



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

**BARBARA BRAGA CRUZ**

**ECOEFIÊNCIA DA PRODUÇÃO DE GRÃOS BRASILEIRA: UMA ANÁLISE DE  
FRONTEIRA ESTOCÁSTICA UTILIZANDO PEGADAS HÍDRICAS**

**FORTALEZA**

**2023**

BARBARA BRAGA CRUZ

ECOEFIÊNCIA DA PRODUÇÃO DE GRÃOS BRASILEIRA: UMA ANÁLISE DE  
FRONTEIRA ESTOCÁSTICA UTILIZANDO PEGADAS HÍDRICAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Economia Rural da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestra em Economia Rural. Área de Concentração: Economia de Recursos Naturais e Política Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Rogério César Pereira de Araújo.

FORTALEZA

2023

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

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

---

- C96e Cruz, Barbara Braga.  
Ecoeficiência da produção de grãos brasileira : uma análise de fronteira estocástica utilizando pegadas hídricas / Barbara Braga Cruz. – 2023.  
92 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Economia Rural, Fortaleza, 2023.  
Orientação: Prof. Dr. Rogério César Pereira de Araújo.
1. Ecoeficiência. 2. Pegada hídrica. 3. Produção de grãos. 4. Análise de Fronteira Estocástica. I. Título.  
CDD 338.1
-

BARBARA BRAGA CRUZ

ECOEFICIÊNCIA DA PRODUÇÃO DE GRÃOS BRASILEIRA: UMA ANÁLISE DE  
FRONTEIRA ESTOCÁSTICA UTILIZANDO PEGADAS HÍDRICAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Economia Rural da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestra em Economia Rural. Área de Concentração: Economia de Recursos Naturais e Política Ambiental.

Aprovada em: 29/05/2023

BANCA EXAMINADORA

---

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

---

Prof. Dr. Kilmer Coelho Campos  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Dr. Gerrio dos Santos Barbosa  
Fundação Getúlio Vargas (FGV)

A Deus.

Aos meus pais.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, que sempre foi minha força, meu refúgio e que me sustentou durante essa jornada desafiadora e gratificante. O presente trabalho é fruto de sua imensa bondade e misericórdia em minha vida.

Aos meus pais, Antônio e Lea, que são minha base e motivação para que eu nunca desista, ajudando-me em tudo que preciso, e até mais. Este trabalho também é uma conquista deles.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Rogério César Pereira de Araújo, pela admirável e excelente orientação nessa longa jornada. Agradeço por todos os ensinamentos, dedicação e paciência.

Aos membros da banca examinadora, Prof. Dr. Kilmer Coelho Campos e Dr. Gerrio dos Santos Barbosa, pela disponibilidade em participar e por contribuírem com sugestões para aperfeiçoar o trabalho.

Aos colegas de turma que, mesmo em um momento tão difícil de pandemia, conseguiram compartilhar conselhos e vivências. Aos amigos, por trazerem alegria, leveza e conforto.

Aos colegas e amigos da Secretaria das Finanças de Fortaleza, em especial à Coordenadoria de Planejamento, pela oportunidade de poder ter colaborado durante o estágio de Pós-Graduação. Eternamente grata pelos ensinamentos e pelos bons momentos vividos.

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP), pelo auxílio financeiro, e ao corpo docente e administrativo do Programa de Pós-Graduação em Economia Rural, pela disposição e cordialidade.

## RESUMO

Ecoeficiência refere-se à capacidade de produzir o máximo de bens e serviços não só fazendo uso eficiente de recursos, mas também causando o mínimo de degradação ambiental. Dessa forma, relaciona-se ao conceito de sustentabilidade. O crescimento da produção de grãos no Brasil, registrado nas últimas décadas, a fim de suprir o aumento da demanda por alimentos da população, levou ao fortalecimento da agricultura intensiva de monocultivo, que é caracterizada por utilizar grandes áreas de plantio. Isso provoca o esgotamento do solo e da água e a perda de equilíbrio do ecossistema, consistindo em um dos principais causadores da degradação dos recursos naturais. A água, imprescindível para as atividades de abastecimento, geração de energia e agropecuária, notadamente, é um dos recursos mais ameaçados, gerando situações de conflitos nas áreas de produção. Nesse contexto, esta dissertação tem o objetivo analisar a ecoeficiência da produção de grãos no Brasil e seus possíveis fatores de influência por meio da Análise de Fronteira Estocástica (SFA). Foram considerados cinco insumos ligados à produção de grãos (capital, trabalho, pegada hídrica verde, pegada hídrica azul e pegada hídrica cinza) e um único produto (valor da produção de grãos), além de seis variáveis exógenas, que compõem o modelo de ecoineficiência. Para isso, utilizaram-se os dados dos Censos Agropecuários 2006 e 2017 de 3.406 municípios produtores de doze tipos de grãos. Os principais resultados indicaram que a ecoeficiência média dos municípios produtores de grãos foi classificada como alta, porém apresentou recuo durante o período estudado. Quanto aos fatores de influência, oferta hídrica *per capita* e proporção de gastos ambientais sobre os gastos governamentais influenciaram positivamente a ecoeficiência da produção de grãos no país. A elasticidade-produto da pegada hídrica cinza foi negativa e de grande impacto durante o período estudado, indicando que esse insumo não possibilita aumentar a produção de grãos no país de forma ecoeficiente. Os resultados demonstraram que ainda há muito espaço para que os municípios possam diminuir seus níveis de ecoineficiência sem a necessidade de custos adicionais, visto que a maior parte é oriunda da ineficiência técnica dos produtores. É necessário que se dê maior prioridade no desenvolvimento e na implementação das políticas públicas que envolvam a gestão hídrica sustentável.

**Palavras-chave:** ecoeficiência; pegada hídrica; produção de grãos; análise de fronteira estocástica.

## ABSTRACT

Eco-efficiency refers to the ability to produce the maximum amount of goods and services, making efficient use of resources and causing minimal environmental degradation, thus being related to the concept of sustainability. The growth in grain production in Brazil observed in recent decades to meet the population's increased demand for food has led to the strengthening of intensive monoculture agriculture, which is characterized by using large areas of cultivation, leading to soil and water depletion and disrupting ecosystem balance, therefore being one of the main causes of natural resource degradation. Water, essential for supply activities, energy generation, and agriculture, notably stands as one of the most threatened resources, generating conflicts in production areas. In this context, this dissertation aimed to analyze the eco-efficiency of grain production in Brazil and its possible influencing factors using stochastic frontier analysis (SFA). Five inputs related to grain production (capital, labor, green water footprint, blue water footprint, and grey water footprint) and a single output (value of grain production) were considered, along with six exogenous variables to compose the eco-inefficiency model. For this purpose, data from 2006 and 2017 Agricultural Census of 3,406 grain-producing municipalities were used as the basis. The main results indicated that the average eco-efficiency of grain-producing municipalities was classified as high but showed a decrease during the study period. As for the influencing factors, per capita water supply and the proportion of environmental expenditures to government expenditures positively influenced the eco-efficiency of grain production in the country. The output elasticity of grey water footprint was negative and had a significant impact during the study period, indicating that this input does not enable eco-efficient grain production in the country. The results indicated that there is still a lot of room for municipalities to reduce their levels of eco-inefficiency without the need for additional costs, as most of it originates from the technical inefficiency of producers. It is necessary to prioritize the development and implementation of public policies involving sustainable water management.

**Keywords:** eco-efficiency; water footprint; grain production; stochastic frontier analysis.



## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Estudos sobre ecoeficiência relacionada aos recursos hídricos na agropecuária .....	23
Quadro 2 – Variáveis utilizadas no modelo .....	29

## LISTA DE MAPAS

Mapa 1 –	Distribuição geográfica dos municípios utilizados no estudo .....	28
Mapa 2 –	Valor da produção de grãos (mil reais) por unidade federativa em 2006 e 2017 .....	39
Mapa 3 –	Capital (unidades) empregado por unidade federativa em 2006 e 2017 .....	42
Mapa 4 –	Total de trabalho (pessoas) empregadas por unidade federativa em 2006 e 2017 .....	43
Mapa 5 –	PIB <i>per capita</i> (mil reais/pessoa) por unidade federativa em 2006 e 2017 ...	45
Mapa 6 –	Oferta hídrica <i>per capita</i> (ha/pessoa) por unidade federativa em 2006 e 2017 .....	46
Mapa 7 –	Temperatura média anual (°C) por unidade federativa em 2006 e 2017 .....	50
Mapa 8 –	Pegada hídrica total (m <sup>3</sup> /ton) por unidade federativa em 2006 e 2017 .....	54
Mapa 9 –	Proporção (%) das pegadas hídricas verde, azul e cinza médias por unidade federativa nos anos 2006 e 2017 .....	55
Mapa 10 –	Ecoeficiência da produção de grãos por município em 2006 .....	71
Mapa 11 –	Ecoeficiência da produção de grãos por município em 2017 .....	71

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 –	Proporção média da área irrigada sobre área agropecuária total (%) por unidade federativa em 2006 e 2017 .....	47
Gráfico 2 –	Proporção de área degradada sobre a área agropecuária total (%) por unidade federativa em 2006 e 2017 .....	48
Gráfico 3 –	Proporção de gastos ambientais sobre total de gastos governamentais (%) por unidade federativa em 2006 e 2017 .....	49
Gráfico 4 –	Pegada hídrica e produtividade da produção de grãos no Brasil em 2006 e 2017 .....	52
Gráfico 5 –	Pegada hídrica total média e sua distribuição por tipo de pegada nas unidades federativas em 2006 e 2017 .....	53
Gráfico 6 –	Distribuição da ecoeficiência da produção de grãos nos municípios .....	66
Gráfico 7 –	Distribuição das elasticidades-produto dos insumos .....	76
Gráfico 8 –	Distribuição espacial das elasticidades-produto médias das pegadas hídricas .....	78

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estatística descritiva das variáveis do modelo .....	38
Tabela 2 – Valor da produção de grãos (mil reais) por tipo de grão em 2006 e 2017 ..	40
Tabela 3 – Pegada hídrica média (m <sup>3</sup> /ton) dos municípios por tipo de grão .....	51
Tabela 4 – Resultados dos testes de hipóteses realizados .....	59
Tabela 5 – Resultados da estimação do modelo de fronteira de produção .....	59
Tabela 6 – Resultados da estimação do modelo de ecoineficiência da produção .....	61
Tabela 7 – Intervalos para classificação dos índices de ecoeficiência .....	65
Tabela 8 – Classificação da ecoeficiência por município em 2006 e 2017 .....	65
Tabela 9 – Os 10 municípios com maiores índices de ecoeficiência média da produção de grãos .....	67
Tabela 10 – Os 10 municípios com menores índices de ecoeficiência média da produção de grãos .....	67
Tabela 11 – Resultados médios dos municípios produtores de grãos com os maiores e menores índices de ecoeficiência média .....	68
Tabela 12 – Ecoeficiência média dos municípios por tipo de grão .....	69
Tabela 13 – Resultados médios das unidades federativas com os maiores e menores índices de ecoeficiência média .....	72
Tabela 14 – Classificação da ecoeficiência por unidade federativa em 2006 e 2017 .....	73

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	14
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	19
<b>2.1</b>	<b>O uso da água na produção de grãos no Brasil</b> .....	19
<b>2.2</b>	<b>Ecoeficiência e pegada hídrica como medidas de sustentabilidade da água</b> .....	21
<b>2.3</b>	<b>Ecoeficiência utilizando métodos de fronteira de eficiência</b> .....	24
<b>2.3.1</b>	<i>Análise Envoltória de Dados</i> .....	25
<b>2.3.2</b>	<i>Análise de Fronteira Estocástica</i> .....	25
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	27
<b>3.1</b>	<b>Área de estudo</b> .....	27
<b>3.2</b>	<b>Natureza e fonte dos dados</b> .....	29
<b>3.3</b>	<b>Método de mensuração da pegada hídrica de grãos</b> .....	31
<b>3.3.1</b>	<i>Cálculo da pegada hídrica verde</i> .....	31
<b>3.3.2</b>	<i>Cálculo da pegada hídrica azul</i> .....	32
<b>3.3.3</b>	<i>Cálculo da pegada hídrica cinza</i> .....	32
<b>3.4</b>	<b>Método de estimação da fronteira de produção estocástica de grãos</b> .....	33
<b>3.5</b>	<b>Testes de hipóteses</b> .....	35
<b>3.5.1</b>	<i>Teste da forma funcional</i> .....	36
<b>3.5.2</b>	<i>Teste de ausência de ineficiência na função de produção</i> .....	36
<b>3.6</b>	<b>Cálculo da elasticidade-produto dos insumos</b> .....	36
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	38
<b>4.1</b>	<b>Estatística descritiva das variáveis</b> .....	38
<b>4.2</b>	<b>Resultados sobre as pegadas hídricas da produção de grãos</b> .....	50
<b>4.3</b>	<b>Resultados dos testes sobre a forma funcional e o efeito de ineficiência na função de produção</b> .....	58
<b>4.4</b>	<b>Estimativas do modelo de fronteira estocástica da produção de grãos</b> .....	59
<b>4.5</b>	<b>Fatores de influência da ecoeficiência da produção de grãos</b> .....	61
<b>4.6</b>	<b>Índices de ecoeficiência da produção de grãos</b> .....	64
<b>4.7</b>	<b>Elasticidade-produto dos insumos aplicados</b> .....	75
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	80
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	83

## 1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial para atender tanto as necessidades de consumo próprio quanto as de atividades produtivas. Devido ao crescimento populacional, à intensificação das atividades econômicas e à mudança nos padrões de consumo, a demanda hídrica mundial tem aumentado a uma taxa de 1% ao ano desde 1980 (ONU, 2019). Além disso, as mudanças climáticas estão alterando os padrões de precipitação, aumentando a frequência de secas (ONU, 2019). Tais fatores contribuem para que esse recurso natural se caracterize como limitado e dotado de valor econômico (Rodrigues, Cruvinel; 2022). Como elemento limitador do desenvolvimento econômico, afeta a saúde e o bem-estar da população, o acesso à água depende da sua conservação e utilização de forma sustentável (OECD, 2015).

O Brasil possui a maior disponibilidade de água doce do planeta, mas sua distribuição se dá de forma desigual por todas as regiões. Por exemplo, a Região Hidrográfica Amazônica dispõe de 80% da água superficial do país, o que é desproporcional à sua baixa densidade demográfica e demanda por água (ANA, 2019). O acesso não só engloba a mera disposição das unidades naturais de água doce, como também envolve a intensificação das influências antrópicas sobre o recurso natural ao interferir no ciclo da água e na sua qualidade, deficiências no saneamento, pressão demográfica e usos múltiplos em atividades industriais e, principalmente, agrícolas (Tundisi, 2006).

A agricultura é responsável por 70% das retiradas de água em escala global, dos quais 41% são considerados insustentáveis do ponto de vista ambiental (FAO, 2020). Por serem intensivas no uso de insumos, o rendimento das colheitas depende da disponibilidade de água, sendo que rendimentos maiores podem ser obtidos pelo emprego de volumes crescentes de água (FAO, 2020).

Ferreira (2007) aponta que a sustentabilidade hídrica deve partir primeiramente do reconhecimento dos danos ambientais que diversos sistemas agrícolas causam. Assim, a agricultura exerce papel importante no manejo sustentável da água, uma vez que o seu uso eficiente contribui para a diminuição de problemas de disponibilidade hídrica e possibilita a produção de mais alimentos com menos recursos (Faggion *et al.*, 2009). De Filippo (2000) avalia que a agricultura alcançou um nível avançado de tecnologia de manejo do solo, melhoramento genético, entre outros, possibilitando o aumento de produtividade, porém a demanda por recursos naturais segue em curso contínuo, levando à permanente ação antrópica sobre o meio ambiente.

Os grãos são a base alimentar da população mundial, seja por meio do consumo direto ou de alimentos processados, seja por meio dos insumos para formulação de rações para a produção de carnes, além do seu papel como meio de subsistência (Contini; Aragão, 2021). Entre 1977 e 2017, a produção dos principais grãos do Brasil (soja, milho, trigo, arroz e cevada) passou de 47 milhões de toneladas para 237 milhões, apresentado um crescimento que colocou o país entre os maiores produtores e exportadores de grãos do mundo (EMBRAPA, 2018).

Dados da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO) mostram que o Brasil ocupa o quarto lugar como produtor de grãos, representando 6,3% da produção mundial, ficando atrás dos Estados Unidos, da China e da Índia. Ocupa, também, o segundo lugar no ranking mundial de países exportadores, representando 19,3% do total comercializado, depois dos Estados Unidos (Contini; Aragão, 2022). Assim, o país atingiu uma importante posição na agropecuária mundial ao se verificar uma expansão significativa na produção nacional e na exportação de grãos no mercado internacional.

O processo de produção dos diferentes tipos de grãos, até por suas condições fisiológicas, leva a uma considerável utilização de recursos como água, energia e produtos químicos, o que contribui para a degradação do meio ambiente (Ferreira, 2007; Thanawong *et al.*, 2014). Além do uso de tecnologias modernas, o potencial produtivo do cultivo de grãos depende do acesso à água. No Brasil, as regiões Centro-Oeste, Sul e Sudeste, importantes polos de produção de grãos do país, são responsáveis por cerca de 80% da necessidade hídrica. Já a região Norte apresenta pouca expressão na produção de grãos relativamente à sua disponibilidade hídrica. No Nordeste, devido às suas condições climáticas e estruturais, os períodos de secas agravam-se e há maior necessidade da agricultura irrigada (ANA, 2020a)

O contraste existente entre a demanda por água pela agricultura e as reservas e precipitações desigualmente distribuídas entre as regiões produtoras de grãos do país, além das mudanças climáticas severas, assim como outros fatores físicos, econômicos, sociais e políticos, reforçam a necessidade de mensurar a eficiência do uso dos recursos hídricos na produção de grãos. Por isso, suscitou debates e ações entre o Estado e os demais atores envolvidos no sentido de corrigir e atenuar os problemas provocados pela ineficiência da produção frente à utilização dos recursos hídricos disponíveis.

A eficiência, segundo Farell (1957), é obtida quando não há mais outra combinação de fatores de produção que possa aprimorar a maximização da produção e/ou a minimização da utilização de insumos. Dessa forma, estudos que integram o aspecto ambiental às análises de

eficiência produtiva estão sendo cada vez mais publicados, de modo que podem variar a depender do propósito e do escopo da pesquisa (Robaina-Alves *et al.*, 2015).

A mensuração da eficiência da produção quanto à utilização de recursos naturais é enquadrada no conceito de ecoeficiência, visto que “incorpora os impactos ambientais à avaliação da eficiência a fim de atender aos esforços de sustentabilidade” (Suzigan, 2020, p. 24). A ecoeficiência tem como foco a avaliação da sustentabilidade e eficiência dos recursos naturais em atividades de produção com o objetivo central de minimizar o uso dos recursos naturais e a poluição sem reduzir a criação de valor econômico (Ekins, 2005). A ecoeficiência propõe conciliar a produção com a redução dos insumos utilizados de modo a evitar o desperdício e a poluição (Ferreira, 2007).

Entre as metodologias tradicionalmente apresentadas na literatura para a mensuração da ecoeficiência estão as abordagens não paramétrica e paramétrica utilizando fronteiras, sendo elas, Análise Envoltória de Dados (DEA) e Análise de Fronteira Estocástica (SFA) (Kuosmanen; Kortelainen, 2005; Song; Chen, 2019). O método DEA aplica técnicas de programação linear, possibilitando a mensuração da função de produção com múltiplos insumos e múltiplos produtos. Nesse contexto, considera que todos os desvios da fronteira se devem à ineficiência técnica, omitindo os ruídos estatísticos (Coelli *et al.*, 2005). Por outro lado, o método SFA utiliza métodos econométricos para a construção da função de produção, o qual torna possível a diferenciação entre a ineficiência técnica e os ruídos estatísticos. Há, porém, a dificuldade do estabelecimento de uma correta especificação da forma funcional e de estimar a eficiência da produção com apenas um produto (Coelli *et al.*, 2005).

A produção agrícola é completamente dependente das condições do meio ambiente, apresentando heterogeneidade espacial e temporal (ANA, 2020a). Dessa forma, o método SFA é altamente recomendado para estimação da eficiência agrícola, pois situações como erros de medição, variáveis omissas, clima, entre outros, desempenham grande influência na mensuração da eficiência na agricultura (Coelli, 1995) .

A avaliação da ecoeficiência é acompanhada de diferentes métricas no que diz respeito às variáveis ambientais, capazes de mensurar o impacto ecológico das atividades econômicas (Rosano-Peña *et al.*, 2020). Nesse sentido, Hoekstra e Hung (2002) lançaram o conceito de pegada hídrica com a finalidade de mensurar o uso direto e indireto da água por um processo, produto, produtor ou consumidor, apontando o volume de água por tipo de fonte (precipitação ou irrigação) e o volume de poluição na água por tipo de poluente, podendo ser especificado de forma temporal e espacial. Portanto, é um indicador multidimensional de



consumo e de poluição da água (Hoekstra *et al.*, 2011). A pegada hídrica permite avaliar em que medida a disponibilidade efetiva de água contribui para o uso eficiente do recurso em determinado produto ou processo.

A pegada hídrica fornece informações quanto ao uso eficiente da água, úteis para o planejamento e a gestão hídrica. Por quantificar a demanda de recursos hídricos associada à produção de grãos, pode ser empregada na estimação da ecoeficiência por meio do método SFA ao ser considerada um insumo ambiental da produção, como proposto por Song e Chen (2019). Nesse sentido, a produção de grãos pode atingir a ecoeficiência do ponto de vista hídrico quando satisfaz às exigências dos consumidores em termos de qualidade/quantidade e ao mesmo tempo considera as fragilidades inerentes à apropriação dos recursos hídricos (Ferreira, 2007).

O Brasil é um dos principais produtores e exportadores de grãos, possui alta oferta hídrica, que é distribuída desigualmente entre as regiões produtoras, e a agricultura brasileira capta a maior parcela do uso consuntivo de água. Nesse contexto, cabem questionamentos sobre a forma como estão sendo utilizados os recursos hídricos frente à disponibilidade hídrica local. Portanto, a presente dissertação apresenta o seguinte problema de pesquisa: qual o nível de ecoeficiência da produção de grãos quanto à utilização dos recursos hídricos nos municípios brasileiros? O presente trabalho assume algumas hipóteses norteadoras: i) o nível de ecoeficiência dos municípios brasileiros produtores de grãos é influenciado, sobretudo, pela ineficiência técnica dos produtores; ii) níveis mais altos de ecoeficiência da produção de grãos não necessariamente estão relacionados a níveis mais altos de produtividade das safras de grãos.

Diante do exposto, tem-se como objetivo analisar a ecoeficiência da produção de grãos do Brasil, utilizando dados dos Censos Agropecuários 2006 e 2017. Pretende-se, de modo mais específico, calcular a pegada hídrica dos grãos produzidos nos municípios brasileiros; estimar a ecoeficiência da produção de grãos por meio do método de Análise de Fronteira Estocástica (SFA), utilizando a pegada hídrica como insumo na função de produção; e avaliar os fatores de influência do desempenho da ecoeficiência da produção de grãos nos municípios.

Ainda se nota na literatura brasileira uma carência de estudos que tratam da avaliação da ecoeficiência envolvendo o indicador da pegada hídrica como medida de sustentabilidade da água. Vieira (2015), Suzigan (2020) e Silva (2021) fizeram trabalhos nos quais estimaram a ecoeficiência da agropecuária e incluíram indicadores quanto à área preservada, uso de agrotóxicos, impacto na biodiversidade, emissão de gases de efeito estufa, dentre outros, utilizando os métodos DEA e SFA aplicados nos níveis nacional, regional e municipal. Dentro de um contexto mais específico, não se tem conhecimento de pesquisas sobre

a ecoeficiência da produção de grãos envolvendo pegadas hídricas no cenário brasileiro, o que justifica a realização deste estudo.

O presente trabalho está estruturado em cinco seções. Além dessa introdução, há a segunda seção, que apresenta o referencial teórico sobre ecoeficiência e pegada hídrica, uso da água na produção de grãos no Brasil e os principais métodos de fronteira utilizados na mensuração da ecoeficiência. Na terceira seção, são apresentados os aspectos metodológicos empregados na realização da pesquisa, como base de dados, área de estudo e o método de análise a ser aplicado. A quarta seção dedica-se à análise e discussão dos resultados, de acordo com a fundamentação teórica e os objetivos propostos. Por fim, a quinta seção apresenta a conclusão, com os principais resultados, contribuição do estudo, limitações encontradas e sugestões para pesquisas futuras.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

Nesta seção, serão abordados os principais conceitos que norteiam o estudo no que se refere à ecoeficiência e à pegada hídrica, abrangendo os aspectos do uso da água na produção de grãos no Brasil e os principais métodos de fronteira utilizados na mensuração da ecoeficiência.

### 2.1 O uso da água na produção de grãos no Brasil

A água é essencial à vida humana, à preservação da biodiversidade e ao desenvolvimento econômico, seja por meio do consumo direto, seja por meio das atividades industriais e agropecuárias. O aumento da população e, conseqüentemente, da demanda por alimentos são alguns dos fatores para o crescente aumento da demanda por água (Paz *et al.*, 2000). Esse recurso encontra-se cada vez mais limitado pelas ações insustentáveis do homem sobre as fontes hídricas. Tal exaurimento é agravado pelo uso ineficiente do recurso, provocando crescentes ameaças à manutenção do ciclo hidrológico, à qualidade e à quantidade de água disponível (Tundisi, 2006).

No Brasil, os usos consuntivos da água englobam abastecimento urbano, abastecimento rural, indústria, irrigação, mineração e uso animal. Em 2019, a agricultura irrigada foi responsável pelo maior uso, com 49,8% da vazão de retirada e 66,1% da vazão de consumo destinado a esse fim (ANA, 2020b; Carmo *et al.*, 2007). O Centro-Oeste, principal produtor de grãos do país (CONAB, 2022), tem a maior participação de retiradas de água, respondendo por 30% do volume total, seguindo pelo Sudeste, Sul, Nordeste e Norte (IBGE, 2020).

O Brasil possui ampla variedade de grãos produzidos em grandes e pequenas unidades de produção (Contini; Aragão, 2021). De acordo com a Companhia Brasileira de Abastecimentos (CONAB), a safra brasileira de grãos abrange os seguintes produtos: algodão, amendoim, arroz, aveia, canola, centeio, cevada, feijão, girassol, mamona, milho, soja, sorgo, trigo e triticale, destinados ao consumo humano e animal, além de exportação (CONAB, 2021). Dentre os estados brasileiros, destacam-se Mato Grosso, Paraná, Goiás e Rio Grande do Sul, que, de acordo com 12º Levantamento da Safra 2021/22 publicado pela CONAB, representam 64% da produção de grãos do país (CONAB, 2022). Ainda segundo esse levantamento, a safra de 2021/2022 atingiu o recorde de 271,2 milhões de toneladas, seguindo uma trajetória de

expansão, com destaque para a soja, o milho, o arroz e o trigo, que somam 95% da produção de grãos total (CONAB, 2022).

Contudo, a produção de grãos apresenta aspectos importantes e preocupantes a serem considerados no que se refere ao uso sustentável da água nas lavouras, pois, ao mesmo tempo que o Brasil registrou grande crescimento nesse segmento e se apresenta como um importante *player* no mercado internacional, o avanço da produção de grãos não necessariamente foi acompanhado por uma melhor utilização dos insumos ambientais na mesma proporção, o que repercute em uma série de implicações ambientais, econômicas e sociais (Carmo *et al.*, 2007).

Segundo Hoekstra e Hung (2002), em condições de climáticas favoráveis, são necessários de 1 a 2 metros cúbicos de água para produzir 1 quilograma de grão. Em condições climáticas desfavoráveis, por exemplo, em regiões áridas e semiáridas, são necessários de 3 a 5 metros cúbicos de água para produzir a mesma quantidade de grão.

A expansão da fronteira agrícola da produção de grãos traz consigo conflitos pelo uso da água no Brasil, tais como os que se observam no avanço da cultura da soja na região Norte. Essa região concentra o maior volume de água do país, além de ser um os principais biomas brasileiros, com rica biodiversidade e com papel fundamental no ciclo hidrológico do planeta (Carmo *et al.*, 2007; Silva, 2021).

Dessa forma, para ser ambientalmente correto e economicamente viável do ponto de vista hídrico, a produção de grãos requer o uso eficiente da água tanto em áreas irrigadas quanto de sequeiro, sem desconsiderar o risco de contaminação das fontes hídricas pelo uso de fertilizantes sintéticos aplicados nas plantações e deixados no solo (Coelho *et al.*, 2005).

Alguns estudos investigaram, sob diferentes perspectivas, o uso da água na produção de diversos tipos de grãos no Brasil (Almeida *et al.*, 2017; Bizari *et al.*, 2009; Faraco *et al.*, 2018; Londero, 2014; Soares *et al.*, 2017; Souza *et al.*, 2011; Stone, 2005). Em particular, os trabalhos enfatizaram a eficiência e a produtividade dos grãos com relação à utilização da água em um tipo específico de cultura, como milho, arroz e feijão, em diferentes espaços territoriais do país e recortes temporais.

Os trabalhos relacionados ao cultivo de grãos na literatura, em sua maioria, focam na análise da eficiência técnica do manejo dos recursos hídricos com o objetivo de maiores produtividades da terra, mas não incorporam diretamente variáveis de impacto ambiental negativo, como o uso de poluentes e de áreas degradadas para plantio.

## 2.2 Ecoeficiência e pegada hídrica como medidas de sustentabilidade da água

Nas últimas décadas, alguns métodos de mensuração dos efeitos das atividades econômicas sobre o meio ambiente foram propostos compreendendo não somente os fluxos econômicos, mas também a capacidade ecossistêmica de absorver os impactos da interferência do ser humano no ciclo natural do recurso (Silva *et al.*, 2013).

Uma das propostas de instrumento para a análise da sustentabilidade foi a ecoeficiência. Os trabalhos de McIntyre e Thornton, publicados em 1974 e 1978, são considerados como as primeiras discussões acerca da ecoeficiência - ainda sob a terminologia “eficiência ambiental” - ao investigarem as relações de causa e efeito entre o estresse ambiental e o valor econômico das atividades produtivas. Porém, o conceito só foi instrumentalizado e disseminado a partir da década de 1990 pelo *World Business Council Sustainable Development* (WBCSD). De acordo com relatório do WBCSD, a ecoeficiência é definida da seguinte forma:

A ecoeficiência é alcançada pela entrega de bens e serviços com preços competitivos que satisfaçam as necessidades humanas e tragam qualidade de vida, enquanto reduzem progressivamente os impactos ecológicos e a intensidade dos recursos ao longo do ciclo de vida a um nível pelo menos em linha com o estimado pela capacidade do planeta (WBCSD, 2006, p. 4).

Trata da combinação de metas que buscam alinhar a excelência nos negócios e a excelência no uso dos recursos naturais, procurando encorajar empresas, governos e demais organizações da sociedade civil a buscar benefícios econômicos paralelamente a melhorias ambientais (WBCSD, 2006). A ecoeficiência deve ser entendida como um processo dinâmico da discussão de novas soluções que objetiva levar melhorias de eficiência para o mundo real com o propósito de mitigar os impactos negativos do homem sobre a natureza.

O estudo da ecoeficiência abrange as questões que envolvem a degradação dos recursos ambientais, em particular a crise de recursos hídricos. A escassez de água tem avançado em várias partes do planeta, agravando-se ainda mais devido aos fenômenos da mudança climática e do crescimento populacional (Liu *et al.*, 2013; Roux *et al.*, 2018). Os formuladores de políticas públicas e a comunidade científica têm demonstrado preocupação com a gestão dos recursos hídricos, que envolve, essencialmente, o consumo humano, a produção de bens e serviços e a agricultura (Maracajá, 2013; Song; Chen, 2019).

No contexto da produção agrícola, a ecoeficiência pode ser alcançada quando há redução do uso intenso de materiais, energia, produtos tóxicos, aumento no uso de materiais recicláveis, otimização do uso sustentável de recursos renováveis, ampliação da durabilidade e

aplicabilidade dos bens e serviços, de forma a contribuir para a diminuição da pressão sobre os recursos naturais de forma progressiva (Ferreira, 2007).

Várias são as discussões na literatura sobre quais seriam as melhores maneiras de mensurar o uso da água, de forma a minimizar os problemas da indisponibilidade desse recurso em diversas regiões do planeta (Bleninger; Kotsuka, 2015). A pegada hídrica foi um indicador proposto, primeiramente, no trabalho de Hoekstra e Hung (2002) e, de forma mais ampla, em Hoekstra e Chapagain (2007) para mensurar a necessidade de água nas várias fases de um sistema de produção de bens e serviços ao mesmo tempo que agrega valor a esses bens e serviços no mercado.

Conforme Montoya (2020), devido à interdependência entre os setores da economia, o cálculo do volume de água incorporado nos processos produtivos considera impactos diretos e indiretos relacionados ao consumo de água no meio ambiente. O indicador de pegada hídrica é estimado ao multiplicar os bens e serviços consumidos por um indivíduo, família ou país, pelos volumes de água incorporados na produção desses bens e serviços finais (Montoya, 2020).

Hoekstra *et al.* (2011) classificam a pegada hídrica em três tipos: (i) pegada hídrica verde, que representa a água resultante de precipitações, armazenada de forma provisória no solo ou vegetação, ou seja, o volume de água de chuva disponível para o crescimento da cultura; (ii) pegada hídrica azul, que se refere à água doce superficial (reservatórios, lagos, rios, entre outros) e subterrânea (aquíferos, por exemplo) consumidas e/ou incorporadas no processo produtivo e que, no contexto da produção agrícola, refere-se à demanda por água de irrigação; e (iii) pegada hídrica cinza, que se refere às águas que foram poluídas durante o processo de produção, isto é, a quantidade de água que é necessária para neutralizar a carga de poluentes a níveis ambientais toleráveis. A pegada hídrica total mensura o volume de água por fonte e o volume de poluição pelo tipo de poluente (Hoekstra *et al.*, 2011; Roux *et al.*, 2018).

A literatura também ressalta que a conceituação da pegada hídrica se diferencia de outras métricas de uso sustentável da água, pois comporta o uso direto e indireto do recurso. Os impactos diretos referem-se ao uso doméstico da água e os impactos indiretos representam a água incorporada nos processos produtivos de bens e serviços (Silva *et al.*, 2013; Hoekstra *et al.*, 2011).

Hoekstra *et al.* (2011) desenvolveram métodos para o cálculo da pegada hídrica em diferentes etapas da cadeia produtiva, podendo indicar a pegada hídrica de um único processo até a pegada hídrica do produto final. No caso dos produtos agrícolas, a pegada hídrica de uma

cultura em desenvolvimento torna-se relevante, tendo em vista que uma parcela significativa dos produtos compreende os elementos vindos da agricultura, contribuindo para o aumento da sua pegada hídrica final. Hoekstra e Chapagain (2008) afirmam que 86% da pegada hídrica mundial encontra-se na agricultura devido à grande quantidade de água demandada pelo setor.

A pegada hídrica é uma medida de sustentabilidade que depende de fatores locais, ou seja, está relacionada à condição climática e hídrica de uma determinada região e, por isso, uma localidade que possui elevado fluxo de água apresenta uma pegada hídrica diferente de uma localidade com escassez de água (Maracajá, 2012; Silva *et al.*, 2013). Para Hoekstra e Chapagain (2008), a problemática da indisponibilidade hídrica, além da condição crônica e constante, também está relacionada ao lançamento no ar e na água de poluentes vindos dos mais variados setores industriais. Além disso, há o intenso uso de pesticidas e fertilizantes sintéticos na agricultura.

Diante dessa abordagem, percebe-se que existe uma relação de complementariedade entre os conceitos de ecoeficiência e de pegada hídrica que ainda está em sua fase inicial na literatura internacional e de forma incipiente no Brasil (Marques, 2019; Montoya, 2020; Silva *et al.*, 2013). O Quadro 1 mostra estudos sobre a análise da ecoeficiência relacionada aos recursos hídricos na agropecuária sob diferentes abordagens.

Quadro 1 – Estudos sobre ecoeficiência relacionada aos recursos hídricos na agropecuária.

(continua)

<b>Autor</b>	<b>Objeto</b>	<b>Método</b>	<b>Principais resultados</b>
Rios (2012)	Ecoeficiência hídrica da produção de azeitona e milho em dois empreendimentos agrícolas em Portugal.	Análise do Ciclo de Vida	O preço da água não influenciou de forma significativa no índice de ecoeficiência.
Liu <i>et al.</i> (2013)	Sistemas hídricos de 31 regiões administrativas na China.	RST ( <i>Rough Set Theory</i> ) e DEA ( <i>Data Envelopment Analysis</i> )	Há diferença significativa entre os sistemas de água das regiões administrativas chinesas, devido à influência de fatores econômicos, políticos, culturais e históricos.
Todorovic <i>et al.</i> (2016)	Sistemas hídricos agrícolas no Sul da Itália.	Análise do Ciclo de Vida	O esgotamento dos recursos de água doce, mudanças climáticas e eutrofização representam as principais cargas ambientais. Foi observado um impacto considerável na ecoeficiência envolvendo o uso de energia, combustível e agroquímicos.
Marques (2019)	Consumo de água do processamento de carne de frango no Brasil.	Análise da Pegada Hídrica (Hoekstra <i>et al.</i> , 2011)	A etapa de engorda do frango foi o aspecto que mais impactou, do ponto de vista ambiental, os recursos hídricos dentro do sistema avaliado.

Quadro 1 – Estudos sobre ecoeficiência relacionada aos recursos hídricos na agropecuária.

(conclusão)			
<b>Autor</b>	<b>Objeto</b>	<b>Método</b>	<b>Principais resultados</b>
Song e Chen (2019)	Produção de soja, milho e arroz em 31 regiões administrativas na China.	Pegada hídrica e análise de fronteira estocástica (modelo WF-SFA)	Variáveis que influenciaram de forma positiva e significativa a ecoeficiência dos grãos na China foram PIB <i>per capita</i> , oferta hídrica <i>per capita</i> e gastos governamentais com proteção ambiental.
Delgado <i>et al.</i> (2020)	Ecoeficiência dos sistemas hidráulicos da produção agrícola em Chancay-Lambayeque, Peru.	Análise de pegada hídrica (CROPWAT/FAO)	O cultivo de arroz foi o mais eficiente, tanto economicamente quanto no uso de água. Já o cultivo de cana-de-açúcar apresentou o menor índice de ecoeficiência hídrica.

Fonte: Elaboração própria.

Nesses estudos, destaca-se o trabalho de Song e Chen (2019), que avaliaram a ecoeficiência da produção de grãos na China para o período de 1997 a 2015 por meio da combinação dos métodos de pegada hídrica e da análise de fronteira estocástica. Os principais resultados mostraram que a ecoeficiência média da produção grãos foi de 0,807. As variáveis PIB *per capita*, oferta hídrica *per capita* e gastos com proteção ambiental influenciaram de forma positiva a ecoeficiência da produção de grãos na China. As pegadas hídricas azul e cinza obtiveram elasticidades-produto negativas, necessitando serem controladas com urgência. Os autores afirmaram que ainda há grande potencial para a China aumentar a ecoeficiência do sistema de produção de grãos e que tais resultados podem ajudar no desenvolvimento estratégico de políticas públicas com foco na distribuição de safras, uso eficiente da água e no gerenciamento de nutrientes e poluentes.

Por possibilitar uma avaliação multidimensional envolvendo os aspectos econômicos e ambientais do processo produtivo, além de sua aplicação prática no processo de decisão dos formadores de políticas públicas, a análise da ecoeficiência, utilizando a combinação dos métodos da pegada hídrica e de fronteira de eficiência, representa uma lacuna que deve ser mais amplamente explorada na literatura internacional e, principalmente, na nacional.

### 2.3 Ecoeficiência utilizando métodos de fronteira de eficiência

Em anos recentes, as técnicas envolvendo fronteiras de eficiência, como Análise Envoltória de Dados (DEA) e Análise de Fronteira Estocástica (SFA), passaram a ser utilizadas para mensurar a ecoeficiência (Rosano-Peña *et al.*, 2020). Nessa perspectiva, o conceito de



ecoeficiência aplicado aos sistemas agrícolas permite ampliar as possibilidades de produção, reduzindo o consumo de insumos e, conseqüentemente, a degradação dos recursos naturais (Rosano-Peña *et al.*, 2020; Silva, 2021).

### **2.3.1 Análise Envoltória de Dados**

O método não paramétrico conhecido como Análise Envoltória de Dados, ou, em inglês, *Data Envelopment Analysis* (DEA), foi desenvolvido por Charnes *et al.* (1978) com o objetivo de medir a eficiência produtiva a partir do proposto por Farrell (1957). Este modelo considera o desempenho de unidades de tomada de decisão (DMU), transformando múltiplos insumos em múltiplos produtos (Charnes *et al.*, 1978). Pode ser definido por meio de funções distância, sendo estimadas com problemas de programação linear usando diferentes retornos de escala (Robaina-Alves *et al.*, 2015).

Entre as vantagens em relação a métodos paramétricos, o DEA não presume uma forma funcional estocástica de produção, tornando-o mais flexível na alocação de entradas e saídas para mensurar o maior índice de eficiência possível entre as unidades analisadas (Kuosmanen; Kortelainen, 2005). Por outro lado, devido sua abordagem determinística, não considera o ruído estatístico e, por isso, todos os desvios da fronteira de produção são estimados como ineficiência técnica, o que pode levar a medições inexatas de eficiência (Robaina-Alves *et al.*, 2015; Suzigan, 2020).

O método DEA tem sido o mais utilizado na análise de ecoeficiência ao incorporar insumos e produtos ambientais na estrutura clássica de análise de eficiência e produtividade (Silva, 2021; Song; Chen, 2019). Song e Chen (2019) atribuem isso ao fato de que o uso de múltiplos insumos e múltiplos produtos contribui para tornar mais claro quando mais de um insumo ambiental indesejável está presente. Além disso, Silva (2021) afirma que, quando aplicado na agricultura, não pressupõe a especificação de uma forma funcional, o que permite a análise de um número maior de variáveis que podem explicar o desempenho de uma unidade produtiva quanto aos aspectos ambientais.

### **2.3.2 Análise de Fronteira Estocástica**

O método paramétrico conhecido como Análise de Fronteira Estocástica ou, em inglês, *Stochastic Frontier Analysis* (SFA), foi proposto por Aigner *et al.* (1977) e Meeusen e Broeck (1977). Posteriormente, foi adaptado por Battese e Coelli (1995), que tornaram esse

modelo apto a realizar a análise com dados estruturados em painel, permitindo estimar tanto a mudança técnica quanto as ineficiências técnicas variáveis no tempo. Ademais, esse modelo trata tanto os ruídos aleatórios quanto as diferenças sistemáticas (Battese; Coelli, 1995). A estimação de fronteira de produção estocástica parte da relação funcional entre insumos e um único produto, gerando a fronteira de produção, considerando os termos de erro estimados, decompondo os desvios entre os ruídos estocásticos e componentes da ineficiência técnica. Isso evita a possibilidade de que uma parte considerável de ruído aleatório seja confundida com ineficiência (Silva, 2021; Song; Chen, 2019).

Os estudos que utilizam a Análise de Fronteira Estocástica para avaliar a ecoeficiência ainda são em pequeno número, sendo o método DEA aquele mais frequentemente utilizado (Robaina-Alves *et al.*, 2015; Silva, 2021; Song; Chen, 2019). Alguns autores creditam isso ao fato de que, entre as vantagens do DEA, está a capacidade de gerar uma fronteira de produção linear não paramétrica com diferentes retornos à escala e ser uma abordagem mais flexível por permitir múltiplos produtos e insumos (Coelli, 1995; Robaina-Alves *et al.*, 2015). Por outro lado, a abordagem SFA exige uma correta especificação da sua forma funcional e só permite a estimação da ecoeficiência a partir de um único produto gerado pela transformação de  $n$  insumos. Além disso, esse método permite a realização de testes estatísticos de hipóteses sobre a função de produção e o grau de ineficiência, o que inclui a possibilidade de mensurar as elasticidades-produto dos insumos aplicados (Coelli, 1995; Song; Chen, 2019).

No intuito de escolher o método - DEA ou SFA - que mais se adequa à medição da eficiência em relação a uma fronteira no campo da agricultura, Coelli (1995) afirma que dependerá, essencialmente, do caso empírico. Nos casos em que se estiver trabalhando com dados agropecuários, nos quais, geralmente, os erros de medição, as variáveis não disponíveis ou não medidas corretamente, o clima, entre outros, estão sempre presentes, o método de Análise de Fronteira Estocástica é o mais recomendado. Portanto, foi o método escolhido para aplicação no presente estudo.

### **3 METODOLOGIA**

Nesta seção, será apresentado o modelo utilizado para analisar a ecoeficiência hídrica da produção de grãos dos municípios brasileiros, incluindo os testes estatísticos realizados para melhor ajuste do modelo de análise. O modelo é composto por dois métodos, sendo o primeiro o cálculo dos três tipos de pegada hídrica (azul, verde e cinza) relativos à produção de grãos nos municípios brasileiros. O segundo é um modelo de Análise de Fronteira Estocástica (SFA) que inclui as pegadas hídricas como insumos para analisar a ecoeficiência e os seus fatores de influência. Ademais, serão mostradas a área de estudo, a natureza e fonte dos dados, além da descrição das variáveis empregadas na pesquisa.

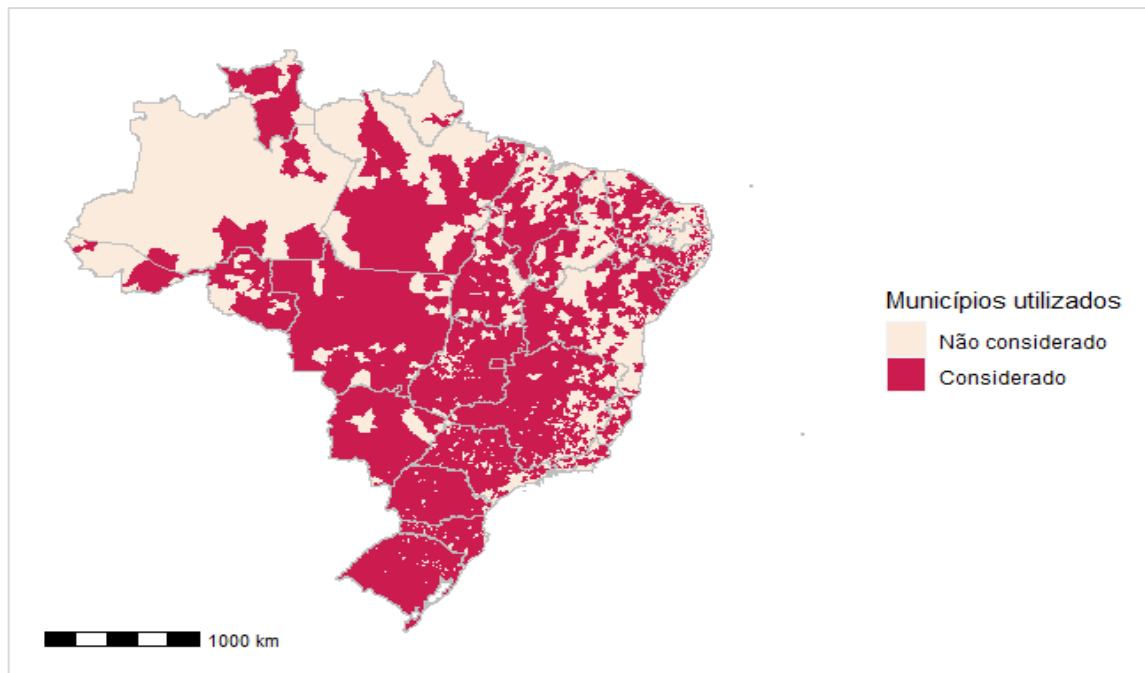
#### **3.1 Área de estudo**

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a ecoeficiência da produção de grãos dos municípios brasileiros por meio do uso de pegadas hídricas como insumos ambientais. Para tanto, empregou-se a proposta de Song e Chen (2019), que utiliza trabalho e capital como insumos clássicos de produção, os três tipos de pegada hídrica (verde, azul e cinza) como insumos ambientais e o valor da produção de grãos como único produto.

O período de análise corresponde aos anos dos dois últimos Censos Agropecuários realizados, 2006 (Segunda Apuração) e 2017 (Resultados Definitivos), publicados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Conforme divulgado pelo IBGE (2022), a área territorial do Brasil é composta por 5.568 municípios, mais Distrito Federal e Distrito Estadual de Fernando de Noronha, totalizando 5.570 municípios.

Para os fins do presente estudo, foram excluídos os municípios que não existiam nos períodos dos Censos e os municípios que não apresentaram dados de produção de grãos nos anos selecionados, totalizando em um painel balanceado com dois períodos e 3.406 municípios, sendo 374 da região Centro-Oeste, 690 da região Nordeste, 202 da região, 1.050 da região Sudeste e 1.089 da região Sul, além do Distrito Federal, totalizando 6.812 observações, como apresentado no Mapa 1.

Mapa 1 – Distribuição geográfica dos municípios utilizados no estudo.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Os dados apresentados pelo IBGE podem, eventualmente, mostrar valores inibidos, ou seja, valores que não são divulgados para que não seja possível a identificação do produtor, de forma a se manter o sigilo do informante. Optou-se por fazer, nesta pesquisa, um tratamento dos valores inibidos nos Censos Agropecuários, tendo como base o apresentado por Suzigan (2020), a fim de que fossem obtidos valores razoáveis para a aplicação do método de análise proposto.

Tendo como referência os valores das microrregiões e das mesorregiões, computou-se os valores inibidos dos municípios da seguinte forma: em microrregiões que possuam um município com valores inibidos, calculou-se o valor requerido subtraindo o valor total da microrregião e a soma dos valores dos outros municípios daquela mesma microrregião. Já na situação das microrregiões que possuam mais de um município com valores inibidos, calculou-se o valor requerido subtraindo o valor total da microrregião e a soma dos valores dos outros municípios daquela mesma microrregião, ponderando-se pela quantidade de municípios da microrregião. Vale ressaltar que algumas microrregiões também apresentaram valores inibidos, então, antes de realizar o método explicado anteriormente para os valores inibidos dos municípios, foi aplicado o mesmo método só que utilizando como referência os valores das mesorregiões para encontrar os valores das microrregiões que estavam inibidos.

### 3.2 Natureza e fonte dos dados

Os tipos de grãos considerados na análise foram selecionados a partir da safra de grãos nacional, de acordo com a CONAB, e dos dados disponibilizados pelos Censos Agropecuários. Os grãos selecionados foram doze, a saber: amendoim, arroz, aveia, centeio, cevada, girassol, mamona, milho, soja, sorgo, trigo e triticale. Ressalta-se que, a partir da classificação da CONAB, canola, algodão e feijão também compõem a safra de grãos produzidos no Brasil. No entanto, devido às limitações na disponibilização de dados desagregados para esses produtos nos Censos Agropecuários de 2006 e 2017, optou-se por não os incluir no conjunto de grãos compreendidos neste estudo. O Quadro 2 apresenta um resumo das variáveis utilizadas no modelo e suas respectivas fontes.

Quadro 2 – Variáveis utilizadas no modelo.

<i>Produto</i>		
Variável	Descrição	Fonte
VPROD	Valor da produção de grãos (mil reais)	IBGE (2021a); IBGE (2021b)
<i>Insumos</i>		
Variável	Descrição	Fonte
CAP	Tratores, semeadeiras/plantadeiras, colheitadeiras, adubadeiras e/ou distribuidoras de calcário (unidades)	IBGE (2021a); IBGE (2021b)
TRAB	Pessoal ocupado (pessoas)	IBGE (2021a); IBGE (2021b)
PHV	Pegada Hídrica Verde (m <sup>3</sup> /ton) <ul style="list-style-type: none"> <li>• Precipitação efetiva (consumo de água verde) (m<sup>3</sup>/ha)</li> <li>• Produtividade da produção (ton/ha)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ANA (2021a)</li> <li>• IBGE (2021a); IBGE (2021b)</li> </ul>
PHA	Pegada Hídrica Azul (m <sup>3</sup> /ton) <ul style="list-style-type: none"> <li>• Necessidade de irrigação (consumo de água azul) (m<sup>3</sup>/ha)</li> <li>• Produtividade da produção (ton/ha)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ANA (2021a)</li> <li>• IBGE (2021a); IBGE (2021b)</li> </ul>
PHC	Pegada Hídrica Cinza (m <sup>3</sup> /ton) <ul style="list-style-type: none"> <li>• Taxa de consumo do poluente por tipo de grão (kg/ha)</li> <li>• Produtividade da produção (ton/ha)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Amabile <i>et al.</i> (2002); Coelho (2007); EMBRAPA (2014); Fabre <i>et al.</i> (2011); Fageria <i>et al.</i> (2007); Lamond e Wesley (2001); Santos <i>et al.</i> (2009); Severino <i>et al.</i> (2013); Silva <i>et al.</i> (2016); Silva <i>et al.</i> (2017); Wietholter (s.d.)</li> <li>• IBGE (2021a); IBGE (2021b)</li> </ul>
<i>Fatores de influência</i>		
Variável	Descrição	Fonte
PC	PIB <i>per capita</i> (mil reais/pessoa)	IBGE (2021c); IBGE (2021d)
AO	Oferta hídrica <i>per capita</i> (ha/pessoa)	IBGE (2021d); MapBiomass (2021)
IA	Proporção de área de irrigação sobre área agropecuária total (%)	IBGE (2021a); IBGE (2021b)
DA	Proporção de área degradada sobre área agropecuária total (%)	IBGE (2021a); IBGE (2021b)
GA	Proporção de gastos ambientais sobre total de gastos governamentais (%)	Secretaria do Tesouro Nacional (STN, 2021)
TEMP	Temperatura média anual (°C)	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2021)

Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Os dados sobre valor da produção, produtividade, trabalho e capital associados à produção de grãos foram obtidos dos Censos Agropecuários referentes aos anos de 2006 e de 2017. Os dados de capital referem-se ao número de máquinas e equipamentos, sendo eles: tratores, semeadeiras/plantadeiras, colheitadeiras, adubadeiras e/ou distribuidoras de calcário. Os dados de trabalho referem-se ao número de pessoas ocupadas. Já a produtividade é dada por toneladas de grãos produzidos por hectare e o valor da produção é dado pelo valor da quantidade de grãos produzidos em mil reais.

Para o cálculo da pegada hídrica, o presente estudo empregou o método de Hoekstra *et al.* (2011), que utiliza informações de produtividade das culturas, de volume de água demandado e de consumo de poluente. Para a pegada hídrica verde (consumo da água proveniente da chuva, desde que não escoe) e a pegada hídrica azul (consumo de água irrigada) utilizaram-se os dados de precipitação efetiva e necessidade de irrigação, respectivamente, da plataforma de Coeficientes Técnicos de Uso da Água para Agricultura Irrigada, disponibilizada pela ANA. Já para a pegada hídrica cinza, o consumo de fertilizante nitrogenado de cada tipo de grão foi obtido de estudos anteriores (Amabile *et al.*, 2002; Coelho, 2007; EMBRAPA, 2014; Fabre *et al.*, 2011; Fageria *et al.*, 2007; Lamond; Wesley, 2001; Santos *et al.*, 2009; Severino *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2017; Wietholter, s.d.).

Hoekstra *et al.* (2011) destacam que o cálculo da pegada hídrica de uma cultura agrícola exige uma quantidade significativa de informações. A coleta dos dados, primários ou secundários, ainda é considerada um desafio nesse campo de estudo. Os autores recomendam, portanto, utilizar dados locais próximos ou médias nacionais ou regionais que se encontrem mais facilmente disponíveis. Dada a disponibilidade dos dados, o presente estudo optou por utilizar dados relacionados à demanda hídrica de água para o cálculo dos componentes da pegada hídrica, que permitirão realizar uma estimativa ainda válida e aplicada na literatura, possibilitando dar prosseguimento ao estudo proposto.

No que se refere aos possíveis fatores de influência da ecoineficiência da produção de grãos, conforme Song e Chen (2019), as variáveis escolhidas correspondem ao PIB *per capita*, divulgado pelo IBGE; oferta hídrica *per capita*, sendo que a oferta hídrica foi retirada da plataforma MapBiomias e os dados da população, do IBGE; proporção de gastos governamentais ambientais sobre gastos governamentais totais, disponibilizado pela Secretaria do Tesouro Nacional; proporção de área de irrigação sobre área agropecuária total e proporção de área degradada sobre área agropecuária total, ambas obtidas do Censo Agropecuário; e

temperatura média anual, com base nos dados divulgados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

Todas as variáveis referem-se às informações anuais de 2006 e 2017 e os dados estão agregados por municípios. Valor da produção, PIB *per capita*, gastos ambientais e gastos governamentais totais foram corrigidos pelo índice IPCA a preços de dezembro de 2017.

### 3.3 Método de mensuração da pegada hídrica de grãos

Seguindo o método desenvolvido por Hoekstra *et al.* (2011) para o cálculo da pegada hídrica de uma cultura agrícola, a pegada hídrica total dos grãos é dada pela soma dos componentes verde, azul e cinza, em  $m^3/ton$ , expressa pela Equação (1):

$$PH_{total} = PH_{verde} + PH_{azul} + PH_{cinza} \quad (1)$$

em que:  $PH_{total}$  refere-se à pegada hídrica total de grãos ( $m^3/ton$ );  $PH_{verde}$  é a pegada hídrica verde ( $m^3/ton$ );  $PH_{azul}$  é a pegada hídrica azul ( $m^3/ton$ ) e  $PH_{cinza}$  é a pegada hídrica cinza ( $m^3/ton$ ).

A seguir, mostra-se o cálculo de cada um dos componentes da pegada hídrica dos grãos, de acordo com o proposto por Hoekstra *et al.* (2011).

#### 3.3.1 Cálculo da pegada hídrica verde

Conforme Hoekstra *et al.* (2011), a pegada hídrica verde dos grãos é calculada como o componente verde da demanda hídrica dos grãos dividido pela produtividade da produção de grãos, de acordo com a Equação (2):

$$PH_{verde} = \frac{DHG_{verde}}{Prtv} \quad (2)$$

em que:  $DHG_{verde}$  é o componente verde da demanda hídrica de grãos, em  $m^3/ha$ ; e  $Prtv$  é a produtividade da produção de grãos, em  $ton/ha$ .

O componente verde da demanda hídrica de grãos ( $DHG_{verde}$ ) é calculado com base na demanda que pode ser atendida pela precipitação, levando em conta as características da cultura, do solo e do clima médio local. Isto é, leva-se em consideração a demanda evapotranspirométrica suprida pela água da chuva (água verde) (Hoekstra *et al.*, 2011; ANA, 2021a).

### 3.3.2 Cálculo da pegada hídrica azul

De acordo com Hoekstra *et al.* (2011), a pegada hídrica azul dos grãos é calculada como o componente azul da demanda hídrica dos grãos dividido pela produtividade da produção de grãos, de acordo com a Equação (3):

$$PH_{azul} = \frac{DHG_{azul}}{Prtv} \quad (3)$$

em que:  $DHG_{azul}$  é o componente azul da demanda hídrica de grãos, em  $m^3/ha$ ; e  $Prtv$  é a produtividade da produção de grãos, em  $ton/ha$ .

O componente azul da demanda hídrica de grãos ( $DHG_{azul}$ ) é calculado com base na necessidade de irrigação dos doze tipos de grãos já acrescentando as perdas do sistema de irrigação. Isto é, há a demanda de captação de água superficial ou subterrânea (água azul) (ANA, 2021a; Hoekstra *et al.*, 2011).

Vale ressaltar que a demanda hídrica da cultura (DHC), utilizada para o cálculo das pegadas hídricas verde e azul, refere-se à quantidade de água necessária para a evapotranspiração dentro das condições ideais da cultura desde o seu plantio até a colheita. Ou seja, a quantidade de água (chuva e/ou irrigação) que é suficiente para o solo, mantida com o objetivo de não atrapalhar o desenvolvimento da cultura (Hoekstra *et al.*, 2011). Portanto, os coeficientes técnicos de precipitação efetiva e de necessidade de irrigação fornecidos pela ANA já estão considerando essas condições ideais demandadas por cada tipo de cultura e município.

### 3.3.3 Cálculo da pegada hídrica cinza

De acordo com Hoekstra *et al.* (2011), a pegada hídrica cinza de grãos é calculada pela taxa de aplicação de poluentes por hectare multiplicado pela fração de lixiviação/escoamento, dividido pela concentração máxima aceitável de poluentes menos a concentração natural de poluentes, divididos então pela produtividade da produção de grãos, como mostra a Equação (4):

$$PH_{cinza} = \frac{\frac{(TAQ \cdot \infty)}{C_{max} - C_{nat}}}{Prtv} \quad (4)$$



em que:  $TAQ$  é o consumo de poluente considerado no grão ( $kg/ha$ );  $\alpha$  é fração de lixiviação/escoamento (%);  $C_{max}$  é o máximo aceitável para o poluente considerado no grão ( $kg/m^3$ );  $C_{nat}$  é a concentração natural do poluente considerado no grão ( $kg/m^3$ ); e  $Prtv$  é a produtividade da produção de grãos, em  $ton/ha$ .

Geralmente, os poluentes consistem em fertilizantes, pesticidas e inseticidas. Segundo Hoekstra *et al.* (2011), é necessário contabilizar apenas o poluente mais crítico, ou seja, aquele que gera maior volume de água após o cálculo da pegada hídrica cinza. Neste trabalho, considera-se o consumo de fertilizante nitrogenado, tendo em vista ser o mais adotado e consolidado pela literatura na mensuração da pegada hídrica cinza de culturas agrícolas, sendo, portanto, uma fonte difusa de poluição (Costa *et al.*, 2015; Hoekstra *et al.*, 2011).

Hoekstra *et al.* (2011) sugerem que seja assumida uma taxa de 10% de lixiviação para fertilizantes nitrogenados. Para o valor de concentração máxima, adotou-se o definido na Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, de 10 mg/L para nitrato de nitrogênio (CONAMA, 2005). Para o valor de concentração natural, assumiu-se valor zero, como recomendado por Hoekstra *et al.* (2011).

### 3.4 Método de estimação da fronteira de produção estocástica de grãos

Este estudo adotou a abordagem desenvolvida por Song e Chen (2019) para avaliar a ecoeficiência da produção de grãos. O modelo combina a análise da pegada hídrica e a análise de fronteira estocástica, no qual os componentes da pegada hídrica, capital e trabalho referem-se aos insumos e o valor da produção de grãos é o único produto.

Segundo os autores, essa abordagem tem a vantagem de fornecer o resultado geral da eficiência técnica da produção ecológica no que diz respeito ao uso de todos os fatores de produção em conjunto. Ademais, ao acrescentar variáveis que correspondem a possíveis fatores de influência, permite explicar variações nos efeitos da ecoineficiência em termos de outras variáveis em um processo de estágio único. Por fim, o método permite que seja calculada a elasticidade-produto de cada insumo, permitindo apontar razões para a boa ou má performance da unidade de tomada de decisão no que concerne à ecoeficiência (Robaina-Alves, *et al.*; 2015; Song; Chen, 2019).

Conforme proposto por Battese e Coelli (1995), para a unidade de tomada de decisão  $i$  no tempo  $t$ , o modelo de fronteira de produção estocástica pode ser assinalado pela seguinte expressão:

$$y_{it} = \exp(X_{it}\beta + v_{it} - u_{it}), \quad (5)$$

em que:  $y_{it}$  é o a produção obtida de  $X_{it}$ ;  $X_{it}$  é o vetor de insumos utilizados;  $\beta$  é o vetor de parâmetro desconhecido a ser estimado;  $v_{it}$  representa um conjunto de variáveis aleatórias que captura erros de medição, ruídos e choques aleatórios, sendo independente e identicamente distribuído com distribuição normal de média zero e variância  $\sigma_v^2$ , ou  $\text{iid}\sim\text{N}(0, \sigma_v^2)$ ; e  $u_{it}$  representa um conjunto de variáveis aleatórias não negativas associadas com a ineficiência técnica de produção, podendo assumir  $\text{iid}\sim\text{HN}(0, \sigma_u^2)$  ou  $\text{iid}\sim\text{N}^+(\mu, \sigma_u^2)$ .

O termo de ineficiência técnica pode ser expresso por meio da Equação (6) (Battese; Coelli, 1995):

$$u_{it} = Z_{it}\delta + w_{it}, \quad (6)$$

em que:  $Z_{it}$  representa um vetor de variáveis explicativas da ineficiência da unidade de tomada de decisão  $i$  no tempo  $t$ ;  $\delta$  é um vetor de coeficientes desconhecidos, isto é, sem relação direta com os insumos de produção a serem estimados, mas que podem exercer influência sobre os efeitos da ecoeficiência; já o termo  $w_{it}$  é uma variável de distúrbios estritamente aleatórios (Battese; Coelli, 1995; Scherer; Porsse, 2017). O componente do erro  $u_{it}$  permite capturar se há presença ou não de ineficiência na utilização dos insumos para a produção, sendo que, quanto mais próximo de zero for o valor de  $u_{it}$ , mais eficiente será o uso dos insumos (Scherer; Porsse, 2017).

Segundo Song e Chen (2019), a ecoeficiência pode ser definida como a eficiência técnica da produção ecológica, ou seja, é a razão entre a produção real observada e a produção da fronteira levando em conta tanto ganhos de produção quanto ambientais, para a unidade de tomada de decisão  $i$  e tempo  $t$ , e assume valores entre 0 e 1:

$$E_{it} = \frac{\exp(X_{it}\beta + v_{it} - u_{it})}{\exp(X_{it}\beta + v_{it})} = \exp(-u_{it}) = \exp(-Z_{it}\delta - w_{it}) \quad (7)$$

Para a estimação econométrica da ecoeficiência por meio do método de Fronteira de Produção Estocástica, este estudo escolheu entre duas especificações da função de produção, Cobb-Douglas e Translog, que são as mais utilizadas pela literatura (Scherer; Porsse, 2017; Silva, 2017). Para definir a função de produção mais adequada à análise, foram realizados testes de hipóteses (especificados na subseção 3.5). A forma funcional que se mostrou mais adequada foi uma especificação da Translog variante no tempo, possuindo a seguinte forma:

$$\ln y_{it} = \beta_0 + \sum_{j=1}^5 \beta_j \ln x_{jit} + \beta_t t + \frac{1}{2} \sum_{j=1}^5 \sum_{j \geq k} \beta_{jk} \ln x_{jit} \ln x_{kit} + \sum_{j=1}^5 \beta_j \ln x_{jit} t + v_{it} - u_{it} \quad (8)$$

em que  $i=1,2, \dots, 3.406$  são as unidades de tomada de decisão;  $t=1,2$  são os períodos;  $j, k=1, \dots, 5$  são os inputs aplicados;  $\ln y_{it}$  é o logaritmo do output da  $i$ -ésima unidade de tomada de decisão no período  $t$ ;  $\ln x_{jit}$  é o logaritmo do  $j$ -ésimo input aplicado da  $i$ -ésima unidade de tomada de decisão no período  $t$ ;  $t$  é a tendência temporal, com o papel de ser uma proxy para a mudança de tecnologia;  $\beta$  é o vetor de coeficientes a serem estimados;  $v_{it}$  são as perturbações aleatórias e assume distribuição normal, sendo  $iid \sim N(0, \sigma_v^2)$ ; e  $u_{it}$  é a ineficiência técnica de produção e assume distribuição normal truncada, sendo  $iid \sim N^+(Z_{it}\delta, \sigma_u^2)$ . Para captar os possíveis efeitos da ecoineficiência  $u_{it}$ , foi assumida a seguinte forma:

$$u_{it} = \delta_0 + \delta_1 PC_{it} + \delta_2 AO_{it} + \delta_3 IA_{it} + \delta_4 DA_{it} + \delta_5 GA_{it} + \delta_6 TEMP_{it} + \delta_t t + w_{it} \quad (9)$$

em que PC é PIB *per capita*; AO é oferta hídrica *per capita*; IA é a proporção de área de irrigação sobre a área agropecuária total; DA é a proporção de área degradada sobre a área agropecuária total; GA é a proporção de gastos ambientais sobre o total de gastos governamentais; TEMP é a temperatura média anual;  $t$  é a tendência temporal;  $\delta$  é o vetor de coeficientes desconhecidos; e o termo  $w_{it}$  é uma variável de distúrbios estritamente aleatórios, sendo que todas as variáveis se referem à unidade de tomada de decisão  $i$  no período  $t$ .

A estimação das equações (8) e (9) é feita por meio do método de máxima verossimilhança. A função de máxima verossimilhança é expressa em termos da variância dos parâmetros,  $\sigma^2 = \sigma_v^2 + \sigma_u^2$  e  $\gamma = \sigma_u^2 / \sigma^2$ . Caso  $\gamma = 0$ , inexistente ineficiência, isto é, os desvios da fronteira se devem aos ruídos estocásticos (Battese; Coelli, 1995; Scherer; Porsse, 2017). Para a estimação dos parâmetros do modelo, foi utilizado o software estatístico R, aplicando-se os pacotes *frontier* (para estimar a fronteira de produção estocástica) e *plm* (para estruturar os dados em painel) (R Core Team, 2022).

### 3.5 Testes de hipóteses

Neste trabalho, foram realizados dois testes de hipóteses de modo a selecionar o modelo mais adequado para a análise: o teste da forma funcional e o teste do efeito da

ineficiência na função de produção. Ambos os testes são realizados a partir do cálculo de verossimilhança generalizada, expresso por:

$$LR = -2(\ln LL H_0 - \ln LL H_1) \sim \chi^2 \quad (10)$$

em que: LR é a estatística de verossimilhança generalizada;  $\ln LL H_0$  é o valor log-verossimilhança da hipótese nula ( $H_0$ ); e  $\ln LL H_1$  é valor log-verossimilhança da hipótese alternativa ( $H_1$ ).

### ***3.5.1 Teste da forma funcional***

No primeiro teste, o modelo de fronteira estocástica é estimado com duas especificações da função de produção, Cobb-Douglas e Translog. O teste tem como hipótese nula ( $H_0$ ) a função Cobb-Douglas e como hipótese alternativa ( $H_1$ ), a função Translog. Caso o valor calculado na Equação (10) for maior que o valor crítico fornecido pela tabela de Kodde e Palm (1986), rejeita-se a hipótese nula ( $H_0$ ), ou seja, a função de produção Translog é a mais adequada.

### ***3.5.2 Teste de ausência de ineficiência na função de produção***

O segundo teste verifica se as variáveis definidas na Equação (9) são capazes de captar a ineficiência do modelo de análise. Consiste em comparar dois modelos: a função de produção estimada por Mínimos Quadrados Ordinários (não considera as variáveis de ineficiência) e a função de produção estocástica (considera as variáveis de ineficiência).

A hipótese nula ( $H_0$ ) refere-se à ausência de ineficiência, isto é,  $\gamma = 0$ ; e a hipótese alternativa ( $H_1$ ) refere-se à presença de ineficiência, isto é,  $\gamma \neq 0$ . Caso o valor estimado na Equação (10) for maior que o valor crítico fornecido pela tabela de Kodde e Palm (1986), rejeita-se a hipótese nula ( $H_0$ ), ou seja, há ineficiência e o modelo deve ser estimado com a função de produção estocástica.

## **3.6 Cálculo da elasticidade-produto dos insumos**

Como apontado por Robaina-Alves *et al.* (2015), juntamente à análise da ecoeficiência torna-se importante abordar sobre a elasticidade-produto dos insumos – capital,

trabalho, pegada hídrica verde, pegada hídrica azul e pegada hídrica cinza – a partir dos parâmetros estimados pelo modelo de fronteira estocástica de produção.

Dessa forma, com base na Equação (8), que se refere a uma especificação da função Translog, a elasticidade-produto do *j-ésimo* insumo aplicado é definida da seguinte forma:

$$\varepsilon_j = \frac{\partial \ln y}{\partial \ln x_j} = \beta_j + \sum_{j \neq k} \beta_{jk} \ln x_k + \beta_{tj} t \quad (11)$$

A elasticidade-produto dos insumos pode revelar respostas sobre os insumos responsáveis pelo bom ou mau desempenho da unidade de tomada de decisão em termos de ecoeficiência (Robaina-Alves, *et al.*; 2015; Song; Chen, 2019).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção, serão apresentados e discutidos os seguintes resultados: estatística descritiva das variáveis empregadas no modelo; resultados referentes à mensuração da pegada hídrica da produção de grãos; resultados dos testes de hipóteses; resultados das estimações da fronteira estocástica de produção de grãos e dos fatores de influência da ecoineficiência; resultados dos índices de ecoeficiência e elasticidade-produto dos insumos aplicados.

### 4.1 Estatística descritiva das variáveis

A Tabela 1 apresenta a estatística descritiva para 3.406 municípios brasileiros nos Censos Agropecuários de 2006 e 2017, totalizando 6.812 observações. As variáveis empregadas no modelo de fronteira estocástica da produção de grãos utilizando pegadas hídricas foram cinco *inputs* de produção (capital, trabalho, pegada hídrica verde, pegada hídrica azul e pegada hídrica cinza) e um único *output* (valor da produção), além dos fatores de influência como possíveis causas da ecoineficiência (PIB *per capita*, oferta hídrica *per capita*, proporção de gastos ambientais sobre gastos governamentais totais, proporção de área de irrigação sobre área agropecuária total, proporção de área degradada sobre área agropecuária total e temperatura média anual). A partir dos dados coletados, são apresentadas a média (medida de tendência central); o desvio padrão, mínimo e máximo (medidas de dispersão).

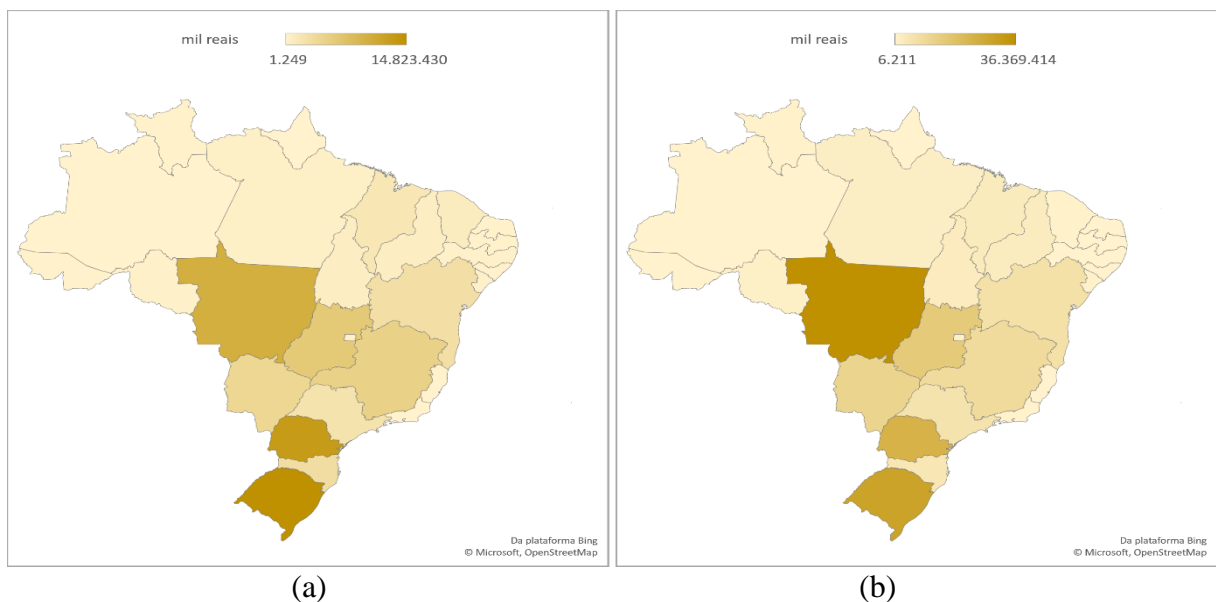
Tabela 1 – Estatística descritiva das variáveis do modelo.

Variável	Descrição	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
<i>Produto</i>					
VPROD	Valor da produção (mil reais)	32.006,15	106.385,37	1,94	2.695.102,31
<i>Insumos</i>					
CAP	Capital (unidades)	220,10	412,71	1,00	6.048,00
TRAB	Trabalho (pessoas)	431,53	733,49	1,00	13.791,00
PHV	Pegada Hídrica Verde (m <sup>3</sup> /ton)	15.620,47	14.836,65	476,70	358.201,31
PHA	Pegada Hídrica Azul (m <sup>3</sup> /ton)	7.484,78	11.035,51	2,52	161.551,61
PHC	Pegada Hídrica Cinza (m <sup>3</sup> /ton)	1.458,72	1.384,13	59,12	38.144,00
<i>Fatores de influência</i>					
PC	PIB <i>per capita</i> (mil reais/pessoa)	22,29	20,57	3,10	385,99
AO	Oferta hídrica <i>per capita</i> (ha/pessoa)	0,12	0,45	0,00	10,23
IA	Proporção de área de irrigação sobre área agropecuária total (%)	2,86	7,20	0,00	100,00
DA	Proporção de área degradada sobre área agropecuária total (%)	7,23	5,86	0,00	71,39
GA	Proporção de gastos ambientais sobre total de gastos governamentais (%)	0,63	1,42	0,00	18,11
TEMP	Temperatura média anual (°C)	23,00	2,97	15,78	30,28

Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

A variável valor da produção de grãos apresentou média de R\$ 32 milhões e desvio-padrão de R\$ 106,4 milhões nos anos de 2006 e 2017. O município de Sorriso (MT) registrou o maior valor da produção dentro da série histórica, com R\$ 2,69 bilhões em 2017, correspondendo a 1,24% do valor da produção de grãos total. Entre as unidades federativas, o estado de Mato Grosso registrou o maior valor da produção de grãos na série histórica, R\$ 46,5 bilhões, ou 21,34%, com 29 entre as 50 observações com maior valor da produção de grãos, com destaque para as culturas de soja e milho, que responderam por 98,54% da produção de grãos do estado. O Mapa 2 apresenta a distribuição espacial do valor da produção de grãos por unidade federativa em 2006 e 2017.

Mapa 2 – Valor da produção de grãos (mil reais) por unidade federativa em 2006 e 2017.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Legenda: (a) Valor da produção de grãos (mil reais) 2006; (b) Valor da produção de grãos (mil reais) 2017.

Nota: valores corrigidos pelo índice IPCA a preços de dezembro/2017.

Entre os Censos Agropecuários de 2006 e 2017, o valor da produção de grãos das unidades federativas avançou 123,99%. Observou-se que estados da região Norte e Centro-Oeste obtiveram os maiores ganhos percentuais, com destaque para Amapá (1201,64%), Rondônia (353,41%), Mato Grosso (258,02%) e Tocantins (249,07%), além de crescimento em estados de outras regiões, como São Paulo (138,29%), Bahia (123,31%) e Rio Grande do Sul (97,57%). Mostra-se, portanto, que entre os Censos de 2006 e 2017, o país apresentou um forte crescimento de tradicionais estados produtores de grãos, registrando o aumento tanto da área plantada quanto da produtividade da terra graças à implementação de tecnologias mais modernas na produção.

Porém, alguns estados apresentaram queda, principalmente os que compõem a região Nordeste, como foi o caso de Ceará (-80,38%), Pernambuco (-79,69%), Paraíba (-78,12%), Rio Grande do Norte (-61,57%), Alagoas (-55,62%) e Sergipe (-24,13%), além de estados de outras regiões, como Acre (-56,12%), Rio de Janeiro (-47,85%) e Espírito Santo (-0,83%). Destaca-se que, entre os períodos de 2012 a 2017, o semiárido brasileiro passou por um dos períodos de seca mais longos da história da região (Santana; Santos, 2020), afetando praticamente todos os estados do Nordeste, ocasionando um impacto significativo na produção de grãos. Muitas culturas foram afetadas por uma grande perda de safras completas, principalmente a cultura de milho, que, por ser muito cultivada na agricultura de sequeiro, depende consideravelmente das águas das chuvas e, assim, afetou o resultado da produção de grãos da região.

Para os fins deste trabalho, também é importante entender o desempenho dos municípios levando em consideração os grãos produzidos. A Tabela 2 apresenta o valor da produção de grãos por tipo de grão produzido em 2006 e 2017.

Tabela 2 – Valor da produção de grãos (mil reais) por tipo de grão em 2006 e 2017.

<b>Grão</b>	<b>2006</b>	<b>2017</b>	<b>Variação 2017/2006 (%)</b>	<b>Valor médio da produção (mil reais)</b>	<b>Proporção do valor médio da produção (%)</b>
Amendoim	160.029	586.913	266,8%	373.471	0,34%
Arroz	7.228.382	8.658.400	19,8%	7.943.391	7,29%
Aveia	196.364	534.821	172,4%	365.593	0,34%
Centeio	1.357	3.343	146,3%	2.350	0,00%
Cevada	87.999	165.198	87,7%	126.598	0,12%
Girassol	46.029	80.957	75,9%	63.493	0,06%
Mamona	49.143	26.843	-45,4%	37.993	0,03%
Milho	20.387.517	33.672.071	65,2%	27.029.794	24,80%
Soja	37.028.388	103.630.088	179,9%	70.329.238	64,51%
Sorgo	378.360	626.678	65,6%	502.519	0,46%
Trigo	1.707.393	2.734.338	60,1%	2.220.865	2,04%
Triticale	23.826	11.474	-51,8%	17.650	0,02%

Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Nota: valores corrigidos pelo índice IPCA a preços de dezembro/2017.

Observou-se que as culturas de amendoim, soja e aveia obtiveram os maiores crescimentos entre 2006 e 2017, com 266,8%, 179,9% e 172,4%, respectivamente. Por outro lado, os tipos de grãos que apresentaram recuo no valor da produção durante o período estudado foram mamona (-45,4%) e triticale (-51,8%). Além disso, observou-se que a soja possui o maior valor médio da produção de grãos do país, seguido por milho e arroz, sendo que os três formam



96,6% do total do valor da produção médio; já os outros grãos, quando somados, representam apenas 3,4%, constatando-se a alta concentração em poucas culturas quanto ao valor agregado da produção de grãos do país.

As 50 observações com os maiores valores da produção de grãos geraram R\$ 48,2 bilhões, que correspondem a 22,11% do total. Destes, R\$ 39,9 bilhões são de municípios dos estados de Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, R\$ 7,1 bilhões dos estados da Bahia e Maranhão e R\$ 1,1 bilhão do estado do Rio Grande do Sul.

Os municípios de Boca da Mata (AL), Feliz Deserto (AL), Guairaçá (PR), Maxaranguape (RN) e Nossa Senhora do Socorro (SE) registraram o menor valor da produção da série histórica, R\$ 1,94 mil (correspondendo a 0,0000044% do valor de produção total), obtido em 2006. O estado do Amazonas apareceu com o menor valor de produção de grãos entre as unidades federativas, R\$ 9,6 milhões, ou 0,004% do total, tendo destaque os cultivos de arroz e milho, que responderam por 94,45% da produção de grãos do estado.

As 50 observações com menores valores da produção de grãos geraram R\$ 300,7 mil, que correspondem à 0,00014% do valor total. Destes, R\$ 137,9 mil são de municípios dos estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo, R\$ 115,2 mil dos estados de Pernambuco, Bahia, Alagoas, Rio Grande do Norte e Sergipe, R\$ 20,5 mil do estado do Paraná, R\$ 17,4 mil dos estados de Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul e R\$ 9,7 mil do estado do Amazonas. Os estados de São Paulo e Pernambuco surgiram com o maior número de observações entre os 50 menores valores da produção de grãos, com 10 e 6 observações, respectivamente.

A variável capital apresentou média de 220,10 e desvio-padrão 412,71, oscilando entre 1 e 6.048 unidades. Quanto à composição do capital empregado na produção de grãos, 54,13% são tratores, 26,78% semeadeiras/plantadeiras, 9,64% colheitadeiras e 9,42% adubadeiras e/ou distribuidoras de calcário.

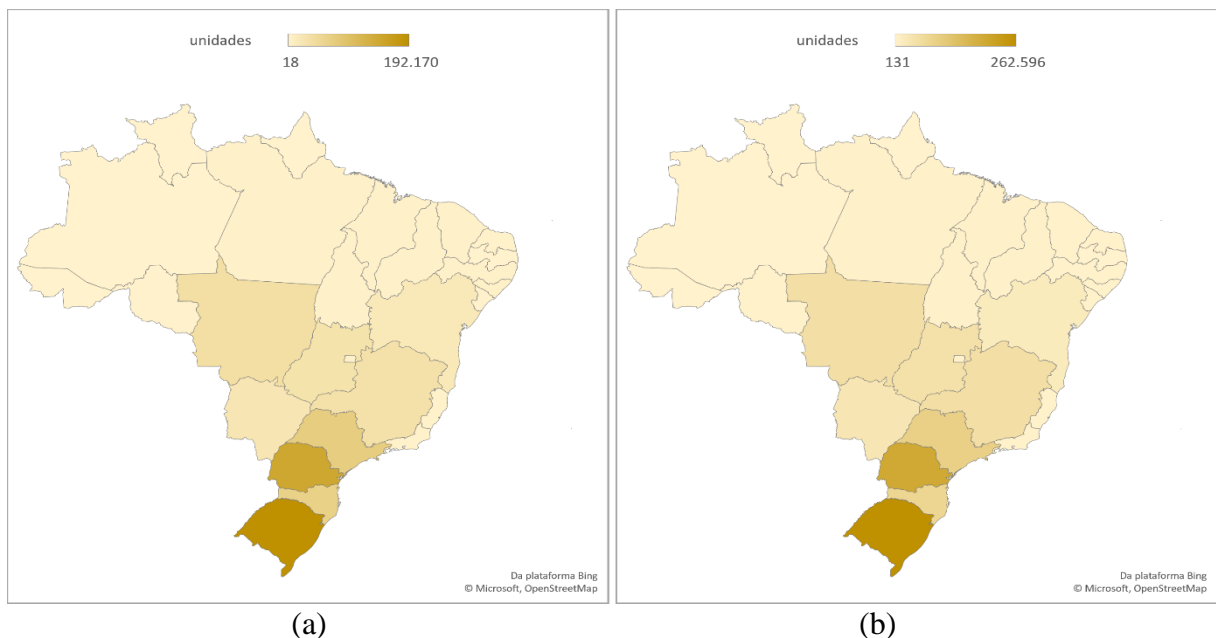
O município de Canguçu (RS) apresentou a maior quantidade, 6.408 unidades (no ano de 2017), sendo sua maioria (83%) composta por tratores e semeadeiras/plantadeiras. Dentre as 50 observações com maior quantidade de capital empregado na produção de grãos estão os estados da região Centro-Oeste (Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul) e da região Sul (Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná), além da Bahia, na região Nordeste.

Em relação às menores quantidades, 692 observações apresentaram apenas uma unidade de capital e foram registradas em todas as unidades federativas, exceto Distrito Federal, sendo a maior parte nos municípios da região Nordeste (397 unidades), seguido por Sudeste

(182 unidades), Norte (53 unidades), Centro-Oeste (46 unidades) e Sul (14 unidades), representando 0,05% do total de capital utilizado.

O estado do Rio Grande do Sul obteve o maior número de maquinários entre as unidades federativas, 454.766, ou 30,33, sendo principalmente tratores (234.168 unidades) e semeadeiras/plantadeiras (134.044 unidades). A unidade federativa com menor utilização de maquinário na produção de grãos nos anos 2006 e 2017 foi o Amapá com 149 unidades, sendo 131 tratores e 17 adubadeiras e/ou distribuidoras de calcário. O Mapa 3 apresenta a distribuição espacial do capital empregado na produção de grãos por unidade federativa nos anos de 2006 e 2017.

Mapa 3 – Capital (unidades) empregado por unidade federativa em 2006 e 2017.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

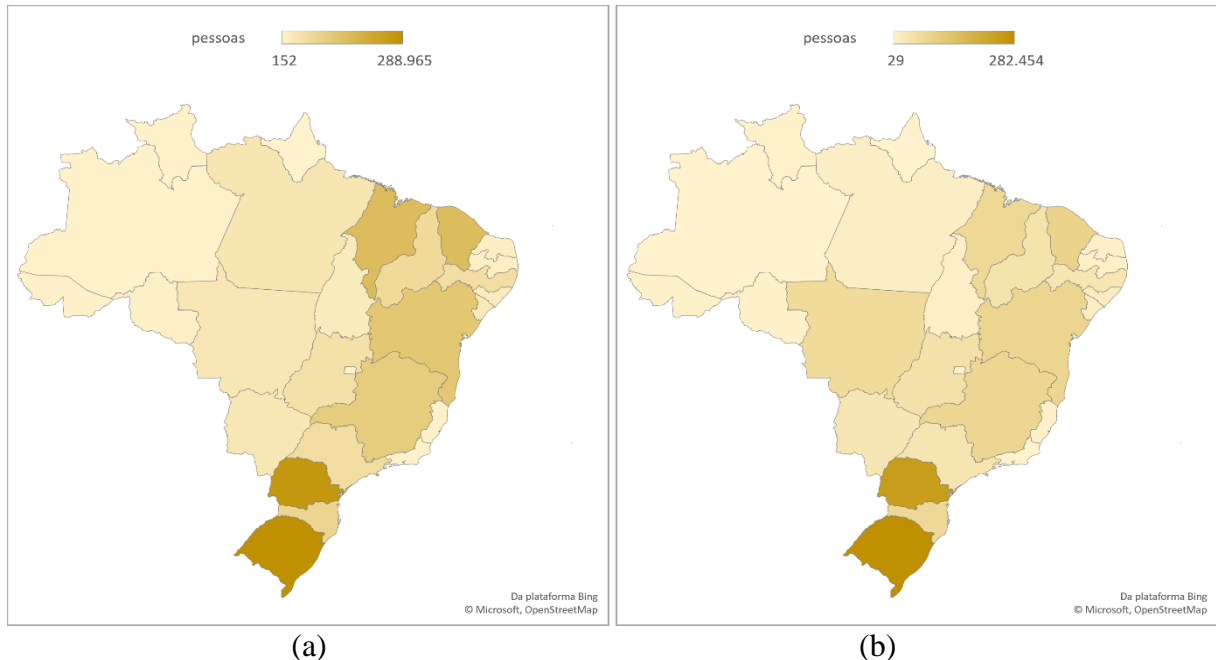
Legenda: (a) Capital (unidades) 2006; (b) Capital (unidades) 2017.

Entre os Censos Agropecuários de 2006 e 2017, a utilização de capital na produção de grãos das unidades federativas avançou 31,45%. Observou-se que a região Norte teve o maior ganho percentual entre os períodos, com destaque para Amapá (628%), Amazonas (509%), Roraima (347%) e Pará (164%). Já os estados que apresentaram redução do emprego de capital entre 2006 e 2017 estão presentes, em sua maioria, na região Nordeste, que é o caso de Alagoas (-73,86%), Pernambuco (-73%), Ceará (-66,03%), Paraíba (-13,33%), além de Acre (-9,37%) e Rio de Janeiro (-2,93%).

A variável trabalho, que corresponde ao número de pessoas ocupadas na produção de grãos, apresentou média 431,53 e desvio-padrão 412,71, com os valores oscilando entre 1 e

13.791 pessoas. O Mapa 4 apresenta a distribuição espacial das pessoas empregadas na produção de grãos por unidade federativa nos anos de 2006 e 2017.

Mapa 4 – Total de trabalho (pessoas) empregadas por unidade federativa em 2006 e 2017.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Legenda: (a) Trabalho (unidades) 2006; (b) Trabalho (unidades) 2017.

Entre os Censos Agropecuários de 2006 e 2017, a utilização de pessoal na produção de grãos das unidades federativas diminuiu 23,35%. Das 27 unidades federativas, 23 apresentaram queda do número de pessoal entre os anos de 2006 e 2017. O estado do Amapá apresentou a maior queda, -80,84%, seguido por Rio de Janeiro (-75,50%) e Pará (-69,29%). Notou-se que o estado do Rio de Janeiro apresentou diminuição tanto na utilização de capital quanto em pessoal empregado, corroborando com a queda de 47,85% do valor da produção entre os períodos registrados (Mapa 2). Ressalta-se que o estado possui participação relativa baixa na produção de grãos do país, 0,02% em 2006 e 0,01% em 2017. 71 observações obtiveram o valor de 1 pessoa empregada, em todas as regiões do país, sendo a maior parte na região Sudeste (38 pessoas), seguido por Nordeste (15 pessoas), Sul (8 pessoas), Centro-Oeste (7 pessoas) e Norte (3 pessoas).

Já em relação às unidades federativas que apresentaram avanço da utilização de pessoal na produção de grãos estão Mato Grosso (108,34%), Distrito Federal (80,97%), Espírito Santo (5,58%) e Mato Grosso do Sul (1,88%). Conforme observado no Mapa 2, no que diz

respeito ao valor da produção, a expansão da produção de grãos nos estados do Centro-Oeste pode ser verificada também pelo avanço nos insumos, como capital e trabalho.

Ao se verificar os valores por município, Codó (MA) registrou o maior número de pessoas empregadas, 13.791, em 2006. Outros municípios do Nordeste, principalmente do estado do Maranhão, figuraram entre as primeiras posições na quantidade de pessoas trabalhando nas lavouras de grãos. Ressalta-se que o Maranhão apresentou avanço em sua participação relativa no valor da produção, passando de 2,58% em 2006 para 4,13% em 2017, tendo ênfase na produção de arroz e milho, assim como obteve crescimento na utilização de capital (22,36%).

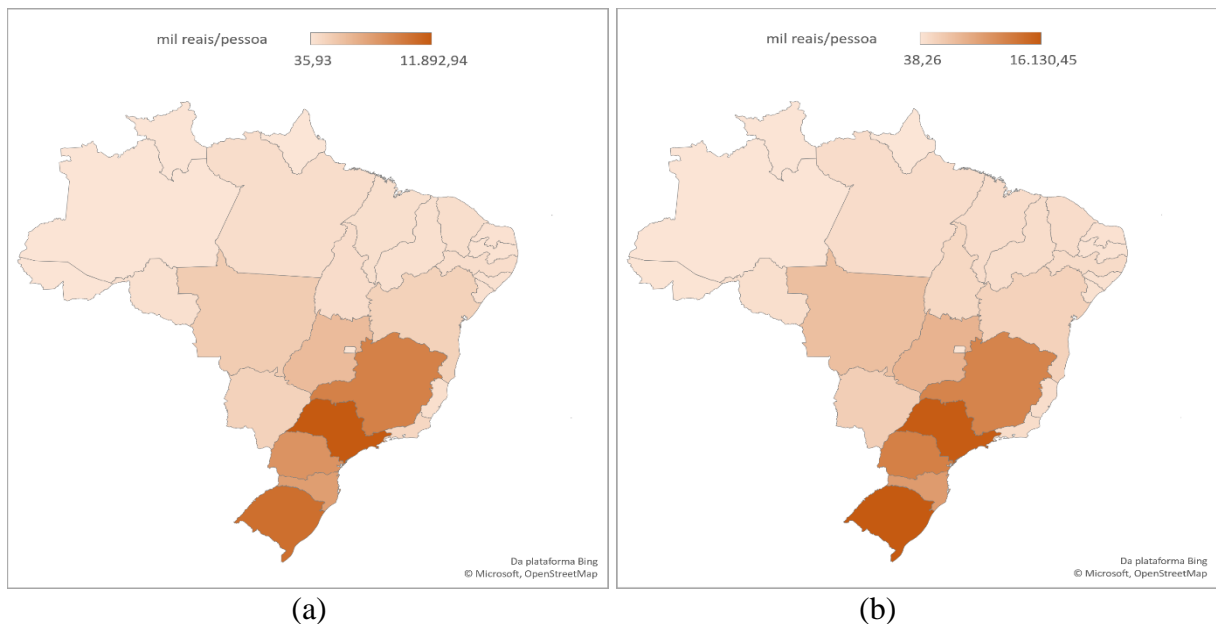
Observou-se que, de 2006 para 2017, 23 unidades federativas tiveram redução no número de pessoas ocupadas na produção de grãos no país, representando uma queda de 23,35%, enquanto 22 unidades federativas impulsionaram o aumento de 31,45% da quantidade de maquinário (tratores, semeadeiras/plantadeiras, colheitadeiras, adubadeiras e/ou distribuidoras de calcário). Isso aponta para a mudança do perfil de trabalho no setor voltado para a produção de grãos do país entre os Censos Agropecuários, com tendência de aumento da mecanização e diminuição da mão de obra.

A pegada hídrica total da produção de grãos do país, ou seja, o somatório das pegadas hídricas verde, azul e cinza, apresentou média de 24.563,97 m<sup>3</sup>/ton e desvio-padrão 23.053,94 m<sup>3</sup>/ton, com valores variando entre 719,93 m<sup>3</sup>/ton e 591.927 m<sup>3</sup>/ton, sendo que houve redução de 29,75% da pegada hídrica total de 2006 para 2017. Tratando-se de cada componente, a pegada hídrica verde obteve média de 15.620,47 m<sup>3</sup>/ton, variando entre 476,70 m<sup>3</sup>/ton e 358.201,31 m<sup>3</sup>/ton; a pegada hídrica azul obteve média de 7.484,78 m<sup>3</sup>/ton, variando entre 2,52 m<sup>3</sup>/ton e 161.551,61 m<sup>3</sup>/ton; e a pegada hídrica cinza obteve média de 1.458,72 m<sup>3</sup>/ton, variando entre 59,12 m<sup>3</sup>/ton e 38.144,00 m<sup>3</sup>/ton. A apresentação e discussão dos resultados da mensuração dos três componentes da pegada hídrica da produção de grãos dos municípios nos períodos de 2006 e 2017 será feita mais detalhadamente na subseção 4.2.

Além do produto e dos insumos aplicados na função de produção, também se faz necessário conhecer os resultados descritivos das variáveis exógenas à produção, ou seja, aquelas que podem representar os possíveis fatores de influência da ecoineficiência dos municípios produtores de grãos em 2006 e 2017. A média de PIB *per capita* foi de R\$ 22,29 mil/pessoa, com mínimo de R\$ 3,10 mil/pessoa e máximo de R\$ 385,99 mil/pessoa. Entre as regiões do país, a região Sul apresentou o maior PIB *per capita* (R\$ 59,7 mil/pessoa), seguido por Sudeste (R\$ 51,38 mil/pessoa), Centro-Oeste (R\$ 20,36 mil/pessoa), Nordeste (R\$ 14

mil/pessoa) e Norte (R\$ 6,2 mil/pessoa). Entre as unidades federativas, o estado de São Paulo registrou o maior PIB *per capita* (R\$ 27,75 mil/pessoa) e o estado do Amapá apresentou o menor (R\$ 74,2/pessoa). Fazendo a comparação entre os períodos de 2006 e 2017, apenas o Rio de Janeiro apresentou recuo do PIB *per capita* (-17,44%), enquanto o Piauí obteve o maior crescimento (103%), como pode ser observado no Mapa 5.

Mapa 5 – PIB *per capita* (mil reais/pessoa) por unidade federativa em 2006 e 2017.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Legenda: (a) PIB *per capita* (mil reais/pessoa) 2006; (b) PIB *per capita* (mil reais/pessoa) 2017.

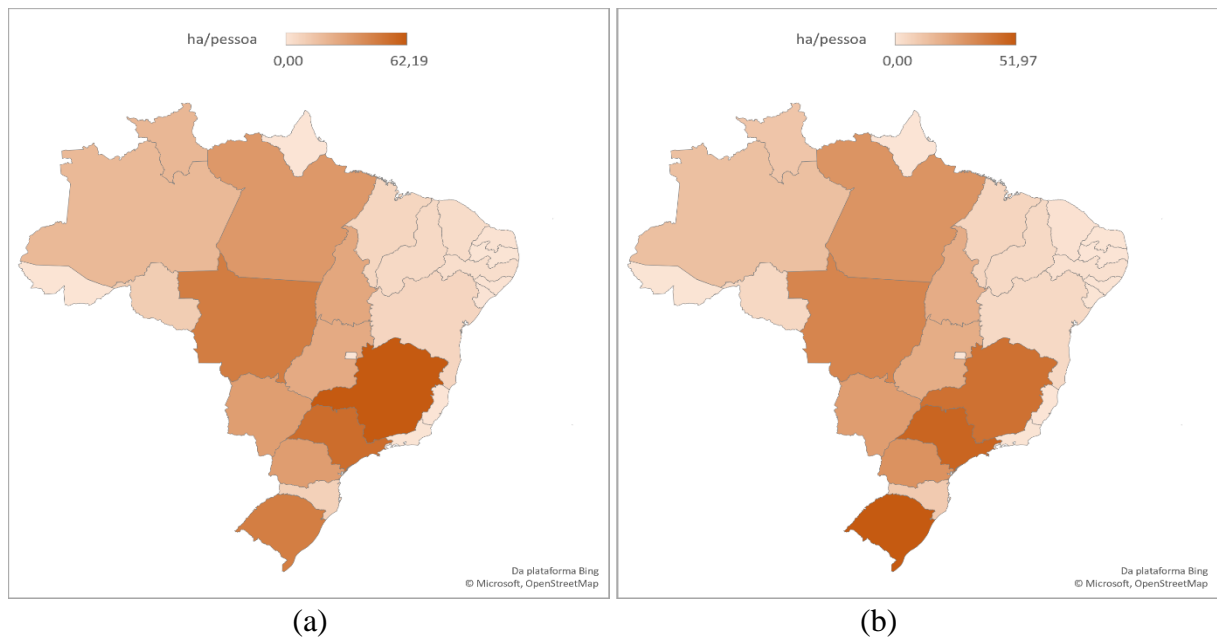
Nota: valores corrigidos pelo índice IPCA a preços de dezembro/2017.

Por município, Araporã (MG) apresentou o maior PIB *per capita* (R\$ 385,99 mil), em 2006, enquanto o município de Santa Quitéria do Maranhão (MA) registrou o menor PIB *per capita* da série histórica (R\$ 3,10 mil), também em 2006. Dentre as 50 observações com maior PIB *per capita*, 24 pertencem à região Sudeste, seguido por Sul (13), Centro-Oeste (9), Nordeste (3) e Norte (1). Já entre as 50 observações com menor PIB *per capita*, 49 pertencem à região Nordeste e 1 à região Norte.

Com relação à oferta hídrica *per capita*, obteve-se média 0,12 *ha*/pessoa e desvio-padrão 0,45 *ha*/pessoa, variando entre 0,00 *ha*/pessoa e 10,23 *ha*/pessoa. Entre as regiões do país, a região Sudeste apresentou a maior oferta hídrica *per capita* (208,73 *ha*/pessoa), seguido por Norte (197,85 *ha*/pessoa), Centro-Oeste (188,89 *ha*/pessoa), Sul (180,78 *ha*/pessoa) e Nordeste (50,76 *ha*/pessoa). Entre as unidades federativas, o estado de Minas Gerais registrou a maior oferta hídrica *per capita* (105,53 *ha*/pessoa) e o Distrito Federal apresentou a menor oferta hídrica *per capita* (0,0049 *ha*/pessoa). Fazendo a comparação entre os períodos de 2006

e 2017, 3 unidades federativas mostraram aumento da oferta hídrica *per capita*, sendo eles Rio Grande do Sul (12,32%), Santa Catarina (10,57%) e Acre (3,3%). Já os estados com maior recuo foram Paraíba (-70,46%), Ceará (-68,17%) e Rio Grande do Norte (-63,03%). O Mapa 6 apresenta a distribuição espacial da oferta hídrica *per capita* por unidade federativa em 2006 e 2017.

Mapa 6 – Oferta hídrica per capita (*ha/pessoa*) por unidade federativa em 2006 e 2017.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

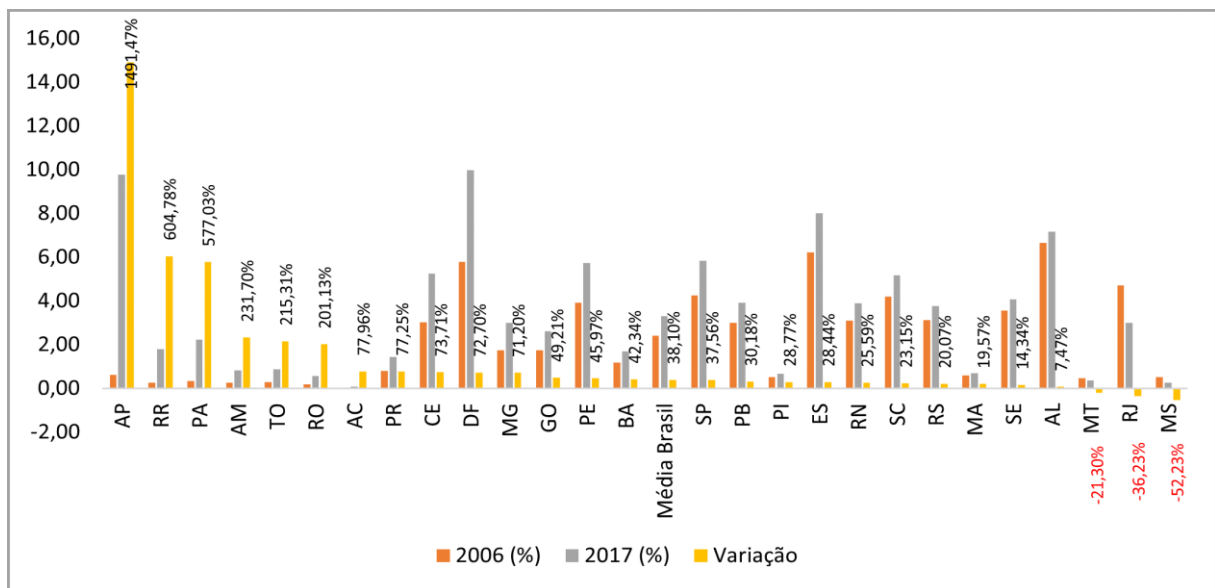
Legenda: (a) Oferta hídrica *per capita* (*ha/pessoa*) 2006; (b) Oferta hídrica *per capita* (*ha/pessoa*) 2017.

Por município, Presidente Figueiredo (AM) apresentou a maior oferta hídrica *per capita* (10,23 *ha/pessoa*), em 2006, enquanto o município de Arantina (MG) não registrou oferta hídrica *per capita* tanto em 2006 quanto em 2017, portanto, 0,00 *ha/pessoa*. Dentre as 50 observações com maior oferta hídrica *per capita*, 18 pertencem ao Norte e 18 ao Centro-Oeste, seguido por Sudeste (8), Sul (4) e Nordeste (2). Já entre as 50 observações com menor oferta hídrica *per capita*, 32 pertencem ao Nordeste, 13 são do Sudeste e 6 do Sul.

No que se refere à proporção da área de irrigação sobre a área agropecuária total, obteve-se média de 2,86% e desvio-padrão de 7,20%. Entre as regiões do país, as regiões Sudeste e Sul apresentaram proporção da área de irrigação sobre a área agropecuária total acima da média, 3,73% e 2,92%, respectivamente. As regiões que obtiveram resultados abaixo da média foram Nordeste (2,84%), Centro-Oeste (1,35%) e Norte (0,8%). Entre as unidades federativas, Distrito Federal apresentou a maior média, 7,87%, enquanto o estado do Acre obteve a menor, 0,06%. Fazendo a comparação entre os períodos de 2006 e 2017, houve um

aumento de 38,10% na proporção de áreas irrigadas sobre a área agropecuária total do país. Ademais, 3 estados apresentaram recuo, sendo eles Rio de Janeiro (-36,23%), Mato Grosso (-21,30%) e Mato Grosso do Sul (-52,30%). Já os estados com maior crescimento da proporção média foram Amapá (1.491,47%), Roraima (604,78%) e Pará (577,03%), conforme apresentado no Gráfico 1.

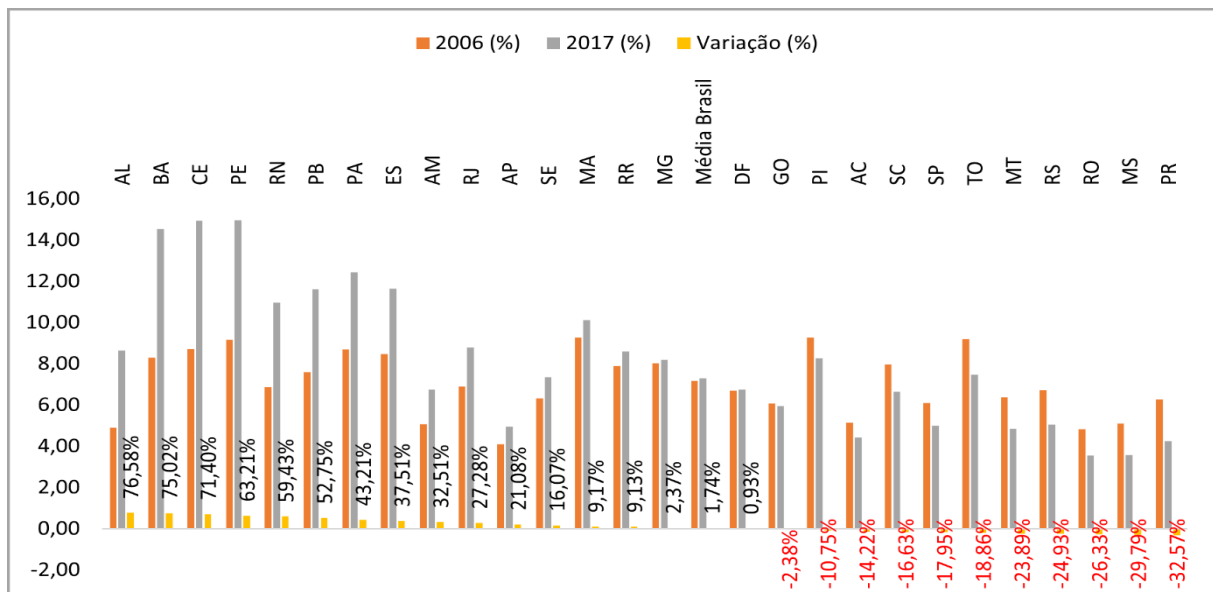
Gráfico 1 – Proporção média da área irrigada sobre área agropecuária total (%) por unidade federativa em 2006 e 2017.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Quanto à proporção de área degradada sobre a área agropecuária total, obteve-se média 7,23% e desvio padrão 5,86%, com valores variando entre 0,00% e 71,39%. Entre as regiões do país, apresentaram proporção de área degradada sobre área agropecuária total acima da média as regiões Nordeste (10,21%) e Norte (8%). As que obtiveram resultados abaixo da média foram as regiões Sudeste (7%), Sul (6%) e Centro-Oeste (5,58%). Entre as unidades federativas, o estado de Pernambuco obteve a maior média, 12,07%, enquanto o estado de Roraima apresentou a menor média, 4,19%. Fazendo a comparação entre os períodos de 2006 e 2017, houve crescimento da proporção de área degradada sobre a área agropecuária total do país em 1,74%. As unidades federativas com as maiores taxas de crescimento foram Alagoas (76,58%), Bahia (75,02%) e Ceará (71,40%). Já os estados que apresentaram recuo foram Paraná (-32,57%), Mato Grosso do Sul (-29,79%) e Rondônia (-26,33%), como pode ser observado no Gráfico 2.

Gráfico 2 – Proporção de área degradada sobre a área agropecuária total (%) por unidade federativa em 2006 e 2017.



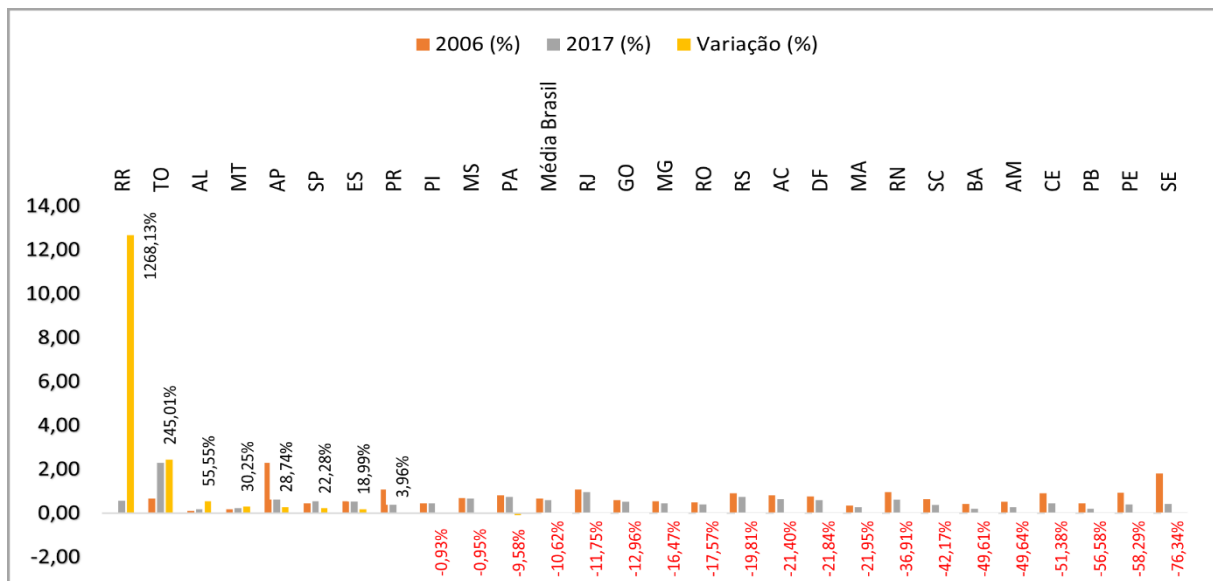
Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Por município, Ilhota (SC) apresentou a maior proporção de área degradada sobre a área agropecuária total, 71,39%, em 2006. Dentre as 50 observações com maior proporção, 23 pertencem à região Sudeste, 21 ao Nordeste, 3 ao Norte, 2 ao Sul e 1 ao Centro-Oeste. Os municípios que registraram 0,00% de área degradada sobre a área agropecuária total foram Flora Rica (SP), Esteio (RS) e Arapuá (MG), todos em 2006. Dentre as 50 observações com menor proporção, 16 pertencem ao Centro-Oeste, 14 ao Sul, 13 ao Sudeste e 13 ao Nordeste.

Em relação à proporção de gastos ambientais sobre o total de gastos governamentais, obteve-se média 0,63% e desvio-padrão de 1,42%, variando entre 0,00% e 18,11%. Entre as regiões do país, apresentaram proporção de gastos ambientais sobre total de gastos governamentais acima da média as regiões Norte (0,95%), Sudeste (0,52%) e Centro-Oeste (0,47%). As regiões que obtiveram resultados abaixo da média foram Sul (0,85%) e Nordeste (0,48%). Entre as unidades federativas, o estado do Amapá obteve a maior média, 2,63%, enquanto o estado de Alagoas apresentou a menor média, 0,15% de gastos ambientais sobre o total de gastos governamentais. Fazendo a comparação entre os períodos de 2006 e 2017, apresentaram as maiores taxas de crescimento os estados de Roraima (1268,13%) e Tocantins (245,01%). Já os estados que obtiveram maior recuo foram Sergipe (-76,34%) e Pernambuco (-58,29%), como pode ser observado na Gráfico 3.



Gráfico 3 – Proporção de gastos ambientais sobre total de gastos governamentais (%) por unidade federativa em 2006 e 2017.

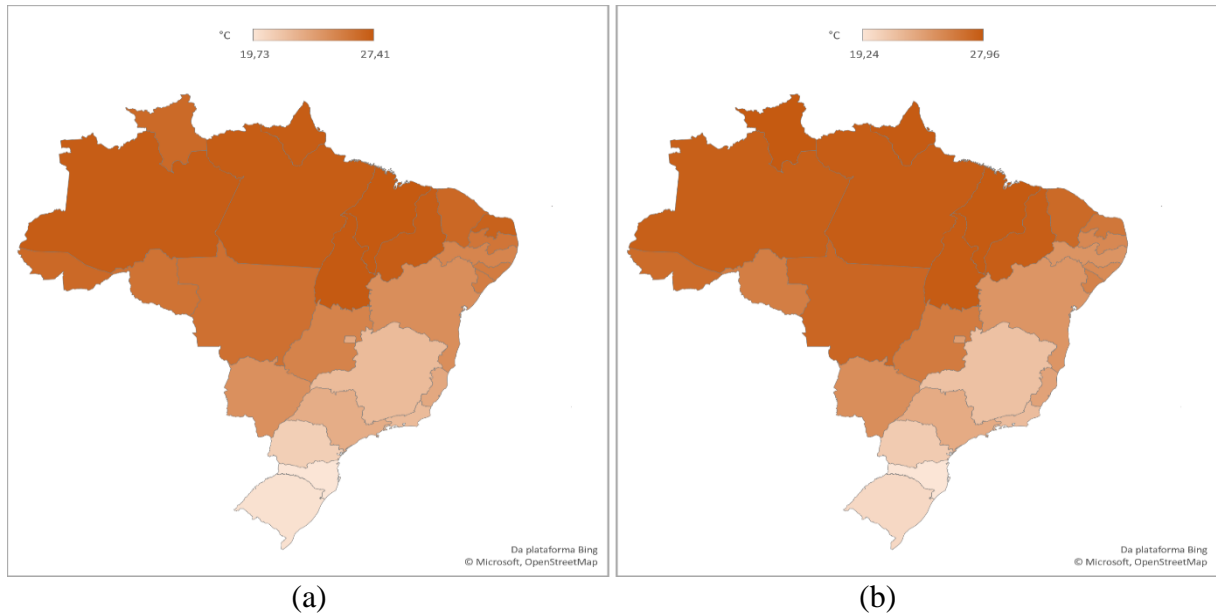


Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Por município, Bom Despacho (MG) apresentou a maior proporção de gastos ambientais sobre total de gastos governamentais (18,11%). Dentre as 50 observações com maior proporção, 17 pertencem ao Sudeste e 17 à região Sul, seguido por Nordeste (11), Norte (3) e Centro-Oeste (2). 2.690 observações, ou 39,49%, apresentaram 0,00% de gasto ambiental sobre o total de gastos governamentais, sendo 876 pertencentes ao Sudeste, 762 ao Nordeste, 663 à região Sul, 260 ao Centro-Oeste e 129 ao Norte.

Quanto à temperatura média anual registrada na série histórica, a média foi de 23 °C e desvio-padrão de 2,97 °C. Entre as regiões, apresentaram resultados acima da média as regiões Norte (27,20 °C), Nordeste (25,77 °C) e Centro-Oeste (25,66 °C), e abaixo da média as regiões Sudeste (22,30 °C) e Sul (20,21 °C). Entre as unidades federativas, o estado de Maranhão obteve a maior média, 27,24 °C, enquanto o estado de Santa Catarina teve a menor, 19,49 °C. Fazendo a comparação entre os períodos de 2006 e 2017, houve a diminuição da temperatura média anual do país em 0,21%. 16 unidades federativas apresentaram aumento, como Roraima (5,40%) e Mato Grosso (3,84%), e 11 obtiveram recuo, como Paraíba (-3,30%) e Rio Grande do Norte (-3,07%), como pode ser observado no Mapa 7.

Mapa 7 – Temperatura média anual (°C) por unidade federativa em 2006 e 2017.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Legenda: (a) Temperatura média anual (°C) 2006; (b) Temperatura média anual (°C) 2017.

Por município, Nova Crixás apresentou a maior temperatura média anual, 30,28 °C, em 2017. O município de São Joaquim (SC) apresentou a menor temperatura média anual, 15,78 °C, também em 2017. Dentre as 50 observações com maiores médias, 21 pertencem ao Nordeste, seguido por Centro-Oeste (19) e Norte (10). As 50 observações com menores médias pertencem à região Sul, principalmente no estado de Santa Catarina (32).

De acordo com os dados apresentados nesta subseção, observou-se que os valores referentes ao desvio padrão, mínimo e máximo evidenciam uma grande heterogeneidade entre os municípios brasileiros produtores de grãos. Gaban *et al.* (2017) afirmam que o agronegócio brasileiro é caracterizado por apresentar significativa diferença tecnológica entre as regiões do país, refletindo, por sua vez, na assimetria dos níveis de produção.

Essa disparidade entre as variáveis analisadas pode ser explicada pela diferença no uso dos recursos necessários para a produção das culturas agrícolas devido às diferenças regionais do país em termos de clima, solo, disponibilidade de recursos hídricos, acesso à tecnologia e conhecimento, impactando nos resultados da produção e da ecoeficiência dos municípios produtores de grãos.

#### 4.2 Resultados sobre as pegadas hídricas da produção de grãos

A partir do método apresentado na subseção 3.3, as pegadas hídricas verde, azul e cinza foram calculadas para doze tipos de grãos, sendo eles: amendoim, arroz, aveia, centeio,

cevada, girassol, mamona, milho, soja, sorgo, trigo e triticale, em 3.406 municípios brasileiros para os Censos Agropecuários de 2006 e 2017. O desenvolvimento de uma cultura agrícola depende substancialmente do conhecimento do produtor sobre as necessidades hídricas da planta, levando em consideração as condições locais e os períodos específicos do ano, de forma que não diminua a produtividade e não comprometa o máximo retorno econômico possível da cultura (Carvalho *et al.*, 2013). Nesse sentido, a Tabela 3 apresenta a média das pegadas hídricas verde, azul e cinza, assim como a pegada hídrica total, dos municípios produtores para cada tipo de grão selecionado neste estudo.

Tabela 3 – Pegada hídrica média (m<sup>3</sup>/ton) dos municípios por tipo de grão.

<b>Grão</b>	<b>Pegada hídrica verde média</b>	<b>Pegada hídrica azul média</b>	<b>Pegada hídrica cinza média</b>	<b>Pegada hídrica total média</b>	<b>Proporção na pegada hídrica total média (%)</b>
Amendoim	2.162,64	959,94	49,18	3.171,77	12,91%
Arroz	3.204,80	1.652,11	452,64	5.309,55	21,62%
Aveia	1.851,45	269,63	145,94	2.267,02	9,23%
Centeio	142,17	17,75	2,79	162,72	0,66%
Cevada	206,15	23,26	5,48	234,88	0,96%
Girassol	427,63	148,16	54,98	630,77	2,57%
Mamona	716,39	709,27	72,11	1.497,76	6,10%
Milho	2.922,13	2.243,78	396,62	5.562,53	22,65%
Soja	1.561,85	518,90	46,23	2.126,97	8,66%
Sorgo	1.065,83	739,89	55,24	1.860,95	7,58%
Trigo	1.093,31	169,30	143,51	1.406,12	5,72%
Triticale	266,14	32,78	34,01	332,93	1,36%

Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

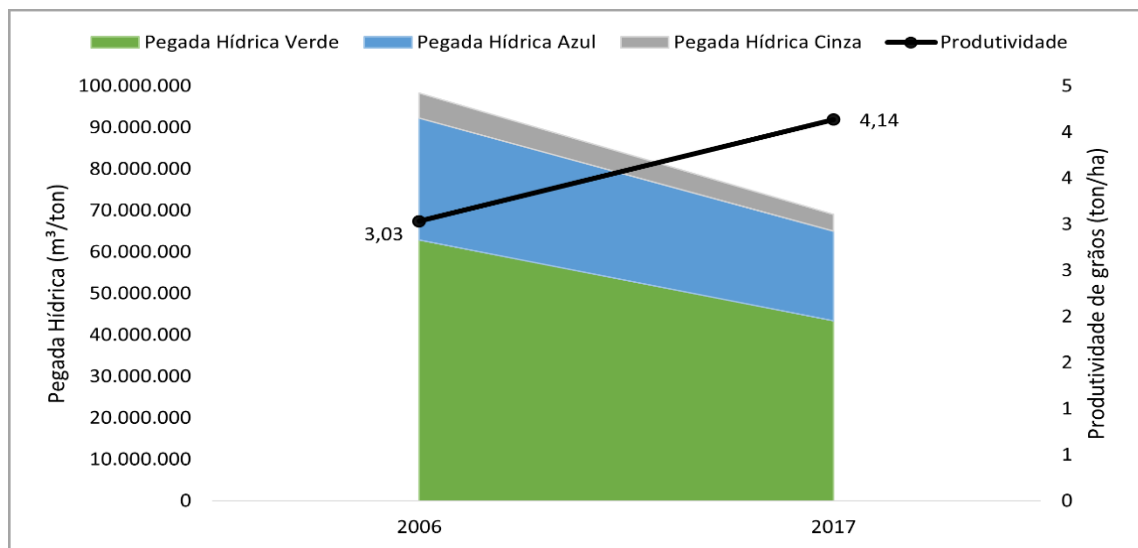
Observou-se que milho apresentou a maior pegada hídrica total média, seguido por arroz e amendoim, sendo que as três culturas responderam por 57,18% da pegada hídrica total média de grãos. Já centeio apresentou a menor pegada hídrica total média, seguido por cevada e triticale, respondendo, conjuntamente, por apenas 2,98% da pegada hídrica total média de grãos no Brasil.

A pegada hídrica total dos grãos, ou seja, o somatório dos três componentes da pegada hídrica (verde, azul e cinza), definidos por Hoekstra e Hung (2002), apresentou uma diminuição significativa entre os Censos 2006 e 2017 de 98,28 milhões de m<sup>3</sup>/ton para 69,04 milhões de m<sup>3</sup>/ton, ou -29,75%. Paralelamente, a produtividade total da produção de grãos, ou seja, a quantidade produzida (toneladas) por área colhida (hectare), obteve um crescimento de 21,30% entre 2006 e 2017. A quantidade produzida passou de 96,4 milhões de toneladas de

grãos em 2006 para 203,6 milhões de toneladas em 2017, um aumento de 111,5%, enquanto a área colhida passou de 31,8 milhões de hectares em 2006 para 49,2 milhões de hectares em 2017, um aumento de 54,88%.

Isso implica que os recursos hídricos demandados na produção de grãos, isto é, a necessidade de água por grão produzido apresentou uma diminuição importante entre os Censos de 2006 e 2017, impactada, principalmente, pelo aumento da produtividade das culturas de grãos. O Gráfico 4 mostra a evolução temporal da pegada hídrica simultaneamente à produtividade.

Gráfico 4 – Pegada hídrica e produtividade da produção de grãos no Brasil em 2006 e 2017.



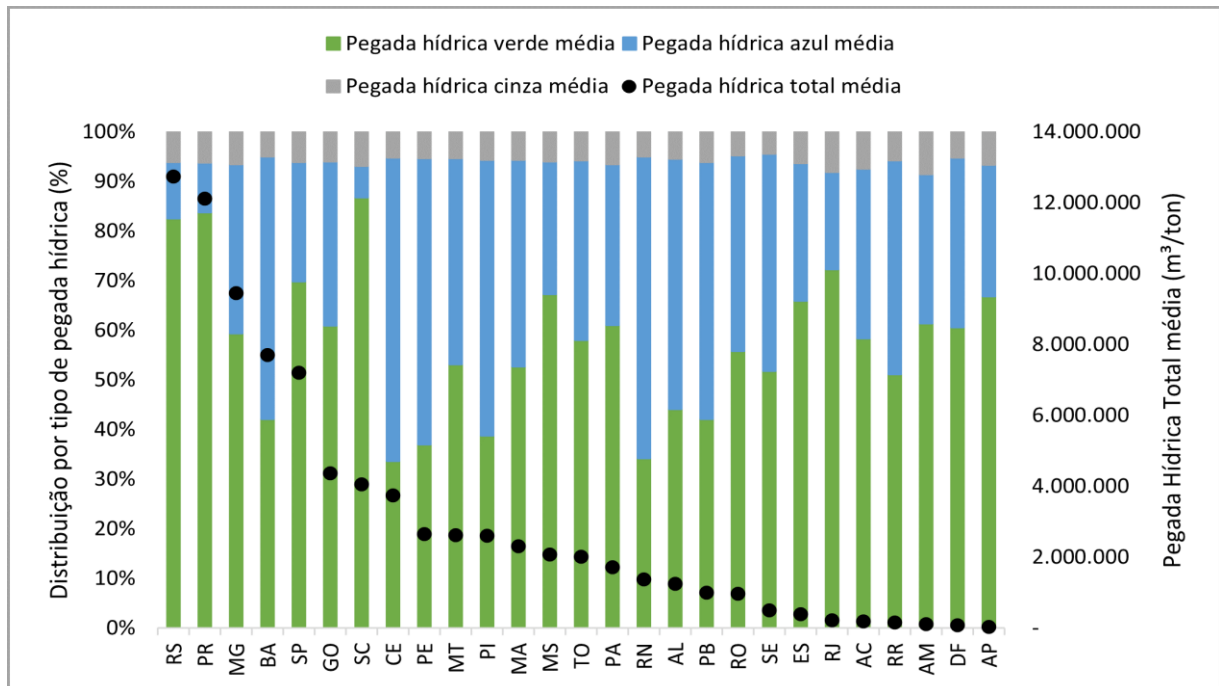
Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

A pegada hídrica total média da produção de grãos dos municípios foi 24,6 mil m<sup>3</sup>/ton. A pegada hídrica verde média foi de 15,6 mil de m<sup>3</sup>/ton, correspondendo à 63,59%. A pegada hídrica azul média foi de 7,5 mil de m<sup>3</sup>/ton, ou 30,47%. A pegada hídrica cinza média foi de 1,5 mil de m<sup>3</sup>/ton, ou 5,94%. Entre 2006 e 2017, as pegadas hídricas verde, azul e cinza apresentaram recuo de -30,90%, -26,59% e -33,09%, respectivamente.

Com relação à distribuição espacial das pegadas hídricas da produção de grãos, a região Sul apresentou a maior pegada hídrica total média, 28,9 mil de m<sup>3</sup>/ton, ou 34,57%, seguido por Nordeste (23,2 mil m<sup>3</sup>/ton, ou 27,68%), Sudeste (17,3 mil de m<sup>3</sup>/ton, ou 20,62%), Centro-Oeste (9,1 mil de m<sup>3</sup>/ton, ou 10,93%) e Norte (5,2 mil de m<sup>3</sup>/ton, 6,2%). Entre as unidades federativas, Rio Grande do Sul apresentou a maior pegada hídrica total média (12,7 mil de m<sup>3</sup>/ton), enquanto o estado do Amapá obteve a menor média (1,8 mil de m<sup>3</sup>/ton). O

Gráfico 5 apresenta o valor médio da pegada hídrica total e sua distribuição por tipo de pegada hídrica nas unidades federativas nos anos de 2006 e 2017.

Gráfico 5 – Pegada hídrica total média e sua distribuição por tipo de pegada nas unidades federativas em 2006 e 2017.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

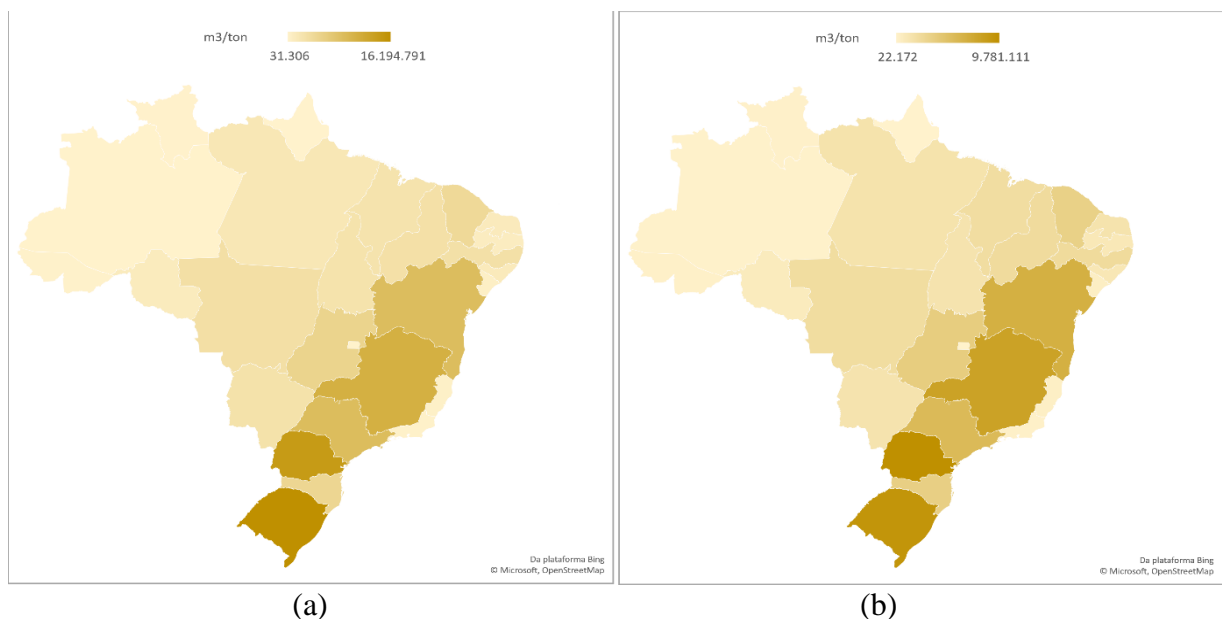
Comparando-se os períodos de 2006 e 2017, todas as regiões do país apresentaram redução da pegada hídrica total, sendo que a região Sul obteve o maior recuo (-36,01%), seguido por Centro-Oeste (-32,65%), Sudeste (-31,01%), Norte (-29,12%) e Nordeste (-19,01%). Entre as unidades federativas, 22 apresentaram redução da pegada hídrica total, sendo que o Mato Grosso do Sul obteve a maior redução (-45,29%), seguido por Rio Grande do Sul (-42,58%) e Tocantins (-42,32%). Por outro lado, Roraima (50,29%), Amazonas (34,18%), Rio Grande do Norte (17,31%), Acre (11,06%) e Paraíba (0,72%) alcançaram crescimento da pegada hídrica total. Corroborando com Hoekstra *et al.* (2011), embora não se possa estabelecer claramente um padrão na distribuição espacial das pegadas hídricas, pode-se afirmar que, a partir dos resultados encontrados, a pegada hídrica é maior onde a produtividade da cultura é menor ou a necessidade de água do grão é maior.

Por município, Carmolândia (TO), em 2006, apresentou a maior pegada hídrica total no período investigado (541,9 mil m<sup>3</sup>/ton), sendo as proporções das pegadas hídricas verde, azul e cinza 66,10%, 26,86% e 7,04%, respectivamente. Já o município de Maripá de

Minas (MG) obteve a menor pegada hídrica total (719,9 m<sup>3</sup>/ton), em 2017, sendo as proporções das pegadas hídricas verde, azul e cinza 66,21%, 25,24% e 8,55%, respectivamente. Nessas condições, é importante notar que Carmolândia (TO), em 2006, obteve a menor produtividade de grãos da série histórica e Maripá de Minas (MG), em 2017, apresentou a segunda maior produtividade de grãos entre as observações.

Isso corrobora com o apresentado por Hoekstra *et al.* (2011), visto que as pegadas hídricas, principalmente verde e azul, podem ser consideravelmente reduzidas através do aumento da produtividade da terra, ainda que não seja a única nem a mais recomendada solução. O aumento da produtividade da água - por meio do uso mais eficiente da água de chuva e da irrigação - é mais importante, pois leva à diminuição da necessidade da produção com uso intensivo de água em áreas de escassez hídrica. O Mapa 8 mostra a evolução temporal da pegada hídrica total por unidade federativa nos anos de 2006 e 2017.

Mapa 8 – Pegada hídrica total (m<sup>3</sup>/ton) por unidade federativa em 2006 e 2017.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

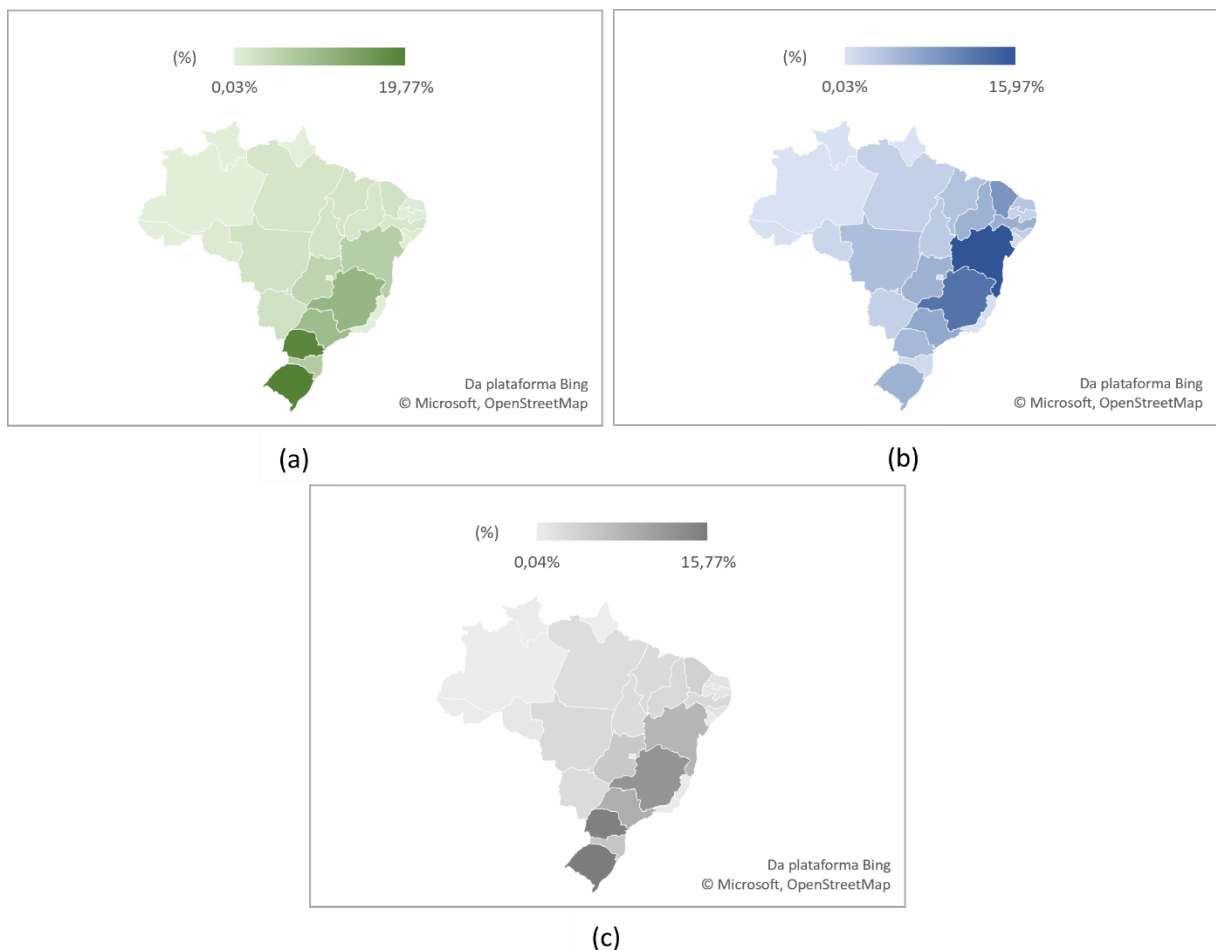
Legenda: (a) Pegada hídrica total (m<sup>3</sup>/ton) 2006; (b) Pegada hídrica total (m<sup>3</sup>/ton) 2017.

Dessa forma, observou-se pela distribuição espacial entre os anos de 2006 e 2017 que, apesar de a pegada hídrica total da produção de grãos ter diminuído em números absolutos, alguns estados apresentaram crescimento relativo, como foi o caso de estados das regiões Norte e Nordeste. Comparando-se ao nível de produtividade dos grãos, as altas de produtividade ao longo do período estudado foram encontradas nas regiões Centro-Oeste (38,31%), Norte

(32,66%), Sul, (28,22%) e Sudeste (14,28%). Já o Nordeste foi a única região que obteve redução, apesar de pequena, da produtividade de grãos (-0,17%).

O Mapa 9 apresenta a proporção relativa das pegadas hídricas verde, azul e cinza entre as unidades federativas nos anos 2006 e 2017. As proporções médias das pegadas hídricas verde, azul e cinza em relação à pegada hídrica total foram de 63,59%, 30,47% e 5,94%, respectivamente. Essas diferenças de participação dos componentes da pegada hídrica revelam as discrepâncias climáticas e de produtividade ao longo do país.

Mapa 9 – Proporção (%) das pegadas hídricas verde, azul e cinza médias por unidade federativa nos anos 2006 e 2017.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Legenda: (a) Pegada hídrica verde média; (b) Pegada hídrica azul média; (c) Pegada hídrica cinza média.

Conforme os coeficientes de demanda hídrica da água verde e produtividade dos grãos, identificou-se que a região Sul apresentou a maior proporção média de pegada hídrica verde (45,56%), seguido por Sudeste (20,78%), Nordeste (17,71%), Centro-Oeste (10,34%) e Norte (5,71%). Entre as unidades federativas, o estado do Rio Grande do Sul teve a maior

proporção média de pegada hídrica verde, 19,77%, enquanto o estado do Amapá apresentou a menor proporção, 0,03%. De acordo com a literatura, se constatada a elevada proporção da pegada hídrica verde nas regiões produtoras de grãos, revela-se que os índices pluviométricos podem ser suficientes para suprir a demanda por água das culturas. Pode-se indicar uma forte presença da agricultura de sequeiro (ANA, 2020a; Hoekstra *et al.* 2011).

Fazendo a comparação da pegada hídrica verde entre 2006 e 2017, verificou-se que a região Sul obteve o maior recuo (-35,61%), seguido por Centro-Oeste (-32,66%), Sudeste (-29,63%), Norte (-29,16%) e Nordeste (-18,65%). Já entre as unidades federativas, o estado de Roraima obteve o maior crescimento (58,83%) e o estado do Mato Grosso do Sul apresentou o maior recuo (-45,46%). Conforme os coeficientes de demanda hídrica da água azul e produtividade dos grãos, identificou-se que a região Nordeste obteve a maior proporção média de pegada hídrica azul, 49,1%, seguido por Sudeste (20,02%), Centro-Oeste (12,21%), Sul (11,45%) e Norte (7,22%). Entre as unidades federativas, o estado da Bahia teve a maior proporção média de pegada hídrica azul (15,97%), enquanto o estado do Amapá obteve a menor proporção (0,03%). De acordo com a literatura especializada, se constatada uma elevada proporção de pegada hídrica azul nas regiões produtoras, revela-se a alta demanda do uso de água por meio da irrigação para cobrir o déficit hídrico de determinada cultura em determinado local. Isso pode indicar a necessidade da presença de agricultura irrigada intensiva (ANA, 2020a; Hoekstra *et al.* 2011).

Fazendo a comparação da pegada hídrica azul entre 2006 e 2017, verificou-se que a região Sul obteve o maior recuo (-36,97%), seguido por Sudeste (-32,52%), Centro-Oeste (-31,87%), Norte (-28,62%) e Nordeste (-19,59%). Já entre as unidades federativas, o estado de Roraima obteve o maior crescimento (47,49%) e o estado do Rio Grande do Sul apresentou o maior recuo (-43,06%). A pegada hídrica cinza refere-se ao volume de água doce necessário para assimilar a carga de poluentes de forma que se tornem inócuos (Hoekstra *et al.* 2011). Conforme os índices de consumo de poluente (considerando apenas fertilizante nitrogenado) e de produtividade dos grãos, observou-se que a região Sul obteve a maior proporção média, 36,53%, seguido por Nordeste (24,51%), Sudeste (22,08%), Centro-Oeste (10,62%) e Norte (6,26%). Entre as unidades federativas, o Rio Grande do Sul foi o estado com a maior proporção média de pegada hídrica cinza (15,77%) e Amapá com a menor (0,04%). Notou-se, portanto, que a similaridade dos locais onde as pegadas hídricas cinza e verde são maiores deve-se ao uso de mais fertilizantes nitrogenados sintéticos com o objetivo de aumentar a produtividade das culturas de sequeiro.



Fazendo a comparação da pegada hídrica cinza entre 2006 e 2017, verificou-se que a região Sul obteve o maior recuo (-39,78%), seguido por Sudeste (-37,38%), Centro-Oeste (-37,38%), Norte (-31,63%) e Nordeste (-15,71%). Já entre as unidades federativas, o estado do Amazonas obteve o maior crescimento (40,63%) e o estado do Mato Grosso do Sul apresentou o maior recuo (-53,48%). Um estudo sobre o uso da água na agricultura de sequeiro no Brasil entre 2013 e 2017, realizado por ANA e IBGE, apontou que, em média, 92,5% do consumo de água na agricultura é proveniente da chuva e do solo (água verde) e 7,5% referem-se à captação de água para irrigação (água azul) no país (ANA, 2020a).

Nesse sentido, ANA (2020a) afirmou que a região Nordeste apresenta uma maior participação na demanda hídrica por meio da irrigação e de uma menor parcela de consumo por meio da agricultura de sequeiro. De um modo geral, a região Nordeste é caracterizada por possuir condições climáticas e qualidade do solo que não conseguem garantir os nutrientes necessários para o desenvolvimento de uma cultura que exija muita água. Assim, apresenta precipitação efetiva (água verde) baixa e déficit hídrico alto, levando à necessidade de irrigação (água azul).

Ainda segundo ANA (2020a), a região Norte, caracterizada por um regime pluviométrico com chuvas abundantes e permanentes, ainda apresenta pouca relevância, em termos relativos, no consumo de água na produção agrícola. O Centro-Oeste, que concentra a maior parte da produção de grãos do país, possui clima bastante irregular (estações úmidas e secas), principalmente quando se trata da distribuição das chuvas entre as safras, e caracteriza-se por ter elevado o consumo de água via sequeiro (água da chuva) (Flumignan *et al.*, 2015). Já as regiões Sudeste e Sul que, de maneira geral, possuem chuvas relativamente bem distribuídas ao longo do ano (mesmo com volumes abaixo dos da região Norte), obtêm boa disponibilidade de água para agricultura e apresentam grande consumo tanto de água da chuva quanto de água de irrigação.

Os resultados dos componentes verde, azul e cinza das pegadas hídricas e suas respectivas distribuições ao longo do país revelam que a pegada hídrica verde prevalece em estados das regiões Sul e Sudeste, a pegada hídrica azul é predominante em estados das regiões Nordeste e Sudeste e a pegada hídrica cinza está distribuída, em sua maioria, nas regiões Sul e Sudeste. Isso mostra que a falta de chuvas e a maior presença dos climas secos e semiáridos são fatores chaves na decisão sobre a utilização de sistemas de irrigação e de fertilizantes nitrogenados sintéticos.

Hoekstra *et al.* (2011) afirmam que o objetivo da mensuração das pegadas hídricas verde e azul não é para zerar esses indicadores, visto que a água é parte essencial do desenvolvimento da produção de alimentos, mas o que é plenamente possível - e deve ser tratado como meta - é o aumento da produtividade das águas verde e azul. Ou seja, fazer o uso mais eficiente das águas da chuva e da irrigação em regiões com diferentes condições edafoclimáticas tanto em regiões escassas quanto abundantes em água, através do aperfeiçoamento das práticas de manejo das águas verde e azul nas produções agrícolas, por exemplo.

Com relação à pegada hídrica cinza, trata-se de um indicador de poluição hídrica local e deve, idealmente, ser reduzido a zero por meio do tratamento dos efluentes antes que cheguem ao corpo d'água receptor, por exemplo. A ideia é que a diminuição da pegada hídrica (aumento da produtividade da água) mesmo em regiões com maior oferta hídrica local levaria à diminuição da necessidade do uso intensivo da água para a produção de bens em áreas com problemas de escassez e de poluição, aumentando a sustentabilidade hídrica nessas localidades.

#### **4.3 Resultados dos testes sobre a forma funcional e o efeito de ineficiência na função de produção**

Para selecionar o modelo mais adequado para a análise da ecoeficiência da produção de grãos, foram realizados os testes da forma funcional e do efeito de ineficiência na função de produção, conforme especificado na subseção 3.5. No teste da forma funcional, foram estimadas duas especificações da função de produção, Cobb-Douglas e Translog, ambas variantes no tempo e com progresso técnico, sendo assim, uma análise de dados em painel. Conforme estabelecido na subseção 3.5.1, aplicou-se o teste de máxima verossimilhança - expresso na Equação (10) - obteve-se o valor de  $\lambda$  de 558,4 e, com o auxílio da tabela de Kodde e Palm (1986), ao nível de 5% de significância e 20 graus de liberdade, encontrou-se o valor crítico de 30,814. Dessa forma, como o valor de  $\lambda$  é maior do que o valor crítico, rejeitou-se a hipótese nula (função Cobb-Douglas) e definiu-se que a função Translog é a forma funcional que melhor se ajusta para a representação do modelo deste estudo.

Para o teste do efeito da ineficiência na função de produção, foram estimados dois modelos, a função de produção estimada por MQO ( $\gamma = 0$ ) e a função de produção estocástica ( $\gamma \neq 0$ ), conforme estabelecido na subseção 3.5.2. Aplicou-se o teste de máxima verossimilhança - expresso na Equação (10) - obtendo-se o valor de  $\lambda$  de 625,79 e, com o auxílio da tabela de Kodde e Palm (1986), ao nível de 5% de significância e 9 graus de liberdade,

encontrou-se o valor crítico de 16,274. Dessa forma, como o valor de  $\lambda$  é maior do que o valor crítico, rejeitou-se a hipótese nula de ausência de ineficiência e o modelo deve ser estimado com a função de produção estocástica. A Tabela 4 apresenta os resultados dos testes da forma funcional e da ausência de ineficiência.

Tabela 4 – Resultados dos testes de hipóteses realizados.

Teste	Hipótese Nula	Graus de liberdade	Valor de $\lambda$	Valor Crítico	Decisão (nível de 5%)
<b>Forma Funcional</b>	H <sub>0</sub> : Cobb-Douglas	20	558,4	30,814	Rejeita-se H <sub>0</sub>
<b>Ausência de ineficiência</b>	H <sub>0</sub> : $\gamma = 0$	9	625,79	16,274	Rejeita-se H <sub>0</sub>

Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

#### 4.4 Estimativas do modelo de fronteira estocástica da produção de grãos

Com base no *framework* sugerido por Song e Chen (2019) e a partir dos dados coletados, são apresentados os resultados das estimações do modelo, que se refere à mensuração da ecoeficiência da produção de grãos em nível municipal nos Censos Agropecuários 2006 e 2017, utilizando uma combinação do cálculo da pegada hídrica e da análise de fronteira de produção estocástica. Na mensuração da pegada hídrica, adotou-se o modelo proposto por Hoekstra *et al.* (2011), e na estimação da fronteira de produção estocástica, utilizou-se o modelo proposto por Battese e Coelli (1995). A Tabela 5 apresenta os resultados da função de produção de fronteira estocástica e os parâmetros da variância.

Tabela 5 – Resultados da estimação do modelo de fronteira de produção.

Variável	Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão	Valor Z	Pr(> z )
<i>Função de Produção de Fronteira Estocástica</i>					
Intercepto	$\beta_0$	0,186***	0,038	4,865	0,000
ln CAP	$\beta_1$	0,839***	0,020	41,252	0,000
ln TRAB	$\beta_2$	0,403***	0,021	19,416	0,000
ln PHV	$\beta_3$	0,282***	0,069	4,062	0,000
ln PHA	$\beta_4$	0,312***	0,032	9,808	0,000
ln PHC	$\beta_5$	-0,686***	0,077	-8,871	0,000
t	$\beta_t$	0,53***	0,049	10,712	0,000
ln CAP * ln CAP	$\beta_{11}$	0,125***	0,009	13,399	0,000
ln CAP * ln TRAB	$\beta_{12}$	-0,012*	0,006	-1,912	0,056
ln CAP * ln PHV	$\beta_{13}$	-0,013	0,028	-0,487	0,626
ln CAP * ln PHA	$\beta_{14}$	0,072***	0,013	5,650	0,000
ln CAP * ln PHC	$\beta_{15}$	0,021	0,028	0,755	0,450

(continua)

Tabela 5 – Resultados da estimação do modelo de fronteira de produção.

					(conclusão)
Variável	Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão	Valor Z	Pr(> z )
<i>Função de Produção de Fronteira Estocástica</i>					
ln TRAB * ln TRAB	$\beta_{22}$	-0,035***	0,010	-3,615	0,000
ln TRAB * ln PHV	$\beta_{23}$	-0,045	0,029	-1,543	0,123
ln TRAB * ln PHA	$\beta_{24}$	0,009	0,013	0,719	0,472
ln TRAB * ln PHC	$\beta_{25}$	-0,024	0,030	-0,818	0,413
ln PHV * ln PHV	$\beta_{33}$	-2,031***	0,176	-11,517	0,000
ln PHV * ln PHA	$\beta_{34}$	-0,03	0,058	-0,509	0,611
ln PHV * ln PHC	$\beta_{35}$	1,901***	0,183	10,388	0,000
ln PHA * ln PHA	$\beta_{44}$	0,087***	0,025	3,430	0,001
ln PHA * ln PHC	$\beta_{45}$	-0,204***	0,062	-3,321	0,001
ln PHC * ln PHC	$\beta_{55}$	-1,513***	0,216	-7,008	0,000
ln CAP * t	$\beta_{1t}$	0,054***	0,019	2,921	0,003
ln TRAB * t	$\beta_{2t}$	0,048**	0,021	2,339	0,019
ln PHV * t	$\beta_{3t}$	0,212**	0,088	2,400	0,016
ln PHA * t	$\beta_{4t}$	0,109***	0,034	3,251	0,001
ln PHC * t	$\beta_{5t}$	-0,349***	0,093	-3,745	0,000
<i>Variância</i>					
$\sigma^2$		5,877***	1,978	2,972	0,003
$\gamma$		0,827***	0,061	13,570	0,000
$\sigma_u^2$		4,858**	1,992	2,439	0,015
$\sigma_v^2$		1,019***	0,032	32,134	0,000
$\lambda$		2,184***	0,464	4,704	0,000
log-verossimilhança		-10712,15	-	-	-
Eficiência média		0,63740	-	-	-

Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Nota: Níveis de confiança \*\*\*0,01, \*\*0,05 e \*0,1

A fronteira de produção estocástica foi estimada por meio da Equação (8), uma função Translog variante no tempo, a qual apresentou o melhor ajuste após a realização dos testes. Foram considerados os níveis de significância de 10%, 5% e 1%, porém, a maioria dos parâmetros estimados demonstraram ser altamente significativos, isto é, ao nível de 1%.

Os parâmetros que não apresentaram significância estatística (acima do nível de 10%) foram as interações entre capital e pegada hídrica verde ( $\beta_{13}$ ), capital e pegada hídrica cinza ( $\beta_{15}$ ), trabalho e pegada hídrica verde ( $\beta_{23}$ ), trabalho e pegada hídrica azul ( $\beta_{24}$ ), trabalho e pegada hídrica cinza ( $\beta_{25}$ ), pegada hídrica verde e pegada hídrica azul ( $\beta_{34}$ ). Na fronteira estimada para a função de produção, os parâmetros que apresentaram impacto negativo na produção de grãos no Brasil foram pegada hídrica cinza ( $\beta_5$ ) e as seguintes interações: capital e trabalho ( $\beta_{12}$ ), capital e pegada hídrica verde ( $\beta_{13}$ ), trabalho ao quadrado ( $\beta_{22}$ ), trabalho e pegada hídrica cinza ( $\beta_{25}$ ), pegada hídrica verde ao quadrado ( $\beta_{33}$ ), pegada hídrica verde e pegada hídrica azul ( $\beta_{34}$ ), pegada hídrica azul e pegada hídrica cinza ( $\beta_{45}$ ), pegada hídrica cinza e tendência

temporal ( $\beta_{5t}$ ). Cada uma dessas variáveis explicativas e suas interações estão negativamente associadas ao nível de produção quando as demais são mantidas constantes.

Os sinais apresentados pelos parâmetros capital ( $\beta_1$ ), trabalho ( $\beta_2$ ), pegada hídrica verde ( $\beta_3$ ), pegada hídrica azul ( $\beta_4$ ), pegada hídrica cinza ( $\beta_5$ ), além das interações capital ao quadrado ( $\beta_{11}$ ), capital e trabalho ( $\beta_{12}$ ), capital e pegada hídrica cinza ( $\beta_{15}$ ) e pegada hídrica cinza ao quadrado ( $\beta_{55}$ ), estimados pelo modelo de fronteira de produção estocástica, corroboram com os resultados apresentados por Song e Chen (2019), que estimaram uma fronteira de produção estocástica com a forma funcional Translog variante no tempo a fim de mensurar a ecoeficiência da produção de grãos da China.

#### 4.5 Fatores de influência da ecoeficiência da produção de grãos

Com relação ao modelo de ineficiência dado pela Equação (9), o valor  $\gamma$  foi de 0,827 e significativo ao nível de 1%, indicando que aproximadamente 83% da variância total do erro composto da estimativa da função de produção estocástica pode ser atribuída à ineficiência técnica e aproximadamente 17% pode ser atribuída a ruídos aleatórios. Dessa forma, a variação na produção de grãos descreve-se pela ineficiência técnica da produção ecológica (ecoineficiência) (Song; Chen, 2019).

Como  $u_{it}$  relaciona-se à ineficiência técnica (no presente estudo representa a ecoineficiência), os parâmetros estimados com sinais negativos contribuem para o aumento da ecoeficiência, já os parâmetros estimados que apresentam sinais positivos contribuem para o aumento da ecoineficiência (Scherer; Porsse, 2017). Todos os parâmetros, exceto PIB *per capita* e tendência temporal, foram estatisticamente significantes conforme o estabelecido neste estudo. A Tabela 6 apresenta os resultados da estimação do modelo com os possíveis fatores de influência da ecoineficiência da produção de grãos.

Tabela 6 – Resultados da estimação do modelo de ecoineficiência da produção.

Variável	Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão	Valor Z	Pr(> z )
<i>Modelo de Ecoineficiência</i>					
Intercepto	$\delta_0$	-10,712**	5,223	-2,051	0,040
PIBPC	$\delta_1$	-0,022	0,016	-1,325	0,185
OFPC	$\delta_2$	-114,07***	39,246	-2,907	0,004
AREAIRR	$\delta_3$	0,078***	0,024	3,301	0,001
AREADEG	$\delta_4$	0,111***	0,031	3,615	0,000
GASTAMB	$\delta_5$	-0,105*	0,059	-1,785	0,074
TEMP	$\delta_6$	0,263**	0,119	2,214	0,027
t	$\delta_t$	0,127	0,286	0,445	0,656

(continua)

Tabela 6 – Resultados da estimação do modelo de ecoineficiência da produção.

Variável	Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão	Valor Z	Pr(> z )
		<i>Variância</i>			
$\sigma^2$		5,877***	1,978	2,972	0,003
$\gamma$		0,827***	0,061	13,570	0,000
$\sigma_u^2$		4,858**	1,992	2,439	0,015
$\sigma_v^2$		1,019***	0,032	32,134	0,000
$\lambda$		2,184***	0,464	4,704	0,000
log-verossimilhança		-10712,15	-	-	-
Eficiência média		0,63740	-	-	-

Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Nota: Níveis de confiança \*\*\*0,01, \*\*0,05 e \*0,1

Os resultados apontaram que a ecoeficiência da produção de grãos tendeu a ser maior nas unidades de tomada de decisão com maior oferta hídrica *per capita* ( $\delta_2$ ) e maior proporção de gastos ambientais sobre gastos governamentais totais ( $\delta_5$ ), sendo que a oferta hídrica *per capita* apresentou o maior peso entre os parâmetros de ineficiência estimados. Observou-se que o parâmetro estimado para PIB *per capita* ( $\delta_1$ ) também apresentou sinal negativo, o que indicaria seu impacto positivo sobre a ecoeficiência, mas não foi estatisticamente significativo.

Comparando-se aos resultados apresentados na subseção 4.1, observou-se que os estados com maior valor da produção de grãos - Mato Grosso, Rio Grande do Sul e Paraná - não necessariamente estão nas primeiras posições com relação à oferta hídrica *per capita*. Dessa forma, devido ao grande impacto positivo da oferta hídrica *per capita* sobre a ecoeficiência, mas, ao mesmo tempo, existir uma distribuição espaço-temporal desigual da água nos municípios produtores, reforça-se a necessidade de maiores esforços. Tais ações servem para aumentar a produtividade da água azul demandada na produção de grãos, de modo que ainda possibilite produzir de forma competitiva, como o aumento da utilização de técnicas de irrigação que economizam mais água e da própria redução da irrigação em detrimento do maior uso das técnicas de sequeiro quando os déficits hídricos são aceitáveis (aumentando a produtividade da água verde) (Hoekstra *et al.*, 2011). Ressalta-se a importância de melhorias na infraestrutura de armazenamento e distribuição da água, assim como nas políticas de conservação sustentável dos recursos hídricos.

Com relação à proporção de gastos ambientais sobre gastos governamentais totais, é importante contextualizar que, no Brasil, as despesas orçamentárias relacionadas à gestão ambiental são anualmente definidas por meio da Lei Orçamentária Anual (LOA). A LOA é um instrumento legal utilizado pela União, Estados, Municípios e Distrito Federal para estabelecer

as despesas em cada área, sendo elas apontadas por cada ente do Poder Executivo naquele determinado ano para poder realizar a implementação de diversos programas e projetos. As despesas em gestão ambiental são discriminadas em Preservação e Conservação Ambiental, Controle Ambiental, Recuperação de Áreas Degradadas, Recursos Hídricos, Meteorologia, entre outras despesas administrativas.

Conforme apresentado na subseção 4.1, houve diminuição da proporção de gastos ambientais sobre o total de gastos governamentais do país entre os períodos dos Censos Agropecuários de 2006 e 2017 em -10,62%. Os impactos e conflitos ambientais, especialmente relacionados aos recursos hídricos, são crescentes nas diferentes regiões do país, especialmente, nos municípios do Nordeste, com acontecimentos como escassez de água e desertificação. Além disso, fatores políticos relacionados a regulamentações ambientais podem influenciar na destinação e composição do setor ambiental dentro do orçamento, principalmente, dos estados e municípios, que possuem desafios no que se refere à gestão adequada dos recursos em regiões de conflito, na implementação de programas e projetos para conservação e preservação e adaptação às mudanças climáticas (Borinelli *et al.*, 2017).

Com relação aos efeitos negativos, observou-se que a ecoineficiência da produção de grãos tendeu a aumentar quando apresentou maiores valores de proporção de área irrigada sobre área agropecuária total ( $\delta_3$ ), proporção de áreas degradadas sobre a área agropecuária total ( $\delta_4$ ) e temperatura ( $\delta_6$ ). É importante ressaltar que o parâmetro estimado para proporção de área irrigada sobre área agropecuária total ( $\delta_3$ ) apresentou o menor impacto entre as variáveis estimadas no modelo de ecoineficiência. De acordo com o apresentado na subseção 4.1, notou-se que Mato Grosso, um dos maiores estados produtores de grãos, aumentou menos que proporcionalmente sua área irrigada, assim como Mato Grosso do Sul apresentou recuo da área irrigada entre os períodos dos Censos Agropecuários de 2006 e 2017, indicando que a região Centro-Oeste é caracterizada por grande consumo de água pela agricultura de sequeiro, assim como mostrou o estudo realizado por IBGE e ANA (ANA, 2020a).

Por outro lado, segundo outro estudo publicado pela ANA, o Centro-Oeste possui o maior potencial efetivo de agricultura irrigada, 13,7 *Mha*, ou 45%, principalmente em Mato Grosso (ANA, 2021b). Visto que este e outros estados da região Centro-Oeste foram responsáveis por uma grande expansão da produção de grãos nas últimas décadas, faz-se necessário um correto planejamento e gestão que possa asseverar as melhores técnicas de manejo do recurso hídrico e das terras agricultáveis, priorizando o incremento de produtividade das águas verde e azul.

Assim como a proporção de área irrigada, a proporção de área degradada sobre a agropecuária total mostrou ser um fator de influência para o aumento da ecoineficiência da produção de grãos. A intensa atividade agrícola é considerada um dos principais fatores de degradação da terra, que levada à sua exaustão, promove a própria perda de produtividade das culturas (Checoli *et al.*, 2016; Ferreira, 2000). Ressalta-se que a degradação dos solos provoca consequências negativas para os recursos hídricos, como a dificuldade de infiltração da água de chuvas e a contaminação das águas superficiais e subterrâneas (Ferreira, 2000). Dessa forma, a produção de grãos menos ecoineficiente do ponto de vista hídrico demanda também a eficácia de políticas públicas com foco na recuperação de áreas degradadas de forma a estabelecer ações e projetos de diagnóstico e intervenção para a restauração dos recursos naturais.

Outro fator relevante que pode levar a níveis mais altos de ecoineficiência na produção de grãos foi a temperatura média anual. Conforme observado na subseção 4.1, as regiões Norte e Nordeste apresentaram os registros de temperaturas médias mais altas durante o período estudado, notadamente Maranhão, Tocantins e Amapá. De acordo com a literatura, as condições climáticas exercem grande influência sobre a produção agrícola, visto que o desenvolvimento e a colheita das mais variadas culturas dependem, dentre os principais fatores, dos níveis de temperatura local (Araújo, 2012; ANA, 2020a ; Suzigan, 2020). Suzigan (2020), ao analisar a ecoeficiência agropecuária dos municípios brasileiros, mostrou que a produtividade agrícola possui uma correlação negativa e relevante com a temperatura, observando que quanto mais baixa é a temperatura média, mais elevada é a média da produtividade relativa da terra.

Os sinais apresentados pelos parâmetros estimados no modelo de ineficiência corroboram com o apresentado por Song e Chen (2019), visto que, em seu estudo, as variáveis PIB *per capita*, oferta hídrica *per capita* e a proporção de área de desastres ambientais (uma *proxy* da proporção de área degradada) mostraram impacto positivo para a ecoeficiência da produção de grãos da China.

#### **4.6 Índices de ecoeficiência da produção de grãos**

A ecoeficiência, isto é, a eficiência técnica da produção ecológica (Song; Chen, 2019) foi estimada para 3.406 municípios brasileiros produtores de grãos no Brasil nos períodos de 2006 e 2017 por meio da Equação (7), com base no modelo de fronteira estocástica de produção que considera cinco insumos (capital, trabalho, pegada hídrica verde, pegada hídrica azul e pegada hídrica cinza) e um produto (valor da produção). A análise será feita levando em



conta a distribuição geográfica e temporal. Os resultados a nível municipal, estadual e regional serão mostrados bem como as suas variações ao longo do período estudado.

Tomando como referência o proposto por Araújo *et al.* (2021), foram definidos cinco intervalos para classificação dos índices de ecoeficiência (muito baixa, baixa, intermediária, alta e muito alta) conforme apresentado na Tabela 7. Ressalta-se que o nível de ecoeficiência  $IE = 1$  não foi considerado na análise devido à presença dos ruídos estocásticos na estimação do modelo.

Tabela 7 – Intervalos para classificação dos índices de ecoeficiência.

<b>Classificação</b>	Muito baixa	Baixa	Intermediária	Alta	Muito alta
<b>Intervalo</b>	$IE \leq 0,20$	$0,20 < IE \leq 0,40$	$0,40 < IE \leq 0,60$	$0,60 < IE \leq 0,80$	$0,80 < IE < 1,00$

Fonte: Adaptado de Araújo *et al.* (2021).

Nota: IE (Índice de Ecoeficiência)

A ecoeficiência média dos municípios nos anos de 2006 e 2017 foi 0,63740 com desvio-padrão de 0,17276. Em 2006, a ecoeficiência média foi de 0,64712 com desvio-padrão de 0,17897, variando entre 0,00258 e 0,99583. Já em 2017, a ecoeficiência média foi de 0,62768 com desvio-padrão de 0,19103, variando entre 0,02218 e 0,99469. A Tabela 8 apresenta o número de municípios produtores de grãos agregados de acordo com a classificação dos índices de ecoeficiência ao longo do período estudado.

Tabela 8 – Classificação da ecoeficiência por município em 2006 e 2017.

<b>Classificação da ecoeficiência</b>	<b>2006</b>		<b>2017</b>		<b>Varição 2017/2006 (%)</b>
	<b>Número de municípios</b>	<b>Proporção (%)</b>	<b>Número de municípios</b>	<b>Proporção (%)</b>	
<b>Muito baixa</b>	77	2,3%	109	3,2%	41,6%
<b>Baixa</b>	210	6,2%	330	9,7%	57,1%
<b>Intermediária</b>	870	25,5%	891	26,2%	2,4%
<b>Alta</b>	1633	47,9%	1510	44,3%	-7,5%
<b>Muito alta</b>	616	18,1%	566	16,6%	-8,1%

Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

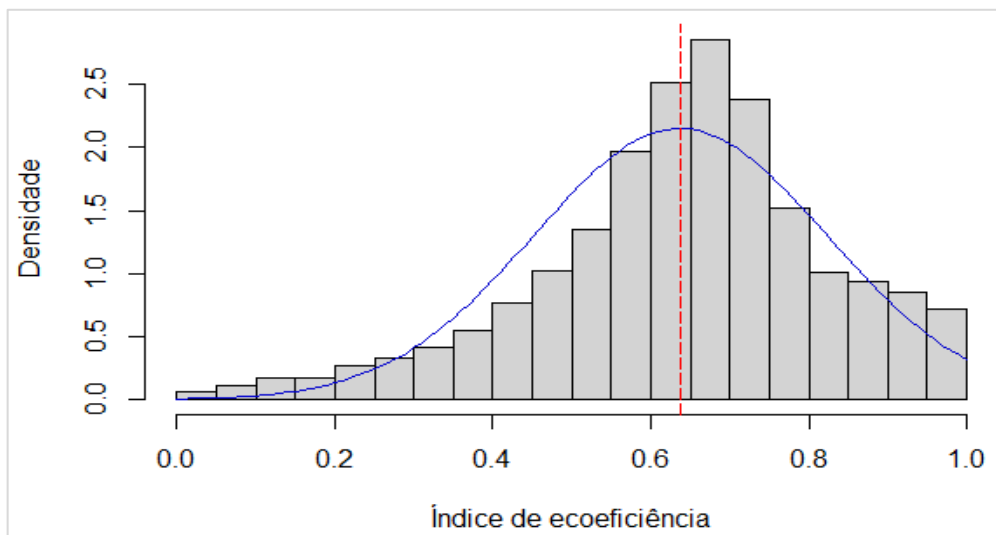
Em 2006, observou-se que a maior proporção dos municípios, 47,9%, apresenta-se no nível de ecoeficiência alta e a menor proporção, 2,3%, encontra-se no nível de ecoeficiência muito baixa. De forma semelhante em 2017, a maior proporção dos municípios, 44,3%, está no nível de ecoeficiência alta e a menor proporção, 3,2%, encontra-se no nível de ecoeficiência muito baixa. Assim, em média, 46% dos municípios foram categorizados com ecoeficiência

alta, 28% com ecoeficiência intermediária, 16% com ecoeficiência muito alta, 8% com ecoeficiência baixa e 1% com ecoeficiência muito baixa. Dessa forma, a ecoeficiência média, 0,63740, foi considerada alta para os municípios produtores de grãos nos Censos Agropecuários de 2006 e 2017.

Ademais, os resultados mostraram que maioria dos municípios com classificação muito alta encontram-se no Rio Grande do Sul (95 municípios); na classificação alta, a maioria está no Paraná (262 municípios); na classificação intermediária, a maior parte apresenta-se em Minas Gerais (178 municípios); já nas classificações baixa e muito baixa, a maioria dos municípios encontram-se, respectivamente, na Bahia (71 municípios) e em Pernambuco (13 municípios).

Percebeu-se que, entre 2006 e 2017, houve um crescimento médio de 33,7% dos municípios com ecoeficiência muito baixa, baixa e intermediária; já os municípios considerados com ecoeficiências altas e muito altas em 2006 diminuíram, em média, 7,8%, em 2017. O Gráfico 6 apresenta a distribuição da ecoeficiência da produção de grãos nos municípios em 2006 e 2017, na qual se percebe a grande concentração do índice de ecoeficiência em torno de 0,6 e 0,8 (ecoefficiência alta).

Gráfico 6 – Distribuição da ecoeficiência da produção de grãos nos municípios.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Os 50 municípios que obtiveram os maiores índices de ecoeficiência média registraram a classificação muito alta e estão localizados na região Norte (17 municípios), seguido por Centro-Oeste (15 municípios), Sudeste (11 municípios), Sul (5 municípios) e

Nordeste (2 municípios). A Tabela 9 apresenta uma amostra com os 10 municípios com maiores índices de ecoeficiência média da produção de grãos.

Tabela 9 – Os 10 municípios com maiores índices de ecoeficiência média da produção de grãos.

Posição	Região	Unidade Federativa	Município	Principal grão	IE média	Varição 2017/2006 (%)
1º	Norte	Amazonas	Presidente Figueiredo	Milho	0,99484	-0,20%
2º	Centro-Oeste	Mato Grosso do Sul	Anaurilândia	Soja	0,99481	-0,03%
3º	Norte	Roraima	Caracaraí	Milho	0,99409	-0,29%
4º	Norte	Pará	Prainha	Arroz	0,99309	0,00%
5º	Centro-Oeste	Mato Grosso	Cocalinho	Soja	0,99108	-0,18%
6º	Norte	Tocantins	Pium	Arroz	0,99088	-0,64%
7º	Sudeste	Minas Gerais	Grupiara	Milho	0,98940	-0,37%
8º	Sudeste	Minas Gerais	Morada Nova de Minas	Milho	0,98938	-0,53%
9º	Centro-Oeste	Mato Grosso do Sul	Corumbá	Milho	0,98824	-0,62%
10º	Norte	Pará	Belterra	Soja	0,98739	0,04%

Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

As ecoeficiências com classificação muito baixa, baixa e intermediária representam, em média, 37,14% dos municípios produtores de grãos. Os 50 municípios que obtiveram os menores índices de ecoeficiência média registraram as classificações muito baixa e baixa e estão localizados em três regiões do país, sendo elas a região Nordeste (36 municípios), Sudeste (10 municípios) e Sul (4 municípios). A Tabela 10 apresenta uma amostra com os 10 municípios com menores índices de ecoeficiência média da produção de grãos.

Tabela 10 – Os 10 municípios com menores índices de ecoeficiência média da produção de grãos.

Posição	Região	Unidade Federativa	Município	Principal grão	IE média	Varição 2017/2006 (%)
3397º	Nordeste	Alagoas	Atalaia	Milho	0,11591	63,17%
3398º	Sudeste	Minas Gerais	Santa Luzia	Milho	0,08533	-64,78%
3399º	Nordeste	Pernambuco	Itambé	Milho	0,08238	338,70%
3400º	Nordeste	Alagoas	Boca da Mata	Amendoim	0,07456	2879,10%
3401º	Nordeste	Sergipe	Laranjeiras	Milho	0,07407	108,17%
3402º	Nordeste	Alagoas	São José da Laje	Milho	0,07179	129,02%
3403º	Sudeste	Rio de Janeiro	São Francisco de Itabapoana	Milho	0,07081	-81,42%
3404º	Nordeste	Alagoas	Coruripe	Milho	0,07059	23,19%
3405º	Nordeste	Alagoas	Rio Largo	Milho	0,06832	-36,61%
3406º	Sul	Paraná	Guairaçá	Milho	0,06770	290,36%

Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Esses resultados revelaram que os municípios que registraram os maiores índices de ecoeficiência média da produção de grãos foram Presidente Figueiredo (AM) e Anaurilândia (MS), colocando-os na primeira e segunda colocação do ranking de ecoeficiência média, respectivamente. Entre os municípios com os menores índices de ecoeficiência média estão Rio Largo (AL) e Guairaçá (PR), colocando-os nas posições 3405º e 3406º do ranking de ecoeficiência média, respectivamente. A Tabela 11 é apresentada para uma melhor verificação e contextualização entre os resultados de ecoeficiência média gerados por esses municípios e suas respectivas variáveis explicativas endógenas e exógenas à produção.

Tabela 11 – Resultados médios dos municípios produtores de grãos com os maiores e menores índices de ecoeficiência média.

Variáveis/Município (UF)	Maiores ecoeficiências médias		Menores ecoeficiências médias	
	Presidente Figueiredo (AM)	Anaurilândia (MS)	Guairaçá (PR)	Rio Largo (AL)
Principal grão	Milho	Soja	Milho	Milho
Ecoeficiência média	0,99484	0,99481	0,06770	0,06832
Varição da ecoeficiência 2017/2006 (%)	-0,20%	-0,03%	290,36%	-36,61%
Produtividade da produção (ton/ha)	2,94	2,88	0,86	2,00
Valor da produção (mil reais)	132,15	22.792,53	6,12	12,91
Capital (unidades)	38,00	58,50	39,50	86,00
Trabalho (pessoas)	7,50	66,50	3,00	3,50
Pegada Hídrica Verde (m <sup>3</sup> /ton)	5.584,13	6.049,18	8.216,14	5.911,74
Pegada Hídrica Azul (m <sup>3</sup> /ton)	3.519,89	2.368,51	2.398,10	4.026,57
Pegada Hídrica Cinza (m <sup>3</sup> /ton)	937,84	383,69	836,37	720,00
PIB <i>per capita</i> (mil reais/pessoa)	15,04	19,72	30,19	11,08
Oferta hídrica <i>per capita</i> (ha/pessoa)	8,58	8,09	0,00	0,01
Proporção de área de irrigação sobre área agropecuária total (%)	0,26	0,31	0,37	26,51
Proporção de área degradada sobre área agropecuária total (%)	4,07	2,81	4,43	6,91
Proporção de gastos ambientais sobre total de gastos governamentais (%)	0,12	0,03	0,76	0,68
Temperatura média anual (°C)	27,66	24,29	22,98	25,26

Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Os estabelecimentos agropecuários produtores de grãos com as maiores ecoeficiências demonstraram-se capazes de fazer o melhor uso dos insumos, produzir o máximo possível e, ao mesmo tempo, minimizar a pressão sobre a demanda de água e sua poluição, dada a disponibilidade hídrica local (Hoekstra *et al.*, 2011; Robaina-Alves *et al.*, 2015).

Esses resultados estão em consonância com Silva (2021) e Suzigan (2020), que investigaram a ecoeficiência agropecuária a nível municipal utilizando Análise de Fronteira Estocástica (SFA) e Análise Envoltória de Dados (DEA) a partir dos dados dos Censos Agropecuários, mostrando que os municípios Presidente Figueiredo (AM) e Anaurilândia (MS) apresentaram níveis de ecoeficiência considerados altos e os municípios Rio Largo (AL) e Guairaçá (PR) geraram ecoeficiências agropecuárias com classificações mais baixas.

Para os fins desta pesquisa, também é importante entender o desempenho da ecoeficiência dos municípios produtores levando em consideração o principal tipo de grão produzido por cada unidade de tomada de decisão, ou seja, aquela cultura que possui mais relevância na produção de grãos do município. Escolheu-se como o principal grão aquele que apresentou a maior proporção média da quantidade produzida de grãos em cada município em 2006 e 2017 e relacionou-se à ecoeficiência média desses municípios, conforme mostra a Tabela 12.

Tabela 12 – Ecoeficiência média dos municípios por tipo de grão.

<b>Principal grão produzido</b>	<b>Número de municípios</b>	<b>Proporção dos municípios (%)</b>	<b>Proporção média da quantidade produzida do grão (%)</b>	<b>Ecoeficiência média dos municípios</b>	<b>Proporção da pegada hídrica total média (%)</b>
Amendoim	38	1,12%	68,85%	0,48186	6,12%
Arroz	273	8,02%	75,74%	0,71220	8,29%
Aveia	0	0,00%	-	-	-
Centeio	0	0,00%	-	-	-
Cevada	0	0,00%	-	-	-
Girassol	0	0,00%	-	-	-
Mamona	6	0,18%	61,61%	0,51039	22,45%
Milho	2.169	63,68%	81,29%	0,59478	10,59%
Soja	911	26,75%	61,72%	0,72609	13,23%
Sorgo	8	0,23%	70,88%	0,37607	31,89%
Trigo	1	0,03%	37,63%	0,63600	7,43%
Triticale	0	0,00%	-	-	-

Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Observou-se que, dos doze tipos de grãos selecionados no presente estudo, apenas seis apresentaram-se como o principal grão cultivado em cada município. Aveia, centeio,

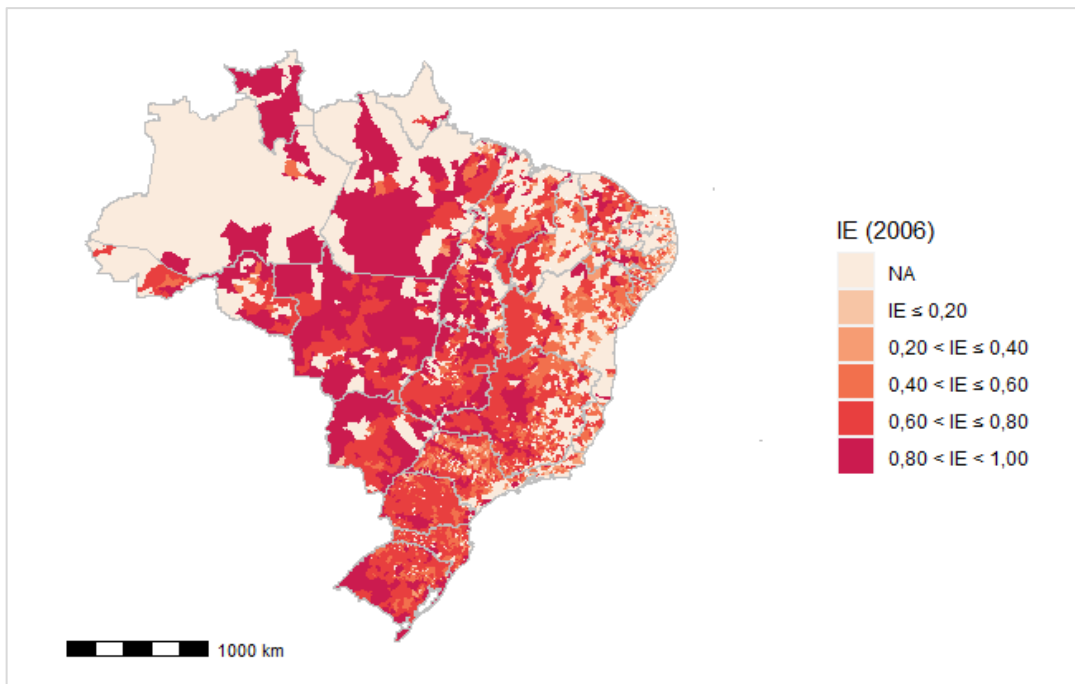
cevada, girassol e triticale não foram considerados como principal grão produzido em nenhum município e, assim, possuíram pouca relevância na produtividade média e na demanda hídrica da produção, como pode ser notado também pelas pegadas hídricas calculadas e apresentadas na Tabela 3 (subseção 4.2). Por outro lado, amendoim, arroz, mamona, milho, soja, sorgo e trigo foram considerados pelo menos uma vez como principal cultura de grão cultivada. Milho e soja foram os principais grãos produzidos em 90,43% dos municípios, concentrando, em média, aproximadamente 81% e 62% da quantidade total de grãos produzidos em cada município, respectivamente.

Com relação à ecoeficiência média por tipo de grão produzido, o conjunto de municípios que tinham como o principal grão a soja apresentaram a maior ecoeficiência média (0,72609), seguido por aqueles que tinham o arroz como principal cultura cultivada (0,71220). No entanto, aqueles municípios que tinham o sorgo como principal cultura de grão, mostraram a menor ecoeficiência média (0,37607). Vale observar que o sorgo apresentou a maior proporção de pegada hídrica total média do grupo de municípios (31,89%). É importante destacar que esses resultados, ao serem comparados com a proporção da pegada hídrica total média de cada grão agrupada por município apresentada na Tabela 12, não garantem que há uma relação inversamente proporcional entre a ecoeficiência dos municípios e a pegada hídrica dos grãos, visto que a ecoeficiência calculada neste trabalho também leva em conta outros insumos.

As estimativas de ecoeficiência variaram de forma significativa tanto geograficamente quanto ao longo do período estudado. Entre os Censos Agropecuários de 2006 e 2017, a ecoeficiência da produção de grãos apresentou recuo médio de -3%. Observou-se que a região Nordeste apresentou o maior recuo, -13,95%, seguido por Sudeste (-2,09%) e Sul (-0,50%). Já as regiões Centro-Oeste e Norte obtiveram avanços, embora pequenos, da ecoeficiência em seus municípios produtores de grãos, 1,20% e 0,28%, respectivamente.

Os Mapas 10 e 11 apresentam a distribuição espacial da ecoeficiência da produção de grãos por município nos Censos Agropecuários de 2006 e 2017, numa escala em que os menores índices estão representados pelas cores mais claras e os maiores índices estão representados pelas cores mais escuras.

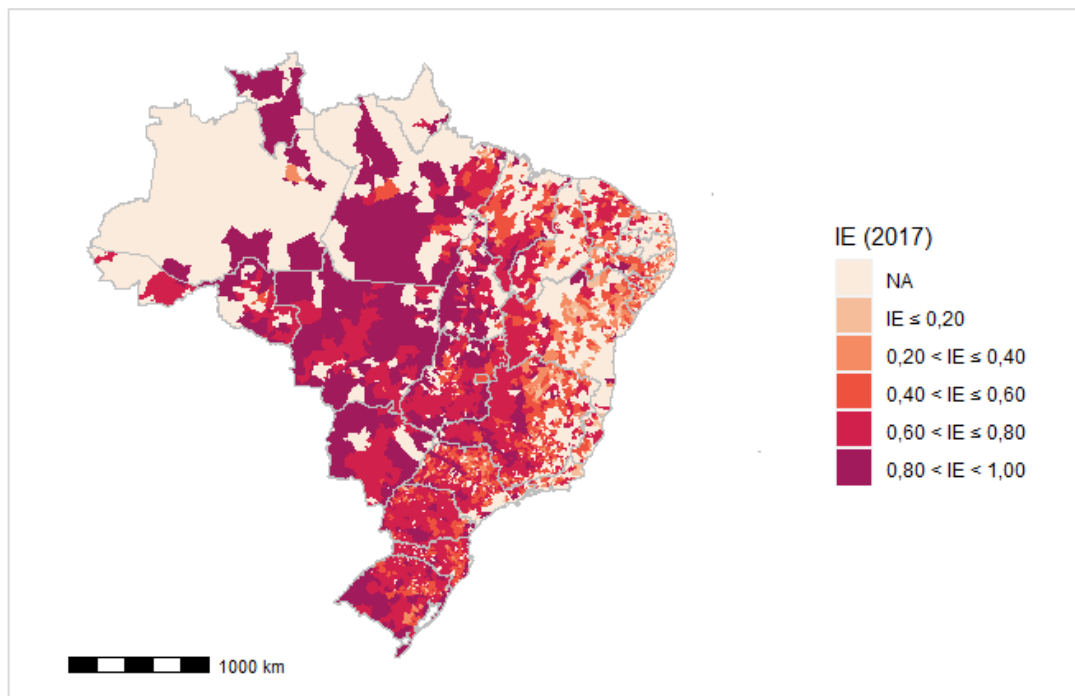
Mapa 10 – Ecoeficiência da produção de grãos por município em 2006.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Nota: NA se refere aos municípios não considerados na pesquisa.

Mapa 11 – Ecoeficiência da produção de grãos por município em 2017.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Nota: NA se refere aos municípios não considerados na pesquisa.

Conforme foi observado na Tabela 8, a maioria dos municípios produtores de grãos estão presentes nos níveis de ecoeficiência intermediária e alta. Dessa forma, é possível

perceber nos Mapas 10 e 11 que há predominância dos tons mais escuros em ambos os anos. Notou-se que a ecoeficiência média da produção de grãos dos municípios a oeste do mapa, como nos estados das regiões Norte e Centro-Oeste, é bem maior do que a ecoeficiência média apresentada mais a leste do mapa, como na região Nordeste.

A presença de índices de ecoeficiência relativamente elevados na região Norte - especialmente Roraima e Amazonas - pode-se dar devido ao baixo nível de produção local de grãos e, conseqüentemente, menor utilização dos insumos clássicos, como capital e trabalho, comparado ao grau de oferta hídrica, visto que a proporção de oferta hídrica *per capita* é o fator de influência mais impactante para ecoineficiência, como visto na subseção 4.5. Ademais, a pegada hídrica desses locais está entre as menores dentre as unidades federativas (Mapa 8). Esses fatores indicam que a sustentabilidade hídrica local foi capaz de ser preservada nas regiões citadas. Tais resultados também corroboram com o apresentado por Silva (2021) e Suzigan (2020).

Entre as unidades federativas, observou-se que Roraima apresentou o maior índice de ecoeficiência média, 0,9530, seguido por Amazonas, com 0,8945; já o menor índice de ecoeficiência média ficou com Alagoas (0,4122), seguido por Pernambuco (0,4381). A Tabela 13 é apresentada para uma melhor contextualização entre os resultados de ecoeficiência média gerados por essas unidades federativas e suas respectivas variáveis explicativas endógenas e exógenas à produção.

Tabela 13 – Resultados médios das unidades federativas com os maiores e menores índices de ecoeficiência média.

Variáveis/Município (UF)	Maiores ecoeficiências médias		Menores ecoeficiências médias	
	Roraima	Amazonas	Alagoas	Pernambuco
Principal grão	Soja	Milho	Milho	Milho
Ecoeficiência média	0,95	0,89	0,41	0,44
Varição da ecoeficiência 2017/2006 (%)	-2,06%	-1,34%	-1,65%	-16,52%
Produtividade da produção (ton/ha)	3,28	2,26	1,49	1,19
Valor da produção (mil reais)	10.832,07	601,13	1.339,27	1.580,46
Capital (unidades)	35,63	11,13	47,94	24,21
Trabalho (pessoas)	221,56	127,75	335,05	540,63
Pegada Hídrica Verde (m <sup>3</sup> /ton)	9.698,66	9.124,84	9.671,01	11.168,76
Pegada Hídrica Azul (m <sup>3</sup> /ton)	8.180,78	4.456,40	11.061,57	17.410,80
Pegada Hídrica Cinza (m <sup>3</sup> /ton)	1.095,43	1.273,66	1.190,32	1.598,58

(continua)



Tabela 13 – Resultados médios das unidades federativas com os maiores e menores índices de ecoeficiência média.

(conclusão)

Variáveis/Município (UF)	Maiores ecoeficiências médias		Menores ecoeficiências médias	
	Roraima	Amazonas	Alagoas	Pernambuco
PIB <i>per capita</i> (mil reais/pessoa)	14,59	14,04	9,22	10,88
Oferta hídrica <i>per capita</i> (ha/pessoa)	2,03	2,12	0,02	0,03
Proporção de área de irrigação sobre área agropecuária total (%)	1,02	0,53	6,90	4,83
Proporção de área degradada sobre área agropecuária total (%)	8,24	5,91	6,78	12,07
Proporção de gastos ambientais sobre total de gastos governamentais (%)	0,31	0,40	0,15	0,66
Temperatura média anual (°C)	27,24	27,41	25,21	24,70

Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

O estado da Paraíba obteve o maior recuo da ecoeficiência da produção de grãos (-23,40%), seguido por Bahia (-20,67%) e Ceará (-18,47%). Ao todo, 21 unidades federativas apresentaram variação negativa dos seus índices de ecoeficiência, sendo um recuo médio de -7,99%. Por outro lado, 6 unidades federativas elevaram seus índices de ecoeficiência, porém em uma média de apenas 2,4% de avanço. O estado de São Paulo apresentou o maior aumento, 4,92%, seguido por Tocantins (3,60%) e Rondônia (3,14%).

A Tabela 14 mostra o índice de ecoeficiência média da produção de grãos por unidade federativa e sua respectiva classificação com base na Tabela 7, assim como apresenta a variação do índice ao longo do período de análise.

Tabela 14 – Classificação da ecoeficiência por unidade federativa em 2006 e 2017.

(continua)

UF	Principal grão	2006			2017			Variação 2017/2006 (%)
		IE	Classificação	Posição	IE	Classificação	Posição	
AC	Milho	0,721	Alta	9°	0,721	Alta	9°	-0,09%
AL	Milho	0,416	Intermediária	27°	0,409	Intermediária	24°	-1,65%
AM	Milho	0,901	Muito alta	2°	0,888	Muito alta	2°	-1,34%
AP	Soja	0,838	Muito alta	3°	0,750	Alta	7°	-10,51%
BA	Soja	0,508	Intermediária	23°	0,403	Intermediária	25°	-20,67%
CE	Milho	0,647	Alta	16°	0,527	Intermediária	19°	-18,47%
DF	Milho	0,613	Alta	17°	0,560	Intermediária	18°	-8,68%
ES	Milho	0,551	Intermediária	20°	0,481	Intermediária	21°	-12,64%
GO	Milho	0,715	Alta	10°	0,729	Alta	8°	1,92%
MA	Soja	0,669	Alta	13°	0,616	Alta	15°	-7,95%

Tabela 14 – Classificação da ecoeficiência por unidade federativa em 2006 e 2017.

(conclusão)

UF	Principal grão	2006			2017			Variação 2017/2006 (%)
		IE	Classificação	Posição	IE	Classificação	Posição	
MG	Milho	0,659	Alta	14°	0,613	Alta	16°	-7,10%
MS	Milho	0,780	Alta	5°	0,785	Alta	4°	0,66%
MT	Soja	0,819	Muito alta	4°	0,821	Muito alta	3°	0,16%
PA	Soja	0,750	Alta	7°	0,720	Alta	10°	-3,94%
PB	Milho	0,510	Intermediária	22°	0,391	Baixa	27°	-23,40%
PE	Milho	0,478	Intermediária	26°	0,399	Baixa	26°	-16,52%
PI	Soja	0,598	Intermediária	18°	0,574	Intermediária	17°	-4,02%
PR	Soja	0,688	Alta	11°	0,682	Alta	11°	-0,98%
RJ	Milho	0,496	Intermediária	25°	0,465	Intermediária	22°	-6,38%
RN	Milho	0,531	Intermediária	21°	0,495	Intermediária	20°	-6,68%
RO	Soja	0,737	Alta	8°	0,760	Alta	6°	3,14%
RR	Soja	0,963	Muito alta	1°	0,943	Muito alta	1°	-2,06%
RS	Soja	0,683	Alta	12°	0,681	Alta	12°	-0,32%
SC	Milho	0,651	Alta	15°	0,650	Alta	13°	-0,10%
SE	Milho	0,497	Intermediária	24°	0,426	Intermediária	23°	-14,30%
SP	Milho	0,591	Intermediária	19°	0,620	Alta	14°	4,92%
TO	Soja	0,753	Alta	6°	0,780	Alta	5°	3,60%

Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Nota: IE (Índice de Ecoeficiência)

É importante destacar que Roraima e Amazonas, os quais apresentaram os índices de ecoeficiência média mais altos entre as unidades federativas, não estão entre as maiores produtividades de grãos. Por outro lado, as maiores produtividades de grãos registradas foram dos estados de Santa Catarina e São Paulo, que aparecem nas posições 13° e 16° no índice de ecoeficiência média. Isso aponta para o fato de que essas regiões - altamente produtivas - não estão fazendo o melhor uso possível dos recursos disponíveis, levando a índices de ecoeficiência mais baixos em comparação com regiões de menores produtividades (Scherer, 2014).

Esses resultados demonstram que ainda há muito espaço para que os municípios possam diminuir os seus níveis de ecoineficiência sem a necessidade de custos adicionais, visto que a maior parte é oriunda da ineficiência técnica dos produtores. É necessário que se dê maior prioridade no desenvolvimento e implementação das políticas públicas que envolvam a gestão hídrica sustentável, mas não apenas isso. A gestão hídrica, que deve promover o uso ambientalmente sustentável e economicamente eficiente dos recursos hídricos, precisa estar no fundamento da elaboração das outras demandas da gestão pública, como ambiental, agrícola,

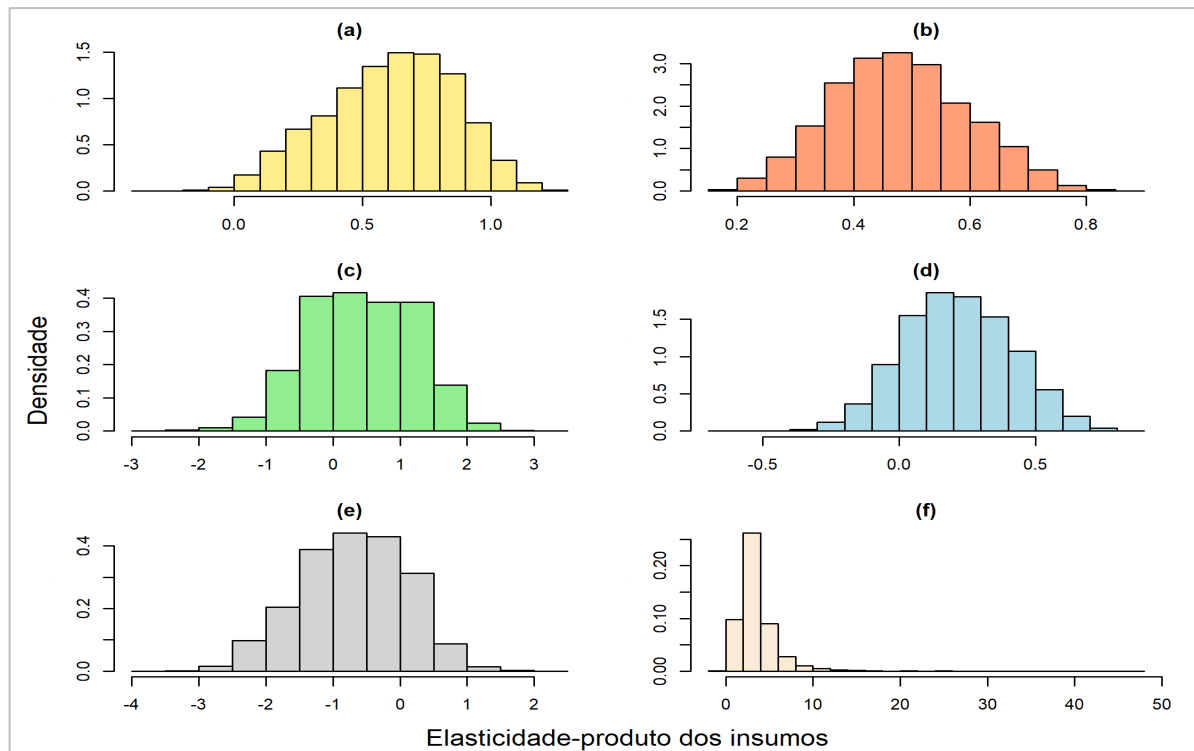
industrial e energética, para que, efetivamente, possa ter o impacto desejado (Hoekstra *et al.*, 2011).

Desse modo, as políticas que envolvem o desenvolvimento da produção de grãos no Brasil - consequentemente a segurança alimentar no mundo - devem ser formadas com base na minimização da demanda pelos recursos hídricos e sua poluição, ou seja, na maximização da produtividade das águas verdes e azuis, assim como na otimização do consumo de fertilizantes nitrogenados sintéticos, não o caminho inverso. Ademais, a ecoeficiência, principalmente no que concerne à gestão dos recursos hídricos na agricultura, também passa pela conscientização e mobilização dos atores diretamente envolvidos, como produtores, técnicos, governo, e sociedade em geral, sendo essencial que se promovam capacitações a fim de disseminar as práticas adequadas de conservação e preservação dos recursos hídricos por meio de assistência técnica pública ou privada (Zanzini; Prado Filho, 2000).

#### **4.7 Elasticidade-produto dos insumos aplicados**

Com base na Equação (11), a elasticidade-produto dos cinco insumos aplicados nos municípios produtores ao longo do período estudado foi calculada com a finalidade de indicar os fatores-chave para promover o aumento da ecoeficiência da produção de grãos. Os retornos de escala, ou seja, a soma de todas as elasticidades-produto dos insumos, apresentaram-se como maiores que um para o período estudado, indicando que houve retornos de escala crescentes. Ao aumentar os insumos em 1%, é possível um aumento de mais de 1% na produção. Dessa forma, se aumentassem os insumos capital, trabalho, pegada hídrica verde e pegada hídrica azul em 1%, a produção aumentaria, em média, por volta de 0,6%, 0,5%, 0,4%, 0,2%, respectivamente. Já a pegada hídrica cinza apresentou elasticidade-produto negativa de, em média, -0,7%. O Gráfico 7 apresenta a distribuição das elasticidades-produto dos insumos e da elasticidade de escala nos municípios durante o período estudado.

Gráfico 7 – Distribuição das elasticidades-produto dos insumos.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Legenda: (a) Capital; (b) Trabalho; (c) Pegada hídrica verde; (d) Pegada hídrica azul; (e) Pegada hídrica cinza; (f) Elasticidade de escala.

No que diz respeito a cada um dos insumos, capital obteve a maior elasticidade-produto. Isso aponta o fato de que a produção de grãos se tornou proporcionalmente mais intensiva no uso do fator capital do que no fator trabalho, atestando para a mecanização do processo produtivo, pois pode aumentar o desempenho da unidade de tomada de decisão (Scherer, 2014).

As elasticidades-produto médias das pegadas hídricas verde e azul foram maiores que zero, apontando que há uma relação positiva entre a demanda por água e a produção de grãos no país. Apresentaram, porém, os menores impactos entre os insumos aplicados, indicando uma menor eficiência do uso sustentável da água de irrigação e das chuvas, ou seja, são insumos que podem ser redirecionados para melhor utilização aumentando a produtividade das águas verde e azul (Hoekstra *et al.*, 2011), a fim de ampliar a ecoeficiência na produção de grãos do país.

Por outro lado, a pegada hídrica cinza foi estimada como negativa e de grande impacto. Esses resultados indicam que a pegada hídrica cinza não permite aumentar a produção de grãos no país de forma ecoeficiente. Portanto, limitar a quantidade utilizada de fertilizantes nitrogenados sintéticos, assim como dar preferência para a prática da agricultura orgânica

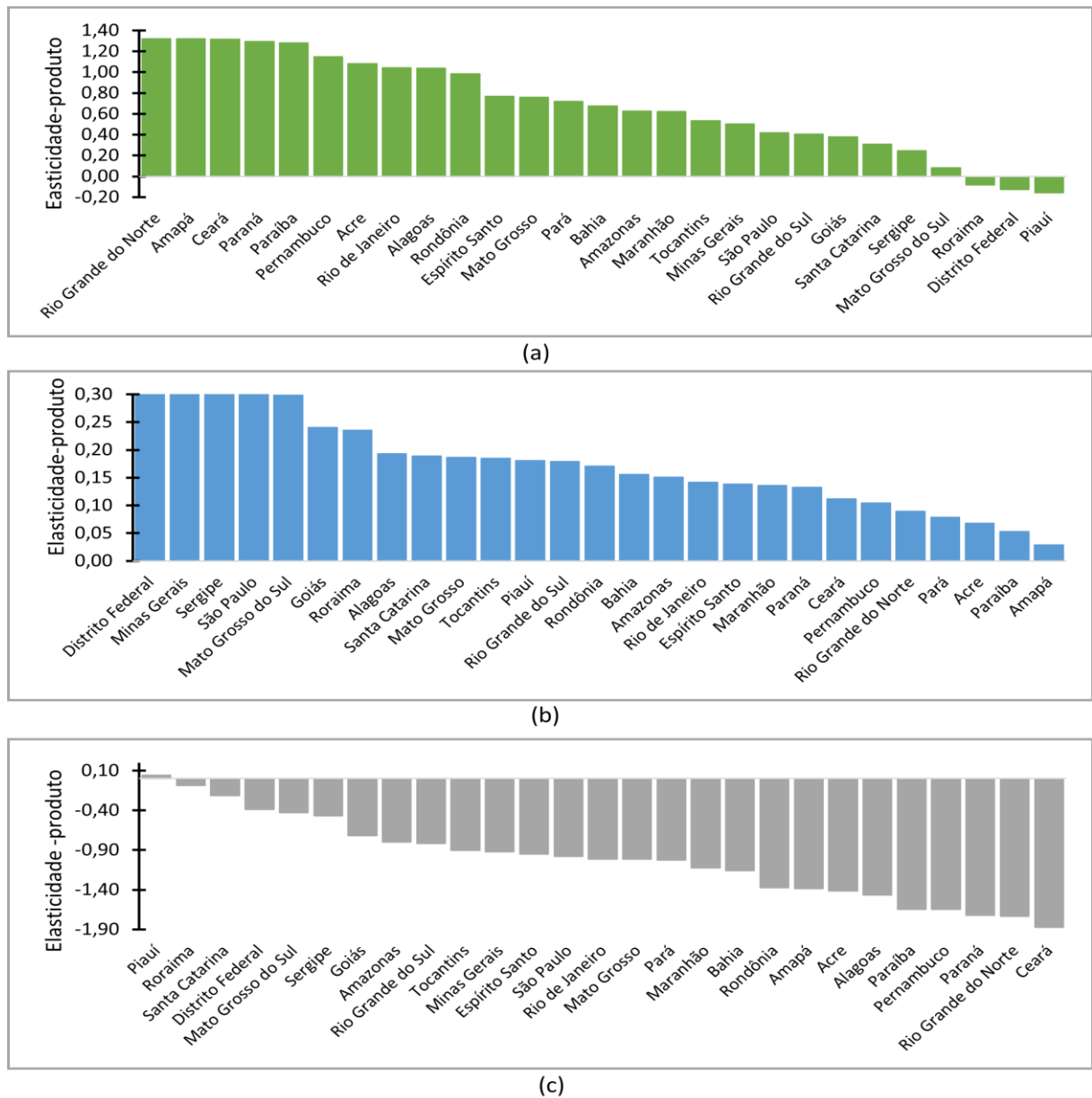
contribui para a produção ecoeficiente de grãos (Hoekstra *et al.*, 2011; Song; Chen, 2019). Na prática, como afirmam Hoekstra *et al.* (2011), é um enorme desafio que a agricultura convencional seja aos poucos substituída pela agricultura orgânica.

Nesse sentido, resulta importante destacar que o nitrogênio (N) é um nutriente de grande importância para o desenvolvimento das plantas e, por isso, o seu uso na agricultura como fertilizante sintético é bastante intensivo, provocando uma série de consequências em relação à poluição dos mananciais hídricos (Schaefer *et al.*, 2000). O uso mais racional dos fertilizantes nitrogenados mitigaria o problema ambiental, mas se sabe que isso pode provocar a diminuição da produtividade agrícola, o que foge do interesse dos produtores.

Schaefer *et al.* (2000) recomendam o investimento em pesquisa e desenvolvimento de formas orgânicas de acesso das plantas ao nitrogênio, como a fixação biológica do nitrogênio, também chamada de fixação simbiótica do nitrogênio. Mendes *et al.* (2010) afirmam que a Fixação Biológica de Nitrogênio (FBN) trata-se de uma tecnologia simples, de baixo custo para o produtor e que não polui o meio ambiente, pois é um processo natural. Para tanto, as instituições e os agentes econômicos precisam se organizar e se harmonizar no objetivo de aumentar a eficiência tanto dos processos produtivos quanto dos processos ambientais.

O Gráfico 8 apresenta a distribuição espacial média das elasticidades de produção dos insumos, mais especificamente, das pegadas hídricas. Observou-se que a elasticidade-produto média da pegada hídrica verde foi positiva em 24 unidades federativas, sendo que o maior valor foi registrado no Rio Grande do Norte, Amapá e Ceará, todos com 1,32; já os valores negativos foram registrados por Roraima (-0,08), Distrito Federal (-0,13) e Piauí (-0,16). A pegada hídrica azul apresentou valores positivos para todas as unidades federativas, sendo o maior valor no Distrito Federal (0,34) e o menor valor no Amapá (0,03). Já a elasticidade-produto da pegada hídrica cinza apresentou valores negativos para todas as unidades federativas, exceto Piauí (0,04), sendo o maior registro negativo no estado do Ceará (-1,87).

Gráfico 8 – Distribuição espacial das elasticidades-produto médias das pegadas hídricas.



Fonte: Elaboração própria, a partir dos dados da pesquisa.

Legenda: (a) Elasticidade-produto da pegada hídrica verde; (b) Elasticidade-produto da pegada hídrica azul; (c) Elasticidade-produto da pegada hídrica cinza.

As regiões que apresentaram maior risco quanto à má utilização dos insumos ambientais e deixando espaço para aumentar sua ecoeficiência da produção de grãos, devem adotar metas urgentes e razoáveis para a redução da pegada hídrica. Conforme Hoekstra *et al.* (2011), uma boa estratégia de redução das pegadas hídricas começa ao se evitar a pressão sobre os recursos hídricos em regiões/períodos em que as demandas ambientais de água são violadas, como em períodos de seca.

A pegada hídrica cinza pode ser diminuída - e até levada a zero - por meio da substituição do insumo sintético por orgânico, além da prevenção, reciclagem e tratamento dos

efluentes. A pegada hídrica azul pode ser reduzida (aumento da produtividade da água azul) com a diminuição das perdas no uso da água da irrigação e destinando mais esforços para a agricultura de sequeiro; a pegada hídrica verde (aumento da produtividade da água verde) pode ser diminuída com a incorporação de técnicas sustentáveis que reduzam a evaporação da água no solo, mas outra solução é aumentar a produtividade dos grãos no ambiente de sequeiro (já que a precipitação é um fator não controlado pelo produtor). O aumento da produção de grãos utilizando a água verde em uma determinada região irá diminuir a necessidade de produção de grãos utilizando a água azul em outra região (Hoekstra *et al.*, 2011).

Os resultados das elasticidades de produção das pegadas hídricas, principalmente a cinza, implicam que é urgente a implementação de ações para melhorar o controle do custo ambiental e da produtividade da água na produção de grãos do país, pois o uso ineficiente dos recursos hídricos tanto em locais/períodos com abundância, quanto com escassez, pode contribuir para um aumento insustentável das pegadas hídricas, reduzindo a ecoeficiência da produção.

## 5 CONCLUSÃO

A presente dissertação aplicou o *framework* desenvolvido por Song e Chen (2019), no qual estima a ecoeficiência combinando os métodos da pegada hídrica e da fronteira estocástica (SFA), com o objetivo de analisar a ecoeficiência dos municípios produtores de grãos nos Censos Agropecuários de 2006 e 2017. Os resultados mostraram que a pegada hídrica total média dos municípios foi de 24,6 mil m<sup>3</sup>/ton, sendo que 63,59% corresponderam à pegada hídrica verde, 30,47%, à pegada hídrica azul e 5,94% à pegada hídrica cinza. Ademais, houve recuo da pegada hídrica total entre os Censos Agropecuários de 2006 e 2017 de -29,75%. Com relação à estimação dos índices de ecoeficiência, a ecoeficiência média foi de 0,63740. A ecoeficiência média dos municípios produtores de grãos foi considerada alta, porém apresentou recuo de -3% durante o período estudado.

Constatou-se que a maior parte dos municípios com ecoeficiência média alta estão localizados no estado do Paraná e os municípios com ecoeficiência média muito baixa estão, em sua maioria, no estado de Pernambuco. Entre as unidades federativas, observou-se que Roraima apresentou o maior índice de ecoeficiência média, 0,9530, seguido por Amazonas, com 0,8945; já o menor índice de ecoeficiência média ficou com Alagoas (0,4122), seguido por Pernambuco (0,4381).

Esses resultados mostram que ainda há muito espaço para os municípios aumentarem seus níveis de ecoeficiência sem a necessidade de custos adicionais, visto que a maior parte dessa disparidade é resultante da ineficiência técnica da produção. Com relação aos fatores de influência, os resultados indicam que a oferta hídrica *per capita* e a proporção de gastos ambientais sobre gastos governamentais contribuíram para níveis mais altos de ecoeficiência, enquanto a proporção de área irrigada sobre área agropecuária total, a proporção de áreas degradadas sobre a área agropecuária total e a temperatura contribuíram para níveis mais altos de ecoineficiência dos municípios produtores de grãos.

Além disso, a estimação da ecoeficiência por meio do método de fronteira estocástica possibilitou a análise da elasticidade-produto dos insumos. Os resultados mostraram que a pegada hídrica cinza apresentou elasticidade-produto negativa durante o período estudado. Isso indicou que esse insumo não possibilita aumentar a produção de grãos no país de forma ecoeficiente.

A partir dos resultados encontrados, aponta-se que as hipóteses assumidas por este trabalho se mostram verdadeiras. Assim, a ineficiência técnica dos produtores exerceu grande influência sobre os resultados de ecoeficiência dos municípios produtores de grãos. Constatou-



se que aquelas regiões com maiores índices de ecoeficiência não apresentaram as maiores produtividades de grãos, sugerindo que a agricultura intensiva, apesar de promover ganhos de produtividade, implica em custos ambientais relacionados à água nos municípios produtores de grãos.

Quanto às limitações da pesquisa, a estimação de fronteira de produção estocástica exigiu a busca por dados de diferentes fontes, como os relacionados à produção, às informações hídricas e aos poluentes específicos para os grãos selecionados, além das variáveis relacionadas ao modelo de ecoineficiência, sendo todas em nível municipal. Para que o objetivo do trabalho fosse atingido, e dada a limitada disponibilização de muitas das informações para compor as variáveis do modelo, as observações ficaram restritas aos últimos dois Censos Agropecuários publicados, 2006 e 2017, o que impediu a investigação utilizando uma série temporal mais longa e com dados mais atualizados, deixando margem para possíveis inconsistências.

Ademais, por ser um escopo de pesquisa relativamente ainda pouco explorado na literatura, principalmente nacional, encontrou-se a dificuldade de realizar uma discussão confrontando outros trabalhos que avaliassem a eficiência técnica e/ou ambiental da produção de grãos. Os resultados foram contextualizados com pesquisas que estudaram a ecoeficiência de forma mais abrangente, utilizando outros métodos de mensuração. No entanto, tais comparações mostraram-se efetivas para a construção da discussão da ecoeficiência agrícola no Brasil.

Destaca-se que a abordagem que combina o cálculo da pegada hídrica e o método de fronteira estocástica demanda uma adequada determinação da forma funcional, visto que uma especificação incorreta pode levar a erros de medição e comprometer os resultados de ecoeficiência gerados, sendo essencial realizar os testes de hipóteses propostos, além de outros recomendados pela literatura, dependendo do escopo e aprofundamento da pesquisa. Mesmo demonstrando ter sido uma aplicação adequada para a finalidade deste trabalho, a adaptação para outros cenários deve ser acompanhada do estudo do caso empírico e da verificação das hipóteses do modelo.

Apesar dessas restrições, considera-se que os objetivos estabelecidos para esta pesquisa foram atingidos. Busca-se contribuir para o desenvolvimento da literatura sobre ecoeficiência dentro do contexto da agricultura sustentável no Brasil e corroborar a necessidade de que o setor agropecuário, o governo e a sociedade em geral devem estar integrados com o mesmo objetivo de melhorar o uso dos recursos hídricos do país. Para trabalhos futuros, recomenda-se que a ecoeficiência da produção de importantes *commodities*, como é o caso dos

grãos, seja investigada levando em conta outros impactos ambientais, como a emissão de gases de efeito estufa e a degradação do solo. Além disso, sugere-se a aplicação de outros métodos de estimação da eficiência, como a Análise Envoltória de Dados (DEA), de forma a contribuir a partir de novas perspectivas.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019**: informe anual. Brasília: ANA, 2019, 100p. Disponível em: [http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura\\_informe\\_anual\\_2019-versao\\_web-0212-1.pdf](http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura_informe_anual_2019-versao_web-0212-1.pdf). Acesso em: 06 nov. 2021.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Uso da água na agricultura de sequeiro no Brasil (2013-2017)**. Brasília: ANA, 2020a. Disponível em: [http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/central-de-publicacoes/re\\_sequeiro2.pdf/view](http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/central-de-publicacoes/re_sequeiro2.pdf/view). Acesso em: 25 out. 2021.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2020**: informe anual. Brasília: ANA, 2020b, 118p. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura-2020/view>. Acesso em: 06 nov. 2021.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Coefficientes Técnicos de Uso da Água para a Agricultura Irrigada**. 2021a. Disponível em: [https://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/central-de-publicacoes/ana\\_coeficientes\\_agricultura\\_irrigada\\_vf.pdf/view](https://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/central-de-publicacoes/ana_coeficientes_agricultura_irrigada_vf.pdf/view). Acesso em: 25 out. 2021.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Atlas Irrigação: uso da água na agricultura irrigada**. 2 ed. Brasília: ANA, 2021b, 118p. Disponível em: <https://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/storymaps/stories/a874e62f27544c6a986da1702a911c6b>. Acesso em: 07 nov. 2021.
- AIGNER, D.; LOVELL, C.; SCHMIDT, P. Formulation and estimation of stochastic frontier production function models. **Journal of Econometrics**, [S. l.], v. 6, n. 1, p. 21 – 37, 1977. DOI: [https://doi.org/10.1016/0304-4076\(77\)90052-5](https://doi.org/10.1016/0304-4076(77)90052-5).
- ALMEIDA, A. C. S.; BONIFÁCIO, J.; PUSCH, M.; OLIVEIRA, F. C.; GESEINHOFF, L. O.; BISCARO, G. A. Produtividade e eficiência de uso da água em milho cultivado com diferentes estratégias de manejo hídrico. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, Fortaleza, v. 11, n. 3, p. 1448-1457, 2017. DOI: <https://doi.org/10.7127/rbai.v11n300577>.
- AMABILE, R. F.; FERNANDES, F. D.; SANZONOWICZ, C. **Girassol como alternativa para o sistema de produção do Cerrado**. Circular Técnica n. 20, Embrapa Cerrados, 2002. Disponível em: [https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPAC-2009/24564/1/cirtec\\_20.pdf](https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPAC-2009/24564/1/cirtec_20.pdf). Acesso em: 13 nov. 2021.
- ARAUJO, P. H. C. **Eventos climáticos extremos: Efeitos dos fenômenos El Niño e La Niña sobre a produtividade agrícola**. 2012. Dissertação (Mestrado em Economia e Gerenciamento do Agronegócio; Economia das Relações Internacionais; Economia dos Recursos) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.
- ARAÚJO, R. V. de; ESPEJO, R. A.; CONSTANTINO, M.; MORAES, P. M. de; TAVEIRA, J.C.; LIRA, F.S.; HERRERA, G.P.; COSTA, R. Eco-efficiency measurement as an approach to improve the sustainable development of municipalities: A case study in the Midwest of

Brazil. **Environmental Development**, Amsterdam, v. 39, p. 100652, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2021.100652>.

BATTESE, G.; COELLI, T. J. A model for technical inefficiency effects in a stochastic frontier production function for panel data. **Empirical Economics**, Vienna, v. 20, p. 325–32, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF01205442>.

BIZARI, D. R.; MATSURA, E. E.; ROQUE, M. W.; SOUZA, A. L. Consumo de água e produção de grãos do feijoeiro irrigado em sistemas plantio direto e convencional. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 7, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782009000700018>.

BLENINGER, T.; KOTSUKA, L. K. Conceitos de água virtual e pegada hídrica: estudo de caso da soja e óleo de soja no Brasil. **Revista Recursos Hídricos**, v. 36, n. 1, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5894/rh36n1-2>.

BORINELLI, B.; GUANDALINI, N. N.; BACCARO, T. A. Os gastos ambientais dos estados brasileiros: uma análise exploratória. **Revista do Serviço Público**, [S. l.], v. 68, n. 4, p. 807-834, 2017. DOI: <https://doi.org/10.21874/rsp.v68i4.1532>.

CARMO, R. L.; OJIMA, A. L. R. O.; OJIMA, R.; NASCIMENTO, T. T. Água virtual, escassez e gestão: o Brasil como grande “exportador” de água. **Revista Ambiente e Sociedade**, Campinas, v. 10, n. 2, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2007000200006>.

CARVALHO, I. R. .; KORCELSKI, C.; PELISSARI, G.; HANUS, A.; ROSA, G. M. . Demanda hídrica das culturas de interesse agrônômico. **ENCICLOPEDIA BIOSFERA**, [S. l.], v. 9, n. 17, 2013. Disponível em: <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/3080>. Acesso em: 17 maio 2023.

CHARNES, A.; COOPER, W. W.; RHODES, E. Measuring the efficiency of decision-making units. **European Journal of Operational Research**, [S. l.], v. 2, n. 6, p. 429–444, 1978. DOI: [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(78\)90138-8](https://doi.org/10.1016/0377-2217(78)90138-8).

CHECOLI, C. H. B.; SHIRAIWA, S.; SILVA, M. C; SILVA, N. M. Gestão participativa na recuperação de área degradada pela agricultura. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 28, n. 1, p. 117- 130, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320160108>.

COELHO, A. M. **Cultivo do sorgo: nutrição e adubação**. Sistemas de Produção, Embrapa Milho e Sorgo, 2007. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/490953/4/Nutricaoadubacao.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2021.

COELHO, E. F.; COELHO FILHO, M. A.; OLIVEIRA, S. L. Agricultura irrigada: eficiência de irrigação e de uso de água. **Revista Bahia Agrícola**, [S. l.], v. 7, n. 1, 2005. Disponível em: [https://ufrb.edu.br/neas/images/Artigos\\_NEAS/2005\\_3.pdf](https://ufrb.edu.br/neas/images/Artigos_NEAS/2005_3.pdf). Acesso em: 15 nov. 2021.

COELLI, T. J. Recent developments in frontier modelling and efficiency measurement. **Australian Journal of Agricultural Economics**, [S. l.], v. 39, n. 3, p. 219-245, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1467-8489.1995.tb00552.x>.

COELLI, T. J.; RAO, D. S. P.; O'DONNELL, C. J.; B. G. E. **An Introduction to Efficiency and Productivity Analysis**. Editora Springer, 2005.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Safra Brasileira de Grãos**. 2022. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safra/safra-graos>. Acesso em: 04 nov. 2022.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Boletim da safra de grãos: 12º levantamento – safra 2021/22**. 2022. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safra/safra-graos/boletim-da-safra-de-graos>. Acesso em: 04 nov. 2022.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 18 de março de 2005. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res\\_conama\\_357\\_2005\\_classificacao\\_corpos\\_agua\\_rtfda\\_altrd\\_res\\_393\\_2007\\_397\\_2008\\_410\\_2009\\_430\\_2011.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf). Acesso em: 21 jan. 2023.

CONTINI, E.; ARAGÃO, A. **O agro brasileiro alimenta 800 milhões de pessoas**. EMBRAPA SIRE. 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/10180/26187851/Popula%C3%A7%C3%A3o+alimentada+pelo+Brasil/5bf465fc-ebb5-7ea2-970d-f53930b0ec25?version=1.0&download=true>. Acesso em: 04 nov. 2021.

CONTINI, E.; ARAGÃO, A. **O Agro no Brasil e no Mundo: uma síntese do período de 2000 a 2021**. EMBRAPA SIRE. 2022. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/10180/26187851/O+agro+no+Brasil+e+no+mundo/098fc6c1-a4b4-7150-fad7-aaa026c94a40>. Acesso em: 21 jan. 2023.

COSTA, D.; MARTORANO, L. G.; STOLF, R. Estimativa da pegada hídrica cinza de fertilizante nitrogenado no polo de produção de grãos, Paragominas - Pará, Amazônia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 21, 2015, Brasília. **Anais [...]**. Brasília: Abrhidro, 2015.

DE FILIPPO, R. Impactos ambientais sobre os ecossistemas aquáticos. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 202, p. 45-53, 2000.

DELGADO, J.; CAMPOS, W.; DUEÑAS, A. Ecoeficiencia de la infraestructura hidráulica del sistema Chancay-Lambayeque y su impacto en la huella hídrica de la producción agrícola. **Revista Campus**, [S. l.], v. 25, n. 30, p. 227-250, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.24265/campus.2020.v25n30.03>.

EKINS, P. Eco-efficiency: motives, drivers, and economic implications. **Journal Of Industrial Ecology**, [S. l.], v. 9, n. 4, p. 12-14, 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.1162/108819805775247981>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Influência do nitrogênio na qualidade do trigo**. 2014. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/2085244/influencia-do-nitrogenio-na-qualidade-do-trigo>. Acesso em: 13 nov. 2021.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira**. – Brasília, DF: Embrapa, 2018. Disponível em: <https://www.embrapa.br/visao/trajetoria-da-agricultura-brasileira>. Acesso em: 13 nov. 2021.

FABRE, D. V. O.; CORDEIRO, A. C. C.; FERREIRA, G. B.; VILARINHO, A. A.; MEDEIROS, R. D. Doses e épocas de aplicação de nitrogênio em arroz de várzea. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 41, n. 1, p. 29-38, 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.5216/pat.v41i1.7776>.

FAGERIA, N. K.; SANTOS, A. B.; CUTRIM, V. A. Produtividade de arroz irrigado e eficiência de uso do nitrogênio influenciadas pela fertilização nitrogenada. **Pesquisa Agropecuária**, Brasília, v. 42, n. 7, p. 1029-1034, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2007000700016>.

FAGGION, F.; OLIVEIRA, C. A. S.; CHRISTOFIDIS, D. Uso eficiente da água: uma contribuição para o desenvolvimento sustentável da agropecuária. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava, v. 2, n. 1, p. 187-190, 2009. DOI: <https://doi.org/10.5777/paet.v2i1.446>.

FARACO, J. R.; CASTRO, N. M. R.; LOUZADA, J. A.; DA SILVA, P. R. F.; SCHOENFELD, R.; MAASS, M. B.; PAGLIARINI, N. Rendimento de grãos e eficiência do uso de água da cultura do milho em áreas de cultivo de arroz inundado com diferente manejo de irrigação e drenagem. **IRRIGA**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 274, 2018. DOI: <https://doi.org/10.15809/irriga.2016v1n1p274-290>.

FARRELL, M. J. The measurement of productive efficiency. **Journal of the Royal Statistic Society**, v. 120, p. 253-290, 1957. DOI: <https://doi.org/10.2307/2343100>.

FERREIRA, C. A. G. Recuperação de áreas degradadas. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 202, p. 127-130, 2000.

FERREIRA, C. M. **Sustentabilidade de sistemas de produção de grãos: caso do arroz de terras altas**. 2007. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) - Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

FLUMIGNAN, D. L.; ALMEIDA, A. C. S; GARCIA, R. A. **Necessidade de irrigação complementar da soja na região sul de Mato Grosso do Sul**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2015. 8p. (Circular técnica, 34). Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/130258/1/CT201534.pdf>. Acesso em: 08 abr. 2023.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **The State of Food and Agriculture 2020**. Overcoming water challenges in agriculture. Rome. 2020. DOI: <https://doi.org/10.4060/cb1447en>.

GABAN, A. C.; MORELLI, F.; BRISOLA, M. V.; GUARNIERI, P. Evolução da produção de grãos e armazenagem: perspectivas do agronegócio brasileiro para 2024/25. **Informe GEPEC**, [S. l.], v. 21, n. 1, p. p. 28–47, 2017. DOI: <https://doi.org/10.48075/igepec.v21i1.15407>.

HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K. **Globalization of water**: sharing the planet's freshwater resources. Oxford: Blackwell Publishing, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1002/9780470696224>.

HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K. Water footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern. **Water Resources Management**, [S. l.], v. 21, n. 1, p. 35–48, 2007. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5591-1\\_3](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5591-1_3).

HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K.; ALDAYA, M. M.; MEKONNEN, M. M. **The Water Footprint Assessment Manual Setting the Global Standard**. Londres: Earthscan, 2011. Disponível em: [https://waterfootprint.org/resources/TheWaterFootprintAssessmentManual\\_English.pdf](https://waterfootprint.org/resources/TheWaterFootprintAssessmentManual_English.pdf). Acesso em: 28 ago. 2021.

HOEKSTRA, A. Y.; HUNG, P. Q. Virtual water trade: a quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. **Value of Water Research Report Series N° 11**, UNESCO-IHE, 2002. Disponível em: <https://www.waterfootprint.org/resources/Report12.pdf>. Acesso em: 12 abr. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Áreas Territoriais**. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/15761-areas-dos-municipios.html>. Acesso em: 29 set. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo Agropecuário 2006: Segunda Apuração**. 2021a. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2006/segunda-apuracao>. Acesso em: 29 set. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo Agropecuário 2017: Resultados definitivos**. 2021b. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017/resultados-definitivos>. Acesso em: 29 set. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Estimativas da população**. 2021d. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 29 set. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Produto Interno Bruto dos Municípios**. 2021c. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9088-produto-interno-bruto-dos-municipios.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 29 set. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Estabelecimentos com uso de agricultura irrigada crescem em mais de 50% em 11 anos**. 2020. Disponível

em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/26684-estabelecimentos-com-uso-de-agricultura-irrigada-crescem-em-mais-de-50-em-11-anos>. Acesso em: 17 nov. 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Clima Monitoramento Brasil**. 2021. Disponível em: <https://clima1.cptec.inpe.br/monitoramentobrasil/pt>. Acesso em: 04 out. 2021.

KODDE, D. A.; PALM, F. C. Wald criteria for jointly testing equality and inequality restrictions. **Econometrica**, Hoboken, v. 54, n. 5, p. 1243–1248, 1986. DOI: <http://dx.doi.org/10.2307/1912331>.

KUOSMANEN, T.; KORTELAJINEN, M. Measuring eco-efficiency of production with Data Envelopment Analysis. **Journal of Industrial Ecology**, v. 9, n. 4, p. 59–72, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1162/108819805775247846>.

LAMOND, R. E.; WESLEY, T. L. Adubação nitrogenada no momento certo para soja de alta produtividade. **Informações Agronômicas**, v. 95, p. 6-7, 2001. Disponível em: [http://www.ipni.net/publication/ia-brasil.nsf/0/23E7264630AABD6383257AA30063E74D/\\$FILE/Page6-7-95.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-brasil.nsf/0/23E7264630AABD6383257AA30063E74D/$FILE/Page6-7-95.pdf). Acesso em: 13 nov. 2021.

LIU, Y.; SUN, C.; XU, S. Eco-Efficiency Assessment of Water Systems in China. **Water Resources Management**, v. 27, n. 14, p. 4927-4939, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-013-0448-3>.

LONDERO, G. P. **Water use reduction, yield and grain quality of two rice varieties under different times of irrigation withholding**. 2014. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

MAPBIOMAS. **Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em 02 nov. 2021.

MARACAJÁ, K. F. B. **Nacionalização dos recursos hídricos: um estudo exploratório da pegada hídrica no Brasil**. 2013. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Centro de Tecnologias e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2013.

MARACAJÁ, K. F. B.; DA SILVA, V. P. R.; NETO, J. D.; ARAÚJO, L. E. Pegada hídrica como indicador de sustentabilidade ambiental. **Revista de Administração Contabilidade e Sustentabilidade**, v. 2, n. 2, p. 113-125, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.18696/reunir.v2i2.75>.

MARQUES, T. L. **Avaliação da ecoeficiência e da pegada hídrica do processamento da carne de frango no Centro-Oeste do Brasil**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2019.

MCINTYRE, R. J.; THORNTON, J. R. Environmental divergence: air pollution in the USSR. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 1, n. 2, p. 109–120. 1974. DOI: [https://doi.org/10.1016/0095-0696\(74\)90008-4](https://doi.org/10.1016/0095-0696(74)90008-4).



MCINTYRE, R. J.; THORNTON, J. R. On the environmental efficiency of economic systems. **Soviet Studies**, v. 30, n. 2, p. 173–192, 1978. DOI: <https://doi.org/10.1080/09668137808411179>.

MEEUSEN, W.; BROECK, V. D. Efficiency estimation from Cobb-Douglas production with composed error. **Empirical Econometrics**, v. 32, p. 715–723, 1977. DOI: <http://dx.doi.org/10.2307/2525757>.

MENDES, I. de C.; REIS JUNIOR, F. B. dos; CUNHA, M. H. da. **20 perguntas e respostas sobre fixação biológica de nitrogênio**. Folhetos. Embrapa Cerrados, 2010. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/883833/20-perguntas-e-respostas-sobre-fixacao-biologica-de-nitrogenio>. Acesso em: 14 abr. 2023.

MONTOYA, M. A. A pegada hídrica da economia brasileira e a balança comercial de água virtual: uma análise insumo-produto. **Economia Aplicada**, v. 24, n. 2, p. 215-248, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.11606/1980-5330/ea167721>.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT – OECD. **OECD Principles on Water Governance**. OECD Studies on Water, OECD Publishing, 2015. Disponível em: <https://www.oecd.org/cfe/regionaldevelopment/OECD-Principles-on-Water-Governance-en.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2021.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU. **Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2019: Não deixar ninguém para trás**. Resumo Executivo. 2019. Disponível em: [https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367303\\_por/PDF/367303por.pdf.multi](https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367303_por/PDF/367303por.pdf.multi). Acesso em: 07 nov. 2021.

PAZ, V. P. S.; TEODORO, R. E. F.; MENDONÇA, F. C. Recursos hídricos, agricultura irrigada e meio ambiente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 3, p. 465-473, 2000. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1415-43662000000300025>.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. 2022. Disponível em: <https://www.R-project.org>. Acesso em: 10 jan. 2022.

RIOS, S. M. D. G. **Metodologia de avaliação da ecoeficiência da água a nível agrícola: aplicação a um caso de estudo**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia do Ambiente) – Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território, Universidade do Porto, Porto, 2012.

ROBAINA-ALVES, M.; MOUTINHO, V.; MACEDO, P. A new frontier approach to model the eco-efficiency in European countries. **Journal of Cleaner Production**, 103, p. 562-573, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.038>.

RODRIGUES, L. N.; CRUVINEL, P. E. **A importância da gestão de recursos hídricos e da agricultura irrigada nonexo água e alimento**. Artigo. Embrapa Cerrados, 2022. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/69094216/artigo-a-importancia-da-gestao-de-recursos-hidricos-e-da-agricultura-irrigada-no-nexo-agua-e-alimento>. Acesso em: 14 abr. 2023.

ROSANO-PENNA, C.; ALMEIDA, C.; RODRIGUES, E.; SERRANO, A. Spatial Dependency of Eco-Efficiency of Agriculture in São Paulo. **Brazilian Business Review**, v. 17, n. 3, p. 328-343, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.15728/bbr.2020.17.3.5>.

ROUX, B. L.; LAAN, M. D.; GUSH, M. B.; BRISTOW, K. L. Comparing the usefulness and applicability of different water footprint methodologies for sustainable water management in agriculture. **Irrigation And Drainage**, v. 67, n. 5, p. 790-799, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/ird.2285>.

SANTANA, A. S.; SANTOS, G. R. **Impactos da seca de 2012-2017 na região semiárida do Nordeste: notas sobre a abordagem de dados quantitativos e conclusões qualitativas**. Boletim Regional, Urbano e Ambiental, Brasília, DF, n. 22, p. 119-129, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/10392>. Acesso em: 14 abr. 2023.

SANTOS, R. C.; FREIRE, R. M. M.; SUASSUNA, T. M. F. **Amendoim: o produtor pergunta, a Embrapa responde**. Coleção 500 perguntas 500 respostas, Embrapa Informação Tecnológica, 2009. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/580979/amendoim-o-produtor-pergunta-a-embrapa-responde>. Acesso em: 13 nov. 2021.

SCHAEFER, E. C.; ALBURQUEQUE, M. A.; CHARMELO, L. L.; CAMPOS, J. C. F.; SIMAS, F. B. Elementos da paisagem e a gestão da qualidade ambiental. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 202, p. 20-44, 2000.

SCHERER, C. E. M. **Eficiência produtiva regional da agricultura brasileira**. 2014. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Econômico) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

SCHERER, C. E. M.; PORSSE, A. A. Eficiência produtiva regional da agricultura brasileira: uma análise de fronteira estocástica. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 55, n. 2, p. 389-410, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1234-56781806-94790550210>.

SECRETARIA DO TESOUREIRO NACIONAL – STN. **Finanças Municipais (FINBRA)**. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/tesouronacional/pt-br/estados-e-municipios/dados-consolidados/finbra-financas-municipais>. Acesso em: 05 nov. 2021.

SEVERINO, L. S.; MILANI, M.; BELTRÃO, N. E. M. **Mamona: o produtor pergunta, a Embrapa responde**. Coleção 500 perguntas 500 respostas, Embrapa Informação Tecnológica, 2013. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1124480/mamona-o-produtor-pergunta-a-embrapa-responde>. Acesso em: 13 nov. 2021.

SILVA, J. A. G.; GOI NETO, C. J.; FERNANDES, S. B. V.; MANTAI, R. D.; SCREMIN, O. B.; PRETTO, R. Nitrogen efficiency in oats on grain yield with stability. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 12, p. 1095-1100, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n12p1095-1100>.

SILVA, F. P. **Eficiência técnica e heterogeneidade tecnológica na agropecuária brasileira**. 2017. Dissertação (Mestrado em Economia Rural) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

SILVA, J. V. B. **Ecoeficiência da agropecuária amazônica: custos de oportunidade e fatores condicionantes**. 2021. Dissertação (Mestrado em Agronegócios) — Universidade de Brasília, Brasília, 2021.

SILVA, S. R.; BASSOI, M. C.; FOLONI, J. S. S. **Informações técnicas para trigo e triticale – safra 2017**. X Reunião da Comissão Brasileira de Pesquisa de Trigo e Triticale. Brasília: Embrapa, 2017. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1064344/informacoes-tecnicas-para-trigo-e-triticale---safra-2017>. Acesso em: 13 nov. 2021.

SILVA, V. P. R.; ALEIXO, D. O.; DANTAS NETO, J.; MARACAJÁ, K. F. B.; ARAÚJO, L. E. Uma medida de sustentabilidade ambiental: pegada hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 100-105, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1415-43662013000100014>.

SOARES, F. C.; PARIZI, A. R. C.; SILVA, G. U.; ESSI, J.; RUSSI, J. L.; BEM, L. H. SANTOS, P. R. Irrigação suplementar na produção de grãos e na eficiência de uso da água do feijoeiro. **Revista Agrarian**, v.9, n.34, p. 374-382, 2017.

SONG, J.; CHEN, X. Eco-efficiency of grain production in China based on water footprints: a stochastic frontier approach. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 236, p. 117-685, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117685>.

SOUZA, L. S. B.; MOURA, M. S. B.; SEDIYAMA, G. C.; SILVA, T. G. F. Eficiência do uso da água das culturas do milho e do feijão-caupi sob sistemas de plantio exclusivo e consorciado no semiárido brasileiro. **Bragantia**, v. 70, n. 3, p. 715-721, 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s0006-87052011000300030>.

STONE, L. F. **Eficiência do uso da água na cultura do arroz irrigado**. Embrapa Arroz e Feijão, 2005. Disponível em: [https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPAF/23974/1/doc\\_176.pdf](https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPAF/23974/1/doc_176.pdf). Acesso em: 13 nov. 2021.

SUZIGAN, L. H. **Ecoeficiência agropecuária nos municípios brasileiros**. 2020. Dissertação (Mestrado em Agronegócios) - Universidade de Brasília, Brasília, 2020.

THANAWONG, K.; PERRET, S. R.; BASSET-MENS, C. Eco-efficiency of paddy rice production in Northeastern Thailand: a comparison of rain-fed and irrigated cropping systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 204-217, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.067>

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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.011>.

TUNDISI, J. G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **REVISTA USP**, n.70, p. 24-35, 2006. DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i70p24-35>.

VIEIRA, J. **Ecoeficiência da agropecuária goiana com análise envoltória de dados e funções distância direcionais**. 2015. Dissertação (Mestrado em Agronegócios) — Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

WIETHOLTER, S. **Centeio**: calagem e adubação. Agência Embrapa de Informação Tecnológica, s.d. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/centeio/arvore/CONT000fz2zy82a02wx5ok0ejlyhdz50uplp.html>. Acesso em: 13 nov. 2021.

WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT – WBCSD. **Eco-efficiency learning module**. 2006. Disponível em: <https://www.wbcsd.org/Projects/Education/Resources/Eco-efficiency-Learning-Module>. Acesso em: 09 jun. 2021.

ZANZINI, A. C. S.; PRADO FILHO, J. F. Impacto da atividade agropecuária sobre a fauna silvestre. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 202, p. 78-87, 2000.