilisation: Closing the Carbon Cycle. In: EDENHOFER, O et al. **Front Matter: First Edition**, pg. 127-150. Cambridge University Press, 2014.

ZHOU, S.; MUELLER, F.; BURKHARD, B.; CAO, X.; HOU, Y. Assessing Agricultural Sustainable Development Based on the DPSIR Approach: Case Study in Jiangsu, China. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 12, n. 7, p. 1292–1299, 2013.